

Odd Marius Elstad

## **Materialstrømsanalyse av plastemballasje fra husholninger**

- en komparativ studie av  
gjenvinningssystemer i Norge og  
Sverige.

Masteroppgave i Geografi

Trondheim, oktober 2005



**Materialstrømsanalyse av  
plastemballasje fra husholdninger -  
en komparativ studie av  
gjenvinningsystemer i Norge og  
Sverige.**

**Odd Marius Elstad**

Masteroppgave i Geografi

Geografisk Institutt, og Program for Industriell Økologi

Norges Tekniske, Naturvitenskaplige Universitet

Trondheim, oktober 2005

## ABSTRACT

The European Union has made directive 94/62/EC regarding collection, recycling and energy recovery of plastic packaging. Both Norway and Sweden have to comply with those directives, and they have made their own national targets on the basis of these directives. The goal is to send 30 % of all potential plastic waste to material recycling each year. In attempt to fulfill these EU requirements, both countries have built-up a system for collection, material recycling and energy recovery of their plastic packaging. Both systems are quite similar in nature, but there are some individual differences. First; in Sweden the sorting takes place in two steps; in Norway only one. Second; Norway sends large fractions of plastic waste to chemical recycling and call it material recycling, something that is not allowed in Sweden.

Do these systems work in the way the governments want they to do, and do they meet their targets? Do one system in some ways work better than the other? With the use of Material Flow Accounting (MFA), both systems have been studied to see if they fulfill their goals, and identify improvement potentials.

Sweden produces more plastic packaging waste than Norway. Sweden has a plastic waste potential of 309 031 tonnes from households, opposed to 84 860 tonnes in Norway. Of the amounts that are collected, either through a plastic collection system or through mixed-waste, only 6,5 % of Polypropylene packaging in Norway and 2,9 % in Sweden actually goes to material recycling. Both countries count the amount collected as the amount recycled. Norway will still recycle only 6,5 %, but Sweden increase to 8,1 %.

Sweden is more efficient in the collection than Norway, suggesting that the two-step system should be implemented in Norway as well. Sweden also uses energy recovery to a larger extent, and because of the lower use of energy recovery, Norway sends larger fractions to land fills.

## FORORD

Denne masteroppgaven har kommet i havn takket være en lang rekke personer som har vært med å bidra til dette.

Vil først og fremst takke min veileder Britt Dale, ved Geografisk Institutt, for å slippe alt annet arbeid og stille opp å veilede meg på kort varsel. Sigurd Støren ved Institutt for Produktutvikling og Materialer, for forslag til, og utforming av en oppgavetekst som var utfordrende. Frank Melum ved Program for Industriell Økologi, har vært til stor hjelp ved kontroll regning av alle system mengder, og generell veiledning. Kjetil Røine ved Program for Industriell Økologi, har hjulpet til med en del informasjon om det norske systemet, og han har ikke minst avgrenset oppgaven slik at den ble gjennomførbar.

I tillegg vil jeg rette en stor takk til mine mest sentrale informanter som har stillt opp, og gitt meg den informasjonen jeg trengte for å kunne gjennomføre analysene. Dette har vært Per Gjester ved Plastretur AS, Dennis Olsson ved Plastkretsen AB, Anders Hedenstedt ved Svenska Renhållningsverkföreningen, Håkon Jentoft ved Norsk Renholdsverkere Forening, Anna Lidén ved Statistiska Centralbyråen.

Trondheim, Oktober 2005

Odd Marius Elstad

## INNHold

<i>Abstract</i> . . . . .	i
<i>Forord</i> . . . . .	iii
<i>1. Innledning</i> . . . . .	1
1.1 Bakgrunn for valg av tema . . . . .	1
1.2 Formålet med oppgaven . . . . .	3
1.3 Problemstilling . . . . .	4
1.4 Gjennomføring . . . . .	6
1.5 Avgrensing . . . . .	6
<i>2. Teori</i> . . . . .	8
2.1 Innledning . . . . .	8
2.2 Systemteori . . . . .	8
2.2.1 Modelleringssteori . . . . .	12
2.3 Industriell Økologi . . . . .	18
2.4 Materialflytsanalyse . . . . .	21
2.5 Geografisk system- og modelleringssteori, industriell økologi og MFA . . . . .	25
<i>3. Extended Producer Responsibility og politiske målsettinger</i> . . . . .	28
3.1 <i>EPR - Extended Producer Responsibility</i> . . . . .	28
3.1.1 <i>EPR i Norge</i> . . . . .	30
3.1.2 <i>EPR i Sverige</i> . . . . .	33
3.2 <i>Politiske målsettinger for avfallsreduksjon</i> . . . . .	36
3.2.1 <i>Politiske målsettinger for Norge</i> . . . . .	37

---

3.2.2	Politiske målsettinger for Sverige . . . . .	38
4.	<i>Plastgjenvinningsmetoder</i> . . . . .	39
4.1	Innledning . . . . .	39
4.2	Kjemisk gjenvinning . . . . .	39
4.3	Mekanisk gjenvinning . . . . .	40
4.4	Energigjenvinning . . . . .	41
5.	<i>Metode</i> . . . . .	43
5.1	Kvalitative vs. kvantitative metoder . . . . .	43
5.2	Beskrivelse og vurdering av kvalitativ metode og datagrunnlag	44
5.2.1	Informanter . . . . .	45
5.2.2	Datakvalitet . . . . .	46
5.3	Beskrivelse og vurdering av kvantitative metoder og data- grunnlag . . . . .	47
5.3.1	MFA metodikk . . . . .	47
5.3.2	Effektivitetsindikatorer . . . . .	49
5.3.3	Datakvalitet . . . . .	50
6.	<i>Systembeskrivelse</i> . . . . .	52
6.1	Innledning . . . . .	52
6.2	Det norske systemet . . . . .	52
6.2.1	Innsamling . . . . .	53
6.2.2	Sortering . . . . .	56
6.2.3	Gjenvinning . . . . .	58
6.3	Det svenske systemet . . . . .	62
6.3.1	Innsamling . . . . .	63
6.3.2	Sortering . . . . .	65
6.3.3	Gjenvinning . . . . .	66
7.	<i>Analyse av systemene</i> . . . . .	68
7.1	Systemene og mengdene . . . . .	68
7.1.1	Det norske systemet . . . . .	69

---

7.1.2	Det svenske systemet . . . . .	74
7.2	Sammenligning av systemene . . . . .	77
7.3	Effektivitetsanalyse . . . . .	84
7.3.1	Indikatorer for Norge . . . . .	84
7.3.2	Indikatorer for Sverige . . . . .	86
7.3.3	Sammenligning Norge og Sverige . . . . .	88
8.	<i>Diskusjon</i> . . . . .	89
8.1	Innledning . . . . .	89
8.2	Sammenligning av systemene . . . . .	89
8.3	Effektiviteten i systemet . . . . .	98
9.	<i>Konklusjon</i> . . . . .	103
	<i>Bibliografi</i> . . . . .	106
	<i>Tillegg</i> . . . . .	ii
A.	<i>Oversikt over energigjenvinningsanlegg</i> . . . . .	iii
B.	<i>Utregninger av system mengder</i> . . . . .	vi



## FIGURER

4.1	Metanolens forskjellige bruksområder . . . . .	40
5.1	Eksempel på fremstilling av MFA diagram . . . . .	48
6.1	De norske materialselskapenes oppbygning og struktur . . . . .	54
6.2	Materialflyten i det norske systemet. . . . .	60
6.3	Materialflyten i det svenske systemet. . . . .	61
6.4	Plastkretsens oppbygning og struktur . . . . .	64
7.1	Flyten av PP hardplast i det norske systemet. . . . .	69
7.2	Flyten av PP hardplast i det svenske systemet. . . . .	74
8.1	Fordelingen av PP hardplast mellom de ulike gjenvinnings- og avhendingsmetodene, ut fra potensiell mengde i husholdninger i Sverige. . . . .	94
8.2	Fordelingen av PP hardplast mellom de ulike gjenvinnings- og avhendingsmetodene, ut fra potensiell mengde i husholdninger i Norge. . . . .	95

## TABELLER

3.1	Fem strategier for EPR. . . . .	29
3.2	Gjenvinningsmålsettinger for plastemballasje for Norge og EU. . . . .	37
3.3	Gjenvinningsmålsettinger for plastemballasje for Sverige og EU. . . . .	38
5.1	Oversikt over informanter. . . . .	46
5.2	Eksempel på fremstilling av MFA diagram. . . . .	48
7.1	Plastemballasjemengdene i det norske systemet. . . . .	70
7.2	PP hardplast mengdene i det norske systemet. . . . .	70
7.3	Plastemballasjemengdene i det svenske systemet. . . . .	75
7.4	PP hardplast mengdene i det svenske systemet. . . . .	75
7.5	Sammenligning av prosessene i det norske og svenske systemet. . . . .	80
7.6	Sammenligning av mengdene av PP hardplast på de forskjellige leddene i det norske og svenske systemet. . . . .	82
7.7	Antall kilo plastemballasje pr. innbygger som går gjennom de ulike leddene i systemene i Norge og Sverige. . . . .	83
7.8	Antall kilo PP hardplastemballasje pr. innbygger som går gjennom de ulike leddene i systemene i Norge og Sverige. . . . .	83
7.9	Oversikt over effektiviteten i det Norske systemet. . . . .	85
7.10	Oversikt over effektiviteten i det Svenske systemet. . . . .	87
7.11	Sammenligning av effektiviteten i det Norske og Svenske systemet. . . . .	87
A.1	Oversikt over energigjenvinnings- og forbrenningsanlegg i Norge. . . . .	iv
A.2	Oversikt over energigjenvinnings- og forbrenningsanlegg i Sverige. . . . .	v

---

B.1	Sortertingstester som beregningene av plast og hardplast mengdene i restavfallet er basert på. . . . .	vii
B.2	De totale innsamlings- og gjenvinningstallene i Norge . . . . .	vii
B.3	Sortertingstester som beregningene av plast og hardplast mengdene i restavfallet er basert på. . . . .	viii
B.4	Utregning av mengdene og strømmene i det svenske plastme- ballasjesystemet. . . . .	ix
B.5	Utregninger av total plastemballasjemengde pr. innbygger i Norge . . . . .	x
B.6	Utregninger av PP hardplastmeballasjemengde pr. innbygger i Norge . . . . .	x
B.7	Utregninger av total plastemballasjemengde pr. innbygger i Sverige . . . . .	xi
B.8	Utregninger av PP hardplastmeballasjemengde pr. innbygger i Sverige . . . . .	xi

# 1. INNLEDNING

## 1.1 *Bakgrunn for valg av tema*

I 1994 slapp EU emballasjedirektivet 94/62/EC (EUROPA, 1994), der de fastsetter en rekke målsettinger for avfallsreduksjon, og da i all hovedsak av emballasje. Dette direktivet pålegger alle landene som er tilknyttet EU og EØS å innføre ordninger som legger til rette for avfallsreduksjon. Forlenget produsentansvar (EPR) er det virkemidlet som legges til grunnlag for direktivet, og det er gjennom implementering av EPR at denne avfallsreduksjonen skal kunne fungere. Det legges i dette direktivet opp til at produsenter og importører av emballasje skal betale et vederlag for de mengdene emballasje de omsetter. Formålet med dette er at ved å måtte betale et vederlag, skal produsenter og importører være interessert i å bruke mindre emballasje av økonomiske hensyn, og dette vil igjen føre til at mindre emballasje tilføres samfunnet og gjøre at den potensielle avfallsmengden går ned (Opoku og Eik, 2001). På bakgrunn av dette er alle landene tilknyttet EU og EØS nødt til å implementere systemer som gjør at dette EU-direktivet blir fulgt opp. Norge legger blant annet opp et system med emballasjeavgift for plastemballasje sammen med sentrale aktører i plastindustrien i Norge. For å forenkle systemet for innsamling av avgifter, og sørge for at avfallssystemer for plastemballasjen blir innført, opprettet aktørene i plastbransjen selskapet Plastretur AS.

Det er kommet nye direktiver fra EU som følger opp emballasjedirektivet fra 1994, og det seneste direktivet er EU-direktiv 2004/12/EC (EUROPA, 2004), som fastsetter de fremtidige målene for innsamling, materialgjenvinning og energigjenvinning av emballasjeavfall. Norge har på bakgrunn av dette di-

rektivet måttet sette egne nasjonale mål for behandling av emballasjeavfall.

Temaet i min masteroppgave er valgt grunnet mine spesielle faginteresser. Selv om jeg er tar en mastergrad i Geografi, er jeg også interresert i og studerer Industriell Økologi.<sup>1</sup> Derfor virket det spennende å prøve å kombinere disse to fagfeltene, og se om det var mulig å hente elementer fra begge fagretninger og bruke dette i et mastergradsprosjekt.

Etter at jeg våren 2003 tok faget *Systemer for gjenvinning og lukkede materialsøyfer* begynte jeg å interessere meg for avfallssystemer, og innse hvilke utfordringer verden står ovenfor på dette området. Etter prosjektarbeid i dette faget gikk det opp for meg hvor langt vi har igjen for å nå alle målene som er satt ang. innsamling og gjenvinning av plastavfall. I tillegg likte jeg å jobbe med noen av teknikkene som blir brukt for å bygge opp modeller av materialstrømmer og systemer, og som blir brukt for å vurdere blant annet avfallssystemer. Materialflytsanalyse (MFA) er et slikt verktøy, og jeg mener det gir en fin mulighet for videre vurderinger av systemene. Ut fra dette gikk jeg med en liten tanke om å kanskje jobbe videre med dette, hvis muligheten bydde seg.

Faggruppen for Industriell Økologi har et prosjekt gående sammen med en rekke andre institusjoner og bedrifter, som omhandler bla. avfall og avfallssystemer. Dette prosjektet er finansiert av Norges Forskningsråd og heter P-2005 Industriell Økologi. Det er en rekke hovedfags- og mastergradsstudenter, stipendiater, vitenskaplig ansatte og andre forskere som jobber med en rekke temaer som et ledd i dette prosjektet. På bakgrunn av dette fikk jeg høsten 2003 et spørsmål av professor Sigurd Støren ved Institutt for Produktutvikling og Materialer, og som er en faglig ressursperson ved Industriell

---

<sup>1</sup>Industriell Økologi (Indecol) er et tverrfaglig forsknings- og studieprogram. Programmet ligger under Fakultet for Ingeniørvitenskap og Teknologi (IVT), men er et samarbeid mellom IVT, Fakultet for Samfunnsvitenskap og Teknologiledelse, og Fakultet for Naturvitenskap og Teknologi. Det tas inn studenter fra alle disse fakultetene, og under her ligger det totalt 15 institutter.

Økologi, om det ville være interessant for meg å gjøre en oppgave på innsamlingssystemene for plastemballasje i Norge og Sverige. Derfra ble mitt masterprosjekt utviklet.

### 1.2 *Formålet med oppgaven*

I Norge er det bygd opp et omfattende system for innsamling og gjenvinning av plastemballasje, med mange aktører som har forskjellige roller, og alle disse er sentrale for at systemet skal fungere slik det gjør idag. Norge stilles stadig ovenfor større krav fra EU som må oppfylles, og på grunn av dette må Norge forbedre det eksisterende systemet. Det er forsket en god del på hvordan dette kan gjøres, og det er kommet mange forslag til hvordan ting kan løses på mange forskjellige nivåer.<sup>2</sup> Dette gjelder alt fra organisatoriske, økonomiske og tekniske forbedringer på de forskjellige nivåene og prosessene i systemet.

Norge er medlem av en europeisk organisasjon (EPRO) som fungerer som et forum for mange land som prøver å forbedre og tilrettelegge sine systemer for å tilfredsstille EU-kravene. Dette gjør at Norge får mange impulser utenfra, og lærer av hvordan andre land løser problemene med å innfri de samme kravene som Norge stilles ovenfor. Men er alle disse løsningene like gode for Norge? Passer det seg å innføre systemer fra, for eksempel, Belgia eller Tyskland i Norge?

I denne oppgaven vil jeg gjøre en systematisk studie av det norske systemet sammenlignet med systemer i et land det er mest nærliggende å sammenligne det med. Det landet som er mest nærliggende å hente impulser fra vil sann-

---

<sup>2</sup>Det gjennomføres en del doktorgradsarbeider på temaet, av blant annet Hilde Nøsen Opoku, Arne Eik, Kjetil Røine og Frank Melum. Alle er tilknyttet Industriell Økologi. I tillegg er det levert en rekke rapporter og publikasjoner fra Industriell Økologi på temaet, og disse kan finnes på nettsidene, [www.indecol.ntnu.no/publications](http://www.indecol.ntnu.no/publications). Så langt er det ikke blitt gjort noen komparative analyser med andre land.

synligvis være Sverige. Dette er et land som er likt Norge på mange måter, med tanke på at de er naboland, har høy velstand, høyt forbruk og befolkningen har sannsynligvis ganske like holdninger og oppførsel. Ut fra alle disse begrunnelsene er det nærliggende å tro at disse to landene har innsamlings- og gjenvinningsystemer for plastemballasje som er hensiktsmessige å sammenligne. Det vil sannsynligvis være noen forskjeller i systemene, men vil disse være såpass store at de avgjør hvordan systemene arter seg? Sverige har dobbelt så mange innbyggere som Norge, kan dette ha en form for påvirkning på systemet? Må det svenske systemet av den grunn bygges på en annen måte enn det norske for å kunne tilfredsstille kravene som blir stilt rundt innsamlings- og gjenvinningsgrad? Vil ett av systemene være oppbygd på en slik måte at det er mer effektivt enn det andre? Kan de ha noe å lære av hverandre?

Formålet med oppgaven er å studere mengder og strømmer gjennom Norge og Sverige, og det skal kun ses på hvilke prosesser som er de beste ut fra mengdeforhold i systemene, og strømmingene mellom prosessene. Vurderinger og anbefalinger gis på et generelt nivå med utgangspunkt i eksisterende teknologi. Prosjektet skal kun gi et svar på hvordan forholdene er, og gi en anbefaling for videre studier på et mer detaljert nivå. Dette er ingen teknisk oppgave, og vil ikke gi noen detaljerte tekniske eller økonomiske svar på hvilke løsninger som best kan implementeres på noen av systemene.

### 1.3 *Problemstilling*

Enhver forskning går ut fra en problemstilling som forsøkes besvares gjennom prosjektet, og det er dette som setter grensene for hvordan prosjektet skal gjennomføres. I dette tilfellet vil det være bedre å dele opp i flere problemstillinger som skal besvares sekvensielt, for det er vanskelig å definere en problemstilling som omfatter alt som skal forsøkes besvares. Ut fra formålet

med prosjektet kommer problemstillingene naturlig frem, og de danner en rekkefølge ting må besvares i.

Det første spørsmålet som skal besvares er: *Hvordan er de norske og svenske gjenvinningssystemene for plastemballasje oppbygd?*

Dette er viktig å besvare først, fordi gjennom å besvare dette spørsmålet kartlegges systemet og danner grunnlaget for hvordan den videre forskning skal legges opp. Er de likt oppbygd, og fungerer de likedan? Mest sannsynlig vil det være en forskjell i systemene, ikke nødvendigvis i selve oppbygningen, men iallefall i effektiviteten på mengdene som går gjennom dem og kommer ut til gjenvinning. Det trenger ikke å være store forskjellene før det er grunnlag for videre undersøkelser.

Neste hovedspørsmål som skal besvares er: *Har disse to systemene noe å lære av hverandre?*

Det skal vurderes om det er noen prosesser eller strømmer som er mer effektiv og bedre i det ene systemet enn i det andre, og om disse prosessene eller strømmene kan overføres til det andre systemet som er mindre effektiv. Det er gjennom denne problemstillingen selve formålet med prosjektet blir forsøkt ivaretatt. Svaret her er ikke gitt på forhånd, ettersom det ikke er noen som har gjort en lignende komparativ analyse tidligere.

Selv om formålet i utgangspunktet var å finne forbedringspotensialer for det norske systemet, vil det være mest naturlig å gjennomføre prosjektet på en slik måte at det er landsnøytralt, og på denne måten kunne gi evt. anbefalinger til begge land. Det kan vise seg å være Norge som har det mest effektive systemet, og på denne måten kan kanskje Sverige ha noe å lære av det norske systemet, ettersom begge land er underlagt de samme krav.



### 1.4 Gjennomføring

For at man skal kunne få svar på problemstillingene, må det tas i bruk en rekke forskjellige metoder og teknikker. Identifiseringen av systemet vil bli best løst ved hjelp av dokumentstudier og intervjuer med sentrale personer som har oversikt over forskjellige deler av systemene. For å få den fulle oversikten over systemene, hvordan de fungerer og mengdene som går gjennom dem, bør systemene modelleres og settes opp på en slik måte at de er mest mulig oversiktlige. Dette kan best gjøres ved hjelp av en metode som kalles Materialflysanalyse. Denne metoden illustrerer systemet gjennom en grafisk modell, men også tabeller som viser mengder på de forskjellige prosessene i systemet.

For at det skal kunne vurderes hvilket av systemene som er det beste, bør hver prosess i hvert system vurderes, og prosessene i de to systemene bør kunne sammenlignes. Dette vil sannsynligvis bli best gjennomført ved hjelp av en effektivitetssanalyse. Denne analysen setter prosessene opp mot hverandre, og viser hvor evt. problemkilder vil være.

### 1.5 Avgrensing

For å kunne gjennomføre prosjektet er jeg nødt til å gjøre en del avgrensninger, og disse er sentrale for at prosjektet ikke blir for omfattende.

Systemene er geografisk avgrenset, ettersom det er kun Norge og Sveriges avfallssystemer det skal ses på. Det er mest naturlig å dele inn systemene etter landsgrensen, og hvis det noen fraksjoner som sendes til eller kommer fra andre land, vil disse kun bli illustrert ved hjelp av piler ut av systemet og ikke bli sporet lenger. Disse strømmene vil være uinteressante for dette prosjektet. I Norge er det Plastretur AS som har det overordnede ansvaret for dette systemet, og derfor avgrenses oppgaven kun til å gjelde deres system.

Tilsvarende system i Sverige er styrt og koordinert av Plastkretsen AB, og systemet i Sverige avgrenses derfor til deres virksomhetsområde.

Det blir sett på plastemballasje generelt, men det meste av analyser vil bli gjort på hardplast av polypropylen (PP). Dette fordi strømmene for hardplast og folieplast sannsynligvis arter seg noe forskjellig, og derfor er det best å følge bare en av disse strømmene. Det er veldig lite hardplast som gjenvinnes i Norge, derfor kan det være interessant å se på hvorfor det er slik, og det kan være her de største forbedringspotensialene ligger. Det er valgt å se nærmere på PP i stedet for andre plasttyper, fordi det forenkler oppgaven ved å avgrense til å gjelde bare en type plast.

Systemet er også blitt avgrenset slik at det kun ses på den delen nedenfor avfallsbesitteren, som i dette tilfellet er husholdningene. Det hadde vært ønskelig å sett på hele livsløpet til plastemballasjen, fra produksjon til avhending, men dette er alt for omfattende til at det lar seg gjøre i en masteroppgave.

Systemene har etter all sannsynlighet forandret seg en del gjennom årene, derfor er det mest naturlig å undersøke dagens systemer. Ut fra dette skal det brukes det nyeste tallmaterialet som lar seg oppdrive. Så fremt det ikke er noe nytt tallmateriale tilgjengelig, skal det suppleres med eldre tall. Dette er et punkt det må avveies om det skal brukes gamle tall, eller ingen tall i det hele tatt. Det avhenger av alderen og gyldigheten på tallmaterialet, og hvor stor feilkilde de evt. vil gi.

## 2. TEORI

### 2.1 *Innledning*

Et godt teoretisk grunnlaget er viktig for at gjennomføringen av, og forståelsen av forskningen skal bli bedre. Ettersom mye av dette prosjektet baserer seg på modellering av systemer, går det her gjennom den geografiske tilnærmingen til modellerings- og systemteori. Den modelleringsmetoden som er brukt i denne sammenhengen er Materialflytsanalyser, og beskrives og omtales derfor i et eget delkapittel.

Dette prosjektet er et tverrfaglig prosjekt for både Geografi og Industriell Økologi, og for å gjøre det klarer hva dette går ut på, vil både Industriell Økologi og sammenhengen det har med geografi bli beskrevet nærmere i en egen del.

### 2.2 *Systemteori*

*“Et system defineres som helhet (en person, en stat, en kultur, en bedrift) som fungerer som en helhet på grunn av sammenbindingen mellom delene”* (Holt-Jensen, 1990, 183). Systembegrepet og systemtankegangen har eksistert lenge og er blitt brukt i varierende grad i geografifaget. I noen perioder har det vært stor fokus på dette området, og noen har til og med gått så langt som å hevde at systemanalyse er kjernen i geografien. Det er det som geografi skal beskjeftige seg med (Holt-Jensen, 1990). Bruken av systemanalyse og modellering er kanskje ikke like sterk i dag innen geografien, som den var for 30-40

år siden. Bruken av systemanalyse og modellering er fortsatt utstrakt innen en rekke andre vitenskaper, som for eksempel Industriell Økologi (Indecol). Grunntanken bak Indecol er å identifisere, modellere og forbedre systemer ut fra et miljøperspektiv. Et verktøy som Indecol benytter seg av i sitt arbeide er materialflytsanalyse (MFA). Denne analysemetoden inneholder mye av det som kan kalles for hovedessensen innen systemanalyse og modellering. Det kan kanskje trekkes paralleller mellom den type systemanalyse og modellering som ble benyttet og benyttes fortsatt innen geografien, og Indecol og materialflytsanalyse.

Systemteorier ble introdusert av biologen von Bertalanffy på slutten av 1930-tallet, men da ble teoriene og ideene ikke så godt mottatt av andre forskere. Forskningen på den tiden var dominert av tanken om å finne årsak-virkning sammenhenger, noe som ikke gikk helt overens med tanken om at alt var bygd opp i form av systemer (Holt-Jensen, 1990). Von Bertalanffy mente at det var mulig å utvikle en generell systemteori ettersom det er likheter mellom de systemene som betraktes i mange forskjellige vitenskaper (Holt-Jensen, 1990). Et slikt større overhengende system skal kunne brytes opp i mindre, som igjen skal kunne studeres hver for seg og uavhengig av andre systemer. På denne måten kunne flere vitenskaper dra nytte av en overhengende systemteori, og legge til egne teorier som er aktuelle for sine vitenskaper. Ut fra dette ble systemteori betraktet som en form for filosofisk utgangspunkt, og ikke et praktisk verktøy som kan være en del forskningsarbeidet.

Etter andre verdenskrig kom et annet syn på forskning enn det å finne årsaksvirkning sammenhenger, og utviklingen av datamaskiner begynte å ta til. Dette førte til at en rekke grunnleggende faktorer var blitt lagt til rette for systemtenking. Utviklingen av kybernetikken er en del av dette, og den førte til at systemteknikken ble mer utbredt utover i 50- og 60-årene i takt med fremveksten av positivismen (Holt-Jensen, 1990). Von Bertalanffys ideer ble tatt opp av økonomer og naturgeografer utover i 50-årene. Det het seg at

geografer skal se på rom, “*space*”, og rommet ses på “*som et system av avstandsrelasjoner mellom objekter*” (Holt-Jensen, 1990, 96). Kenneth Boulding (som egentlig var økonom) og Arthur Strahler (naturgeograf) var noen av de første og fremste til å ta i bruk systemtenking innen geografien, og deres tanker førte til en mer utbredt bruk av systemer og systemanalyser (Kennedy, 2003). Utover på 70-tallet var det flere som mente av systemanalyser var en viktig del av geografien, og at mange geografer burde beskjeftige seg med dette (Holt-Jensen, 1990). Dette førte til en fremvekst av en rekke økonomiske og geomorfologiske modeller, som var laget etter en systembasert tankegang. Ved å utvikle modeller av de opprinnelig tenkte systemene, var det til en viss grad mulig å skape seg et syn på hvordan utviklingen ville være over tid. Det var til en viss grad mulig å forutse fremtidige hendelser, slik at tiltak kunne bli tatt på forhånd for å eventuelt forhindre eller fremskynde disse prosessene.

Systemanalyse ble med andre ord sett på som et nyttig verktøy til å takle og avverge kriser av forskjellig art i samfunnet som den teknologiske utviklingen fører med seg (Holt-Jensen, 1990). Dette kan settes litt i sammenheng med begrepet “*bærekraftig utvikling*” som ble lansert på slutten av 80-tallet, og frykten for at en teknologisk utvikling vil føre til en utstrakt degradering av ressurser og landområder. Systemanalyse er et verktøy som kanskje kan være til hjelp når det gjelder å kartlegge og systematisere hvordan utviklingen vil arte seg i fremtiden.

Mot slutten av 70-tallet kom det frem en rekke kritiske vurderinger av systemanalyser, og mange oppdaget store svakheter ved denne teknikken. Systemteori ble betraktet å være for abstrakt til å kunne bli sett på som pålitelig, og bruken av systemanalyse forutsatte en akseptering av enhetsvitenskap på naturvitenskapens premisser (Holt-Jensen, 1990). Systemanalyse fokuserer mer på det kvantitative enn på det kvalitative, noe som gjør at mellommenneskelige relasjoner og menneskers intensjoner lett blir oversett i mange sammenhenger. Det er ikke mulig å anta at et menneske skal handle rasjonelt i alle

situasjoner. Under 60-årenes kvantitative revolusjon ble menneskene sett på som “*the economic man*” som ville handle økonomisk rasjonelt til enhver tid, noe som viste seg å gi et totalt feil inntrykk av situasjonen.

Bakgrunnen for utviklingen av systemanalyse og systemteori er forståelsen av sammenhengen mellom helheten og enkeltdeler av organismer. Von Bertalanffy mente “*at før den enkelte organisme ble studert som et system av gjensidige deler, kunne en ikke få en virkelig forståelse av de lover som styrer organisk liv*” (Holt-Jensen, 1990, 183). Det var i følge von Bertalanffy viktig at helheten ble studert før detaljene ble gjennomgått og det ble skapt konklusjoner ut fra dette. Det meste kan settes i systemer, i større eller mindre grad. Hvis et system skal bli en god avbildning av virkeligheten, må det være med et uendelig antall variabler, noe som gjør mange systemer veldig komplekse. Det går, som nevnt tidligere, å bryte ned et system i mindre systemer som kan modelleres og studeres hver for seg. Innen en studie av et økosystem i et ferskvann, kan systemet videre splittes opp, og en kan se på for eksempel nitrogenkretsløpet i dette vannet.

Holt-Jensen (1990, 185) hevder at “*skal vi analysere et system, må vi foreta en lukking av det*”. Det er bare mulig å studere deler av systemet og visse elementer i systemet, og deres forhold til hverandre. Det må settes systemgrenser og antas at de elementer som ligger utenfor disse grensene ikke er relevante og betydningsfulle for systemet (Holt-Jensen, 1990). Hvis et system lukkes fullstendig, vil det ikke være mulig å få med strømmer som går inn og ut av systemet som kan ha betydning for systemets utvikling.

Ifølge Kennedy (2003) finnes det tre forskjellige systemer; lukket system, isolert system og åpent system. Det lukkede systemet er, som beskrevet ovenfor, lukket, og vil ikke uveksle masse eller energi med de omliggende systemene. I det isolerte systemet utveksler objektene energi, men ikke masse, med omgivelsene. I det åpne systemet derimot, foregår det en kontinuerlig utveksling

av både masse og energi mellom systemet og omgivelsene. Graedel og Allenby (1995) har nesten det samme synet på de forskjellige typene systemer. De deler inn systemene i type 1, 2 og 3 systemer. Type 1 system er mer som et lineært system, der alt flyter fra et sted til et annet uavhengig av andre strømmer. I Type 2 systemer vil det i all hovedsak være en strøm mellom forskjellige aktører innad i systemet, men det er fortsatt mye som strømmer ut og inn av systemet. Type 3 systemer er fullstendig lukket, der det er ingenting som går ut og inn av det. Alt foregår inne i systemet uavhengig av det som skjer utenfor. For at et system skal kunne opprettholdes, må det være en liten tilførsel av energi utenfra, men ikke mer enn det.

Studier av input-output er egentlig en egen studieretning, men henger veldig tett sammen med systemanalyse. Input-output studier går egentlig ut på å studere interaksjoner og økonomiske strømmer mellom gjensidig avhengige bedrifter (Hepple, 2000). Output fra en bedrift går inn som input i en annen bedrift, og dette gjelder både varer, tjenester og penger. For å forstå systemene bør strømmene inn og ut av systemene identifiseres og studeres, for det er ofte disse strømmene som driver systemene (Kennedy, 2003). Det er veldig viktig at systemet avgrenses for at en skal kunne studere dette skikkelig, og at systemgrensene er rett definert. De bør være satt “på rett sted”, slik at systemet blir verken for vidt eller for snevert. Blir systemene for store, kan de raskt bli veldig komplekse og det er veldig vanskelig å holde oversikten over dem. Om de er for små, kan det være at de ikke avspeiler virkeligheten godt nok og gir “dårlige” svar.

### 2.2.1 Modelleringssteori

Et system er kanskje best beskrevet gjennom en modell. Systemer kan være vanskelig å forestille seg og å beskrive ved hjelp av ord og tanker uten å ha klare modeller for hvordan de ser ut. En modell er ment å være en strukturert fremstilling, en idealisering, en abstraksjon eller en forenkling av vir-

keligheten, selv om den ikke alltid klarer å gi en helt riktig avspeilning av virkeligheten (Plummer, 2003). En modell skal også kunne være en form for en teori, en lov eller hypotese, eller strukturert form for idé (Holt-Jensen, 1990).

En modell trenger ikke nødvendigvis å være kvantitativ, men den kan innta mange former. De mest vanlige formene for modeller er mentale, verbale, grafiske, matematiske eller fysiske (Meadows et al., 2004). Kausal-loop modeller er et eksempel på dette, og dette er en modelltype som ofte blir brukt til å teste kvalitative hypoteser (Stermann, 2000).

Modellbygging har en lang tradisjon innen mange forskjellige vitenskaper, men ble for alvor tatt i bruk i geografien først etter andre verdenskrig (Gregory, 2000). Modellbygging som tradisjon tok av på 60-tallet som følge av den kvantitative revolusjon og positivismen, og ble akseptert til samme tid som systemanalyse ble akseptert (Plummer, 2003). Ettersom det ble akseptabelt å kvantifisere det som ble forsket på, ble det utviklet en rekke modeller og modelleringsteknikker innen både samfunnsgeografien og naturgeografien. Det er kanskje i den økonomiske geografien og geomorfologien modellering ble, og fortsatt er, mest utbredt. Lokaliseringsteorier og sentralstedsteorier fikk en oppblomstring i samband med dette. Mye av modelleringsaktiviteten innen geografien bygger på von Thürens og Webers klassiske modeller som beskriver “agricultural land use” og industrilokalisering. Den kvantitative revolusjonen førte til at det ble forsøkt å avdekke en del geometriske mønstre og geomorfologiske lover (Plummer, 2003). Modellering var til stor hjelp når det ble forsøkt å finne lokalisering til økonomisk aktivitet. Den økonomiske aktiviteten er avhengig av strømmer og koblinger mellom bedrifter, kunder og forskjellige interessenter (Plummer, 2003).

Det er kanskje likeså viktig å modellere sosiale systemer som fysiske og materielle systemer. Sosiale systemer er ofte så komplekse at de er vanskelig å



holde oversikt over uten at det lages modeller av dem, og de er ofte mye mer komplekse og vanskelig å forstå enn teknologiske systemer (Forrester, 1971). En bruk av sosiale modeller kan ha store fordeler for samfunnet i ettertid, hevder Forrester (1971). En forståelse av samfunnets systemer ved hjelp av modellering kan føre til bedre bygging av samfunnsmessige systemer, som for eksempel en bedre lovgivning og regulering fra myndighetenes side. Forrester var en av dem som ble rammet av kritikken om at det ikke var mulig å modellere sosiale systemer.

Siden 70-tallet har positivismen vært utsatt for mye kritikk, og bruken av kvantitative modeller har minket. Mange var kritiske og usikre på om de kvantitative modellene kunne klare å skape forståelse og innsikt i hvordan det stadig ekspanderende økonomiske landskapet fungerer (Plummer, 2003). Mange var kanskje også usikre på om det er mulig å kvantifisere og modellere sosiale sammenhenger, og om slike modeller kunne gi valide svar på en samfunnsutvikling. Det er blitt gjennomført en del modelleringer på bakgrunn av dårlige data, og dette har ført til mye kritikk av bruken av modeller. Et eksempel på dette er modellering av sosiale systemer i u-land der det er lite og ingen statistikk tilgjengelig (Holt-Jensen, 1990). For å løse dette problemet har noen forskere brukt data fra "tilsvarende landområder" i sine modeller, og dette fører til at resultatene av disse modellen ikke vil være overførbare til de områdene det er meningen de skal gjelde. Dette viser også at bruken av modeller ikke passer inn i alle regioner av verden og ikke passer til alle forskningsformål.

*"Historically, modelers have attempted to control for the complexity of the evolving economic landscape by developing: (i) models of location for a given space of flows; (ii) models of spatial interaction between a fixed set of locations; and (iii) models of simultaneous location and allocation of economic activities"* (Plummer, 2003, 29). Dette har i større eller mindre grad foregått siden modellering ble tatt i bruk i geografien. Det ble som nevnt en liten ned-

gang i denne bruken fra slutten av 70-tallet og utover på grunn av kritikken, men det har tatt seg opp igjen i det siste. Geografer har nå begynt å lage modeller av romlige strukturer og romlig interaksjon, som inneholder underliggende dynamiske prosesser og mekanismer (Plummer, 2003). Geografer har sett nytten av å ha slike modeller å jobbe ut fra i planleggingsprosesser, for de kan skape en god visualisering av systemene. Det gjenstår å se hvordan bruken av slike modeller utvikler seg videre i fremtiden, men for øyeblikket er det en økning i bruken av modeller innen økonomisk geografi.

I naturgeografien har det bestandig vært en utstrakt bruk av modeller, for det ble kanskje sett på som mer nyttig å modellere fysiske systemer. Modellering av samfunnmessige systemer ble kritisert for å være for usikkert, mens det i naturgeografien er systemer det er liten tvil om som modelleres. Det ligger ofte stor sikkerhet i flomvannsmengder og hvor elveleiet vil ta veien ved flom på grunn av topografien til terrenget (Kennedy, 2003). Bruken av modeller er best anvendt på fenomener som kan kvantifiseres til en viss grad og som kan empirisk bevises (Plummer, 2003). Dette gjør at de samfunnmessige forhold som er vanskelig å kvantifisere ofte blir utelatt fra modeller. Materielle modeller er det som blir mest brukt innen geografien, og da innen den økonomiske geografien (Plummer, 2003). Dette er modeller som følger strømmer av materialer og utbredelsen av økonomiske systemer.

På 70-tallet ble det utviklet en modell (World<sub>3</sub>) som kunne forutsi, til en viss grad, hvordan befolkningsutvikling og ressursbruk ville arte seg i fremtiden. Denne modellen ble laget på bakgrunn av datidens ideer og teorier rundt systemteknikk, modellbygging og utnyttelse av modeller for å se en samfunnsutvikling. Denne modellen har gjennom årene blitt veldig kritisert, fordi det var og er mange synspunkter på om slike modeller faktisk kan ha noe realisme i seg. Forfatterne og konstruktørene av denne modellen evaluerte den tretti år etterpå, og kan konkludere med at de hadde rett. Mye av det som modellen “forutså” viste seg i stemme, og de teorier og rundt systemtek-

nikk og modellering som ble utviklet på den tiden er fortsatt gjeldende idag (Meadows et al., 2004).

Modellbygging er en krevende prosess som krever nøyaktighet. Det er viktig å velge rett modell til det systemet som skal modelleres, for ellers blir validiteten på resultatet lav. Det er for eksempel ikke mulig å bruke modeller for industrilokalisering for å finne ut migrasjonstrender. Det er viktig at modellen blir så identisk som mulig med det systemet som modelleres (Plummer, 2003). Men en må huske at “*a model is a simplified representation of reality. If it were a perfect replica, it would not be useful*” (Meadows et al., 2004, 130). Ett av poengene med modellbruken er å få til en god avbildning av virkeligheten. Modeller er ofte laget på bakgrunn av antagelser om hvordan virkeligheten er, for det er ikke alltid den som lager modellene vet med hundre prosent sikkerhet hvordan virkeligheten er. Dette gjør at modeller kan inneholde antagelser som er falske og som gjør at det kommer frem resultater som kan være gale. Et av målene med forskningen kan da være å prøve å kontinuerlig forstå systemet og utbedre modellen. Modellbygging kan da ses på som en vedvarende prosess, der modellen forandres og utbedres etter hvert som kunnskapen om systemet blir større.

Det å godta resultater fra en modell som et tilstrekkelig og valid svar strider mot en del metodologiske “regler”, ifølge Plummer (2003). Dette omhandler relevans, enkelhet, teoretisk sannsynlighet, forklaringskraft og muligheter for forutsigelse. Derfor er det viktig at det er en sammenheng mellom modellen og det som kan empirisk bevises. Det bør til dels være mulig å bevise om resultatene av modellen, modellen i seg selv og bakgrunns materialet som modellen er laget av er valide (Plummer, 2003). Empiriske bevis innebærer muligheter for kvantifisering og målbarhet. Her kommer problemene med det å modellere sosiale systemer frem. Alt er kvantifiserbart til en viss grad, men ikke alt er like enkelt å kvantifisere eller gir en fornuftig mening når det er kvantifisert. Slike modeller blir ofte statiske fordi det er vanskelig å modellere

forandringer over tid, i hvert fall spå hvordan fremtiden blir. Modellering for å se hvordan systemer utvikler seg over tid er mer populært blant teknologer som skal teste forskjellige maskiner og teknologiske systemer. Som nevnt begynner det å bli en mer utstrakt bruk av dynamiske modeller innen samfunnsfagene, men bruken begrenser seg til økonomiske modeller. Tidsaspektet blir mer og mer tatt med i betraktningen i tillegg til rom (Plummer, 2003). Det blir lagt inn parametere i modellene som forandrer seg over tid ved en spesiell påvirkning. Dette fører til at hele modellen forandrer seg på grunn av påvirkningen disse parametrene har på hverandre. En er avhengig av datasi- mulering for å kunne skape slike modeller fordi parametrene er lagt inn som ligninger i modellene. I det siste tiåret har utviklingen av datateknologien gått veldig raskt, slik at det er mulig å bygge modeller og gjøre simuleringer uten at det trengs spesielle maskiner for å gjennomføre det. Dette kan være noen av grunnene til at bruken av modeller har tatt seg opp igjen i den siste tiden.

Det finnes enkle modeller som gjør nytte av tidsaspektet, men disse er ikke så veldig dynamiske, og kan ikke simulere forandringer. Hägerstrand utviklet en tid-rom dimensjonal modell som kunne vise strømmer i et rom over en viss tid, men disse strømmene er ikke så veldig dynamiske. Enkelt forklart viser denne modellen hvordan folk beveger seg over en et geografisk område ved hjelp av piler. I tillegg er det lagt til en vertikal akse som viser hvor lenge de oppholder seg på hvert sted, og hvor lang tid de bruker på å forflytte seg mellom steder (Taylor, 2003). Ved å kartlegge folks bevegelser på denne måten, er det mulig å se eventuelle problemer som kan oppstå og hvor folk bruker unødvendig mye tid. En slik modellering kan brukes for å tilrettelegge en bedre daglig logistikk for mennesker. Under by- og samfunnsplanlegging kan man ved hjelp av en slik modell tilrettelegge samfunnet og infrastruktur på en slik måte at ting blir mer tidseffektivt; for eksempel å legge post og bank ved siden av hverandre.

Den tidsgeografiske modellen kan også brukes ved modellering av andre strømmer enn bare folks bevegelser i løpet av en viss tid. Det er mulig å overføre denne modellen til å modellere strømmer av materialer i et visst geografisk område. Anderberg (1998) mener at tid-rom modellen til Hägerstrand kan fange opp mange av svakhetene til konvensjonelle strømningsmodeller. MFA, for eksempel, tar sikte på å studere strømmer av materialer og substanser i rom, og dette faller sammen med Hägerstrands bruk av tid-rom modeller til tross for at denne modellens syn på strømmer skiller seg litt fra det konvensjonelle synet på strømmer. Etersom tid blir sett som en del av grunnlaget for bevegelse i rom, vil ikke strømmene bli sett isolert i forhold til hverandre, men sammenhengen deres med andre prosesser, elementer og strukturer i samfunnet vil komme bedre frem (Anderberg, 1998). Bruken av modeller er fremdeles utstrakt innen geografien, og er ikke bare et fenomen som hører positivismen og den kvantitative revolusjon til. Det er ikke så mye bruk av modeller innen humanistisk geografi, men innen økonomisk og ikke minst innen naturgeografien er modellering viktige verktøy i forskningen og fremstillingen av resultater.

### 2.3 Industriell Økologi

*“Industrial ecology is the means by which humanity can deliberately and rationally approach and maintain a desirable carrying capacity, given continued economic, cultural, and technological evolution”* (Graedel og Allenby, 1995, 9).

Industriell økologi er et “ungt” fagfelt som ikke ble vedtatt og startet før i 1992 i USA. Fagfeltet fikk sitt første tidsskrift i 1997, *“The Journal of Industrial Ecology”*, og den første konferansen bli ikke holdt før i 1998. Det er ikke før inntil nylig at det er blitt etablert en organisasjon for fagfeltet. *“The International Society for Industrial Ecology”* ble ikke opprettet før i 2001 (Duchin

og Hertwich, 2003). Det finnes pr i dag en rekke universitetsavdelinger som jobber med Indecol, men det eksisterer bare to utdanningsprogrammer. Det ene programmet eksisterer på Mount College i Canada, og det andre på NTNU, Trondheim, Norge (Duchin og Hertwich, 2003). NTNU er den første institusjonen i verden til å tilby et masterprogram innen studieretningen. De andre universitetsavdelingene rundt om i verden driver for det meste bare med forskning og undervisning i enkeltemner, og ikke hele konseptet.

Som det kommer frem av definisjonen ovenfor, er Indecol et miljørettet og tverrfaglig felt som har hentet mye av sine tanker, begreper og verktøy fra en rekke forskjellige vitenskaper. Noen omtaler Indecol som en studie, mens andre kan omtale det som både begrep, konsept, paradigme, strategi, verktøy eller metode. Dette avhenger av hvilket fagfelt man tar utgangspunkt i, og hvilke intensjoner eller roller aktørene har (Røine, 1998). Som det vises ut av definisjonen av Indecol er mye av ideene til studien hentet fra Brundtlands kommisjonens rapport "*Our common future*" fra 1987, og dette gjenspeiles i definisjonen her (Røine, 1998). Ordene "bærekraft" og "utvikling" er gjennomgående i mye av det Indecol befatter seg med.

Tankesettet Indecol går i all hovedsak ut på at den samfunnsmessige virksomheten skal i størst mulig grad etterligne naturens økologiske systemer. Målet er å få hele det industrielle samfunnet til å være med på denne tankegangen, og det gjelder næringsliv, myndigheter, forbrukere osv (Røine og Brattebø, 2001). Det er viktig å tenke på det at menneskenes aktivitet på jorden også er en del av det eksisterende økosystemet, slik at vi må prøve å operere innenfor økosystems grenser og ikke på tvers av dem. Noe som kjennetegner naturens økosystemer er at det ikke produseres avfallsprodukter, slik som vi definerer avfall, men at restprodukter blir håndtert av en eller annen organisme (Røine og Brattebø, 2001). Alt som blir skilt ut av et individ, vil bli brukt som ressurs av et annet individ. Dette burde være noe å strebe etter for mennesker også, og det er nettopp dette som Indecol jobber mot. Alt som går ut som

avfall fra en bedrift, kan bli brukt som råvarer i en annen. Produkter som kastes i søpla, bør kunne brukes på nytt eller resirkuleres. Dette omtales som lukking av sløyfer. Sløyfebegrepet er kjernen i Indecol-tankegangen (Røine og Brattekø, 2001). Det meste eksisterer i systemer, men det er ikke alle systemene som er like fordelaktige. Hvis systemene er lukkede, vil det ikke lekke ut stoffer, og det trengs ikke å tilføres nye hele tiden. Det er i praksis bortimot umulig å ha sånne systemer, men det er en målsetting å prøve å komme så tett som mulig opp mot slike systemer. Jorden har begrenset med ressurser, og ut fra dette kommer tankene rundt viktigheten med lukking av sløyfer. Det er ikke bare at det skal unngås å slippe ut avfallsprodukter som ødelegger naturen, men det skal unngås å ta ut for mye råvarer.

Hvis materialer går rundt og rundt i et system slik at det ikke trengs å tilføres nye til enhver tid, vil mye av naturens råvarer bli spart og vil vare mye lengre. Det er viden kjent at vi ikke vil ha olje til all evig fremtid, og at det er en knapp ressurs som vil ta slutt i en nær fremtid. Olje er et produkt som er vanskelig å resirkulere ettersom det brukes som brensel, men det finnes måter å få olje til å vare lengre på. Plast er laget av olje, og ved å resirkulere plast vil oljen vare lengre. På den måten trengs ikke like stor tilførsel av olje til å lage ny plast.

Enkelt oppsummert er målet til Indecol å få industrisamfunnet til å fungere etter de samme prinsippene som naturen; interaksjon og samhandling, tilbakekoblingsmekanismer og dynamikk, solen som energikilde og intet avfall (Røine og Brattekø, 2001). Dette høres forholdsvis utopisk ut, men det er bare en overordnet målsetting og ikke et reelt mål som er mulig å nå på kort sikt.

Indecol gjør seg nytte av en rekke forskjellige verktøy og forskningsmetoder for å jobbe mot sine mål. Det jobbes på en rekke forskjellige nivåer, som går fra politikk og lovgivning til materialteknikk og kjemi. Dette viser vik-

tigheten av tverrfagligheten som faget er opptatt av. Tverrfaglighet er en av de fem mest sentrale kjennetegnene ved Indecol, ifølge Graedel og Allenby (1995). De fire andre kjennetegnene er systemtilnærming, livssyklusperspektivet, optimalisering og interaksjonen mellom menneske og natur (Graedel og Allenby, 1995).

Mye av terminologien og verktøyene som Indecol bruker er hentet fra en rekke andre fagretninger, som for eksempel statsvitenskap, samfunnsøkonomi, industriell økonomi (HMS), biologi, kjemi, materialteknikk og industrielt design, bare for å nevne noen. Det er her snakk om begreper som livsløpsvurderinger, miljøledelse, miljøpolitikk, resirkulering og materialflytsanalyser (Røine, 1998). Denne tverrfagligheten og utstrakte bruken av en variert mengde verktøyer er viktig for at det skal være mulig å jobbe ut fra et systemperspektiv. Som sagt tar Indecol sikte på å lukke sløyfer, og denne “lukkingen” finner ikke bare sted i en avfallsfase. Det må gjøres forandringer på alle ledd i systemet, alt fra uttak av råvarer, design, produksjon, salg/distribusjon, bruk og avhending. Det er mange aktører som er involvert i et produkts livsløp, og det er derfor viktig at disse aktørene tar tak i sine ledd og prøver å gjøre sin del for å optimalisere systemet så det er bedre tilpasset en lukking av sløyfene.

### 2.4 *Materialflytsanalyse*

To verktøy som er en del brukt innen Indecol er Materialflytanalyse (MFA) og Substansflytanalyse (SFA). MFA og SFA undersøker strømmen av materialer og substanser som går gjennom geografisk definerte systemer (Udo de Haes et al., 1997). Ved å studere materialbasen i økonomien er det mulig å få innsikt i hva som kommer ut av systemet i form av utslipp av gifter og avfall, og hvor disse utstrømmene kommer fra. MFA kan variere fra å være en enkel bokføring av strømmer og mengder, til å være en dynamisk analyse som kalkulerer fremtidige strømmer og mengder (Kleijn, 2000). MFA tar for



seg et produkt eller et materiale og sporer dette, mens SFA derimot går litt mer i dybden enn MFA. SFA tar for seg en enkelt substans og følger den gjennom hele systemet (Kleijn, 2000). Det som menes med substans her er en kjemisk komponent, som for eksempel klor.

Det finnes flere forskjellige måter å gjennomføre slike studier på. En type MFA er en enkel “*black-box*” studie der det bare ses på strømmer inn og ut av systemet (Kleijn, 2000). Her måles alt som går inn i “*boksen*” og alt som går ut av “*boksen*”, og differansen mellom disse to strømmene blir sett på som mengden som blir i systemet (*stock*). Den andre typen studie som er vanlig, er å se på sammenhengen mellom forskjellige prosesser i systemet og de mengdene som går mellom disse prosessene (Kleijn, 2000). Ved hjelp av disse analysemetodene er det mulig å detektere store miljøproblemer og kildene til disse ved å gå stegvis gjennom systemene (Udo de Haes et al., 1997).

MFA og SFA trenger ikke å stå som en metode og verktøy for seg selv, men de kan fungere fint som et hjelpemiddel i datainnsamling til andre formål. De kan være til hjelp ved gjennomføring av LCA (*Life Cycle Assessment*), eller ved for eksempel innsamling av statistiske data og trendanalyser (Udo de Haes et al., 1997). Etttersom det er MFA og ikke SFA som blir brukt i dette prosjektet, er det bare MFA som blir beskrevet videre.

En MFA er en prosess som inneholder en rekke elementer, der alle er en vesentlig del av analysen og bør til en viss grad gjennomføres for at analysen skal gi et valid resultat. Alle deler av denne prosessen er systemorientert. Disse elementene er definering av materiale/substans, definering av systemgrenser, definering av mulig undersystemer, definering og detektering av inputs og outputs fra systemet og undersystemene (Udo de Haes et al., 1997).

Det finnes flere måter å definere systemgrenser på, og grensene kan omfatte

forskjellige sfærer. Det er vanlig å definere geografiske grenser for slike analyser, og de er ofte inndelt etter politiske skiller som land, regioner og kommuner. Det kan også være en inndeling i sektorer (Udo de Haes et al., 1997). Denne oppgaven benytter det å følge et materiale i bare en sektor; emballasjeplast i husholdninger. Det ligger ofte systemer i systemene, og de omtales som subsystemer. Selv om en analyse er geografisk inndelt, kan det økonomiske systemet ligge som et subsystem i det geografiske systemet (Udo de Haes et al., 1997). I en MFA spores alle mengdene av det utvalgte materialet eller produktet som går ut, inn og rundt om i landet, men i tillegg tas det med de mengder som går ut og inn av økonomien av dette materialet eller produktet. Denne typen MFA er mye mer kompleks enn en enkel “*black-box*” MFA.

World Resource Institute (WRI) har utviklet en metodikk på denne formen for MFA, som kalles for “*Weight of Nations*”. WRI metodikken skiller mellom flere forskjellige sfærer. Det er den menneskeskapte sfære, naturens sfære, den økonomiske sfære og et lands politiske grenser (Matthews et al., 2000). Alt dette settes inn i en modell, og alle strømmer inn og ut av disse sfærene kartlegges og føres inn i modellen. Det som ligger utenfor de grensene som er satt er forholdsvis uinteressant for modellene, det er bare det som går ut, inn og akkumuleres i systemet som tas med. I denne modellen tas alt av materialer, substanser og stoffer med. Dette innebærer varer, penger, masse og mineraler (grus, jord, kull), og stoffer i form av vann og oksygen (Matthews et al., 2000).

WRI har gjennomført en del analyser av hvor store mengder materialer som strømmer gjennom forskjellige land, og sammenlignet disse opp mot hverandre. Dette er land som Tyskland, Nederland, Østerrike og Japan, så analysen WRI har gjennomført er veldig stor og kompleks (Matthews et al., 2000). Denne metodikken kan også overføres på mindre steder og anvendes i MFA der. Det er blitt gjennomført en tilsvarende analyse i blant annet Amster-

dam. Det er vanlig at systemet som detekteres i en MFA blir satt opp i form av diagrammer. Disse strømningsdiagrammene er en slags modellering av det virkelige systemet, og her tas alle noder og strømmer med. Denne modelleringen kan være til hjelp og gjøre hele systemet mer oversiktlig.

En annen MFA metode og variant er presentert av Brunner og Rechberger (2004) der de også tar utgangspunkt i en “*black-box*” analyse, men de setter dem sammen til å denne systemer. Hver boks vil her være en prosess, der flyten mellom dem vil bli beskrevet i form av massebalanse strømmer. Det er denne metoden som brukes i dette prosjektet, og beskrives derfor nærmere i kapittel 5.3.1.

I MFA skilles det mellom statisk og dynamisk modellering. Den statiske modellen viser hvordan systemet er på et gitt tidspunkt da analysen er gjennomført. Den kan også bli brukt til å vise forandring over tid, men da ved å sammenligne med modeller fra andre tidsperioder. Input og output kan i denne modelleringsmetoden bli regnet ut på bakgrunn av hverandre (Udo de Haes et al., 1997). Utstrømmer er mulig å beregne ut fra andre strømmer i systemet, deriblant strømmene inn. Dette vil også være noe av kritikken til verktøyet. Det er mange usikre tall som settes inn i modellene, og mye av datamaterialet regnes ut uten at tallene kan vites med sikkerhet. Dette kan gi et skjevt bilde av hvor mye som for eksempel akkumuleres i systemet, men alternativet vil være å ikke gjennomføre en slik modellering. Det er da en vurderingssak om det er bedre med en modell som kan gi et litt skjevt inntrykk av tilstanden, enn det er å ikke ha noen modell eller resultater i det hele tatt. Et eksempel på dette er modellering av bruken av emballasje i husholdninger. Det finnes tallmateriale på hvor mye emballasje som blir solgt til husholdningene, men det er usikkerhet rundt avfallsmengdene som går ut fra husholdningene. Slike mengder blir ofte beregnet ut fra hvor mye som går inn til husholdningene, og gjennom antatt levetid på emballasjen. Disse tallene vil da skape en usikkerhet, men det er kanskje bedre å anta mengdene

på denne måten enn det er å ikke ha noen tall i det hele tatt.

I den dynamiske modellen er tidsaspektet tatt med i tillegg til de ulike strømmene. Hver enkelt prosess i et system settes opp som en ligning der resultatet vil variere ut fra påvirkningen fra andre prosesser. På denne måten er det ikke bare mulig å finne et resultat av en eventuell utvikling, men det er også mulig å finne ut hvordan utviklingen kommer til dette nivået (Udo de Haes et al., 1997). I en slik simulering er det mulig å detektere hvor store avfallsmengder som vil komme ut av et system i fremtiden. Ved å anta en viss levetid på de forskjellige produktene som går inn i systemet, er det mulig å simulere når de ulike mengdene har opphørt sin levetid og kommer ut av systemet. Dette er til stor hjelp for de som skal utvikle innsamlings- og mottakssystemer for avfallet. De vil da kunne vite når de ulike mengdene av ulike produkter kommer ut av systemet, og innrette seg etter dette.

Systemdynamiske modeller og MFA har en ganske stor nytteverdi for samfunnet på forskjellige måter, og vil kanskje bli vektlagt mer innen forskningen i fremtiden. Dette er verktøy som ikke bare forskere kan og bør gjøre seg nytte av, men det bør kanskje også bli brukt i større grad innen både privat og offentlig sektor. Spesielt industrien og næringslivet kan ha fordeler av å bruke dette for å teste ut markeder for sine produkter.

### *2.5 Geografisk system- og modelleringsteori, industriell økologi og MFA*

I dag blir det brukt både kvantitativ og kvalitativ metode innen geografien, i større eller mindre grad. Systemtenkingen har tidligere hatt en veldig sterk rolle innen geografien, men har måttet vike for andre tenkemåter. Modelleringstradisjonen har fulgt systemtenkingen i stor grad gjennom tidene, og utviklingen av denne tradisjonen bærer veldig stort preg av dette og henger

sterkt sammen med synet på det kvantitative versus det kvalitative.

Industriell økologi er en fagretning som er sterkt basert på det kvantitative, og mye av dette på grunn av systemtenkingen i faget. Selv om dette faget i all hovedsak er kvantitativt vinklet, er det også en utstrakt bruk av kvalitativ metode. Dette gjenspeiles spesielt i orienteringen mot de elementene som omhandler miljøpolitikk og i økofilosofi.

Som nevnt tidligere er MFA et verktøy som blir mye brukt innen Indecol. Modellteoriene bak dette verktøyet baserer seg på mye av den samme tankegangen som ligger bak modelleringsteoriene innen geografien. Det er mange likheter i modellering og systemanalyser innen geografien og MFA. Etersom disse teoriene innen geografien kom rundt 40 år før Indecol ble opprettet og MFA ble tatt i bruk, kan det ikke ses bort fra at geografi har hatt en liten påvirkning på Indecol, uten at det kommer direkte frem. Her vil det kanskje være store muligheter for utvikling av faget i fremtiden. Indecol er en fagretning som fortsatt er på “barnestadiet” og trenger å utvikle og vokse seg mer modent med tiden, og det vil være interessant å hente teorier og ideer fra geografien. Også geografien trenger mer impulser utenfra innen forskjellige retninger. Royal Geographical Society (2001) konkluderer med at faget bør involvere seg mer innen avfallsbehandling (*waste management*), og de ser store muligheter for at fagets kunnskap og forskning vil være til stor nytte. På bakgrunn av dette må det være mulig å forene Indecol og geografi, og prøve å få til en tverrfaglig forskning innen “waste management”.

Som nevnt tidligere, er Hägerstrands tid-rom modeller ikke helt ulike det som forsøkes å skapes ved hjelp av MFA modellering. En av dem som forsøker å føre disse to modelleringsmetodene sammen, og mener at de har mye å lære av hverandre, er geografen Anderberg (1998). Han er en av dem som fører tradisjonen med modellering innen geografien videre, samtidig som han driver med MFA og arbeider mye etter industriell økologi tankegangen.

Det er en utstrakt bruk av modeller av sosiale systemer i forskning og planlegging i dagens samfunn. Et eksempel på dette er Verdensbanken og FNs Utviklingsprogram, som bruker modeller til å analysere sosiale og økonomiske systemer i den tredje verden. Disse modellene blir brukt til å for eksempel kalkulere og vurdere befolkningsvekst, mat- og ressurstilgang, sykdomsspredning og spredning av flyktningestrømmer. Det finnes noen institutter som er spesialisert på dette, som for eksempel Millenium Institute (2005). Dette instituttet jobber i all hovedsak med utviklingsprogrammer og driver med analyser for en rekke klienter, og har selv et under-institutt som bedriver kun med befolknings- og bærekraftsanalyser; Threshold 21. Det er en veldig nær kopling mellom befolkningsutvikling, ressursbruk, levestandard og bærekraftig utvikling.

### 3. EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY OG POLITISKE MÅLSETTINGER

#### 3.1 *EPR - Extended Producer Responsibility*

En av grunntankene bak de innsamlings- og resirkuleringssystemene som finnes både i Norge og i Sverige er EPR - “Extended Producer Responsibility”, eller “Forlenget produsentansvar” som det heter på norsk. Hele tanken bak dette er å ta mye av ansvaret for avhendingen av materialer og produkter bort fra forbrukere og lokale myndigheter, og heller føre det tilbake til aktører oppstrøms i systemet (Røine og Brattebø, 2001). Det er her snakk om aktører som produsenter, pakkere/fyllere, importører og distributører.

Konseptet EPR er ikke så veldig gammelt, for det ble først introdusert på begynnelsen av 90-tallet, og har blitt utviklet og brukt mer og mer med årene. Mye av rammeverket bak EPR er utviklet og lansert av OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), som har lansert en rekke retningslinjer for hvordan EPR skal implementeres og følges, for både bedrifter og myndigheter. Ifølge Lee og Røine (2004, 12) definerer OECD EPR som “*an environmental policy approach in which a producer’s responsibility, physical and/or financial, for a product is extended to the post-consumer stage of a product’s life cycle*”. Dette betyr, som nevnt ovenfor, at en produsents ansvar for produktet den tilvirker blir forlenget til å vare gjennom hele livsløpet til produktet.

Det finnes en rekke andre varianter av definisjonen av EPR, og et eksempel på dette er definisjonen til Lindhqvist (2000, 154) “*..a policy principle to promo-*

### 3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU

*te total life cycle enviromental improvements of product systems by extending the responsibilities of the manufacturer of the product to various parts of the product's life cycle, and especially to take-back, recovery and final disposal of the product".* Her setter Lindhqvist grensene for EPR litt bredere enn hva OECD gjør, for han omtaler ikke at EPR kun skal omfatte et produkt, men et helt system. Han konkretiserer også hva det vil si å ta ansvar for produktet i end-of-life fasen, og EPR inkluderer også andre deler av livsløpet. EPR kan kanskje ses som en logisk videreføring av "*polluter-pays*" prinsippet som ble brukt tidligere (Forslind, 2005).

EPR kan ikke ses som et politisk virkemiddel og fremgangsmåte for å løse noen av avfallsproblemene, men det er mer en miljøstrategi som kan effektiviseres gjennom politiske virkemidler. Ut fra dette identifiserer Forslind (2005) fem typer EPR strategier (se tabell 3.1), som alle gir bedriftene ansvaret på forskjellige måter. Det er ikke alle bedriftene som følger alle ansvarsområder, og noen områder er kanskje lettere å overse enn andre, for eksempel det informative ansvaret.

Tab. 3.1: Fem strategier for EPR (Forslind, 2005).

<b>Informativt ansvar</b> Ansvar for å gi informasjon om produktet og dets miljøpåvirkning.
<b>Fysisk ansvar</b> Hver produsent har ansvaret for å ta seg av avhendingen av produktet.
<b>Økonomisk ansvar</b> Produsenter må dekke hele eller deler av avhendingskostnadene.
<b>Pålitelighet</b> Produsentene har ansvaret for alle skader som måtte oppstå gjennom produktets livsløp.
<b>Eier ansvar</b> Innbefatter alle ansvarsforholdene, og kan eksemplifiseres best ved leasing av produkter.



### 3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU

I dagens samfunn er det ofte slik at det er forbrukerne som har ansvaret for at produkter blir levert inn til avhending, og kommunene har ansvaret for at det er et innsamlings- og avhendingssystem tilgjengelig. Gjennom EPR er det meningen at produsenter betaler et vederlag som skal finansiere en slik innsamling, slik at hele den økonomiske belastningen ikke blir liggende på forbrukere og innsamlere. Det beste og mest brukte eksemplet på dette er Xerox. De tilbyr å ta tilbake, reparere og gjenbruke sine kopimaskiner etter at en kunde er ferdig med dem. Det er ikke lenger snakk om å at man kjøper en kopimaskin av dem, men man leier den for en viss tidsperiode. På denne måte sikrer man en fornuftig avhending av maskinen, det blir en økt gjenbruk av deler, og man tar den økonomiske belastningen på avhendingen bort fra kunden. Både industrien selv og myndighetene kan ta initiativ til et slikt system. Det finnes noen tilfeller der industrien selv har tatt ansvar for dette, som i eksemplet med Xerox, men i de fleste tilfeller er det mer vanlig at myndighetene legger inn føringer for at EPR skal tas i bruk.

Det ligger fire prinsipielle målsettinger bak innføringen av EPR, og det er reduksjon av materialbruk, reduksjon i avfallsmengde, design av mer miljøvennlige produkter og lukking av materialsøyfer (Opoku og Eik, 2001). Disse henger sammen, og det vil kanskje være slik at den ene fører til den andre. Et design som gjør et produkt lettere å gjenvinne vil føre til lukking av materialsøyfer og reduksjon av avfallsmengden.

#### 3.1.1 *EPR i Norge*

Første gang en målsetting om generelle avfallstiltak kom på dagsorden, og ble med i planene til myndighetene i Norge, var gjennom Stortingsmelding nr. 44 (1991-1992); "*Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling.*" (Opoku og Eik, 2001). Før den tid dreide "avfallsbehandlingen" i all hovedsak seg om enkeltsaker, som for eksempel lokal forurensing på grunn av dårlige deponier og fyllplasser. Siden St.meld. nr.44

### 3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU

(1991-1992) kom ut har det vært en generell fokus på avfall, og mye av det som er beskrevet i denne meldingen har blitt fulgt opp til en viss grad. Selv om det har vært en del oppfølging i praksis, har det ikke vært noen skriftlig og/eller politisk oppfølging gjennom nye stortingsmeldinger, bare gjennom noen NOUer. NOU 2002:19, “*Avfallsforebygging. En visjon om livskvalitet, forbrukerbevissthet og kretsløpstenkning*” er den rapporten som kanskje går mest inn på avfallsområdet og som er mest presis på hva som er problemet og hva som må gjøres med det. Den er også veldig klar på det som ligger litt i essensen til EPR, at man skal tenke på avfallsforebygging, og ikke avfallsreduksjon (NOU, 2002:19).

St.meld. nr.44 (1991-1992) beskriver problemene rundt avfallsmengdene som oppstår og lister opp en rekke tiltak som kan settes i kraft for å løse disse. Mange av tiltakene er blitt satt ut i praksis og kan ses ut fra eksisterende systemer. Regjeringen legger i denne stortingsmeldingen tre sentrale prinsipper til grunn for arbeidet som skal gjøres rundt avfallsbehandlingen, og disse er “*Forurenser skal betale*”-prinsippet, “*Vugge til grav*”-prinsippet og “*Føre var*”-prinsippet (St.meld. nr. 44 (1991-1992)). “*Føre var*”-prinsippet trenger ikke noen mer inngående beskrivelse enn at det går ut på at man skal tenke langsiktig og vurdere konsekvensen av det man gjør.

Tanken bak “*Vugge til grav*”-prinsippet er på mange måter lik tanken bak Industriell Økologi. Man skal tenke på og vurdere de miljømessige egenskapene i hele livsløpet og alle livsfasene til produktet, og for eksempel ikke bare tenke på at det ikke skal forurense i bruksfasen. Herunder ligger tilvirkning, materialbruk, avhendingsmuligheter, og ombruk og gjenvinningsmuligheter. Mye av det som ligger bak ideen rundt det siste sentrale prinsippet, “*Forurenser skal betale*” er det samme som nå kalles for EPR. I praksis så er det avfallsbesitteren (forbrukeren) som forurenser, ettersom avfallet kommer herfra. Hvis avfallsbesitter skal betale mer enn allerede eksisterende renovasjonsavgift, vil det føre til en økt økonomisk påkjenning. Derfor legges det inn et forslag om

### 3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU

at kostnadene et produkt påfører avfallsbehandlingen skal være reflektert i vareprisen, og for at dette skal kunne gjennomføres, må kostnadene bæres av flere enn bare avfallsbesitteren. Både produsenter, importører, distributører og konsumenter må betale sin del av kostnaden rundt avfallshåndteringen (St.meld. nr. 44 (1991-1992)).

Det beskrives i St.meld. nr. 44 (1991-1992), (side 28) tre punkter som er en del av hovedstrategien rundt avfallsproblemene:

- 1) Hindre at avfall oppstår, og redusere mengden skadelige stoffer i avfallet.
- 2) Fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse.
- 3) Sikre miljømessig forsvarlig sluttbehandling av restavfallet.

Dette er mange av de samme punktene som er listet opp som hovedpoengene med EPR i tabell 3.1. Denne strategien er lik den de fleste andre land i Europa bruker som strategi for sin avfallshåndtering, og som beskrives som eksempler Norge kan følge i sine foretak. I tillegg nevnes det at *“det er først og fremst produsenter som har muligheter til å redusere avfallsproblemene gjennom produktutvikling og returbaserte råvarer. Importører og distributører kan utvikle effektive og mer miljøvennlige emballasje- og transportløsninger...”* (St.meld. nr. 44 (1991-1992), 37).

Første gang det ble foreslått en emballasjeavgift, var under budsjettøringene i 1995. Der ville Stortinget sikre en inntekt som gjorde at det ble enklere å opprette og tilrettelegge en ordning for emballasjeavfall. Denne høringen og forslaget kommer som et resultat av EU-direktiv 94/62/EC, som omhandler emballasjeavgifter og avfallsreduksjon for emballasje. En baktanke med denne avgiften var å legge press på produsenter og importører slik at de skulle ta en vurdering på mengdene som ble brukt, og hvilke typer emballasje de brukte. På denne måten skulle det være mulig å få presset ned mengdene som strømmet inn i samfunnet. På bakgrunn av dette ble det i 1995 laget en avtale mellom Miljøverndepartementet og en rekke representanter for plastemballasjeindustrien, som slår fast at industrien skal jobbe for en avfallsreduksjon og

### **3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU**

---

bygge opp et gjenvinningssystem for plastemballasje (Opoku og Eik, 2001). Plastretur ble etter dette opprettet av industrien for å håndtere systemet som ble bygd opp. Etter hvert ble flere materialselskaper opprettet, og dette førte senere til opprettelsen av Materialretur, for å kunne håndtere vederlagsordningene. Norge startet i 1999 en vederlagsbasert innsamlingsordning av EE-avfall, som et av de første landene i verden (Lee og Røine, 2004). Selv om dette systemet ikke omhandler emballasje, er det innsamlingsordning på linje på med alle emballasjesystemene, og vederlagsordningen her styres gjennom Materialretur.

Alt dette som er beskrevet legger grunnlaget for det som er blitt til avfallssystemene i dag. Kommunene blir her pålagt ansvaret for innsamling og generell avfallshåndtering, og det er kommunene selv som skal utvikle et kildesorteringssystem som fanger opp de ulike avfallsfraksjonene. Det beskrives også i St.meld. nr. 44 (1991-1992) en produktspesifikk avgiftsordning, som skal gjøre det mulig å legge til rette for innsamlings- og gjenvinningssystemer for forskjellige produkter og materialer. Dette er spesielt rettet mot engangsemballasje, og det foreslås at det skal etableres en kildesorteringsordning som fanger inn mye av denne emballasjen. I dag har vi en innsamlingsordning for plastikkemballasje, papp og papir, glass og metall, og det er panteordninger for PET-flasker og drikkebokser av aluminium (Opoku og Eik, 2001).

#### *3.1.2 EPR i Sverige*

EPR ble for første gang introdusert for det Svenska Miljödepartementet i 1990 av Lindhqvist og Lidgren. På den tiden var det lav gjenvinnig fordi det var vanskelig å finansiere mange av innsamling og oppsamlingssystemene. EPR ble vedtatt som en strategi for første gang i mai 1993, da den ble presentert i "*Ecocycle Bill*"; Regeringens proposition (1992/93:180) (Lindhqvist, 2000). Denne proposisjonen inneholdt da forslag og vedtak til hvordan EPR skal implementeres i det svenske avfallssystemet, og hvilke områder som

### **3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU**

skulle prioriteres. Proposisjonen inneholdt ingen lovvedtak, men en rekke forslag til nye lover som skulle omfatte implementeringen av EPR, og hvordan man kunne pålegge produsentene ansvaret for sine produkter (Lindhqvist, 2000).

Emballasje var en av produktkategoriene som EPR ble vedtatt å omfatte helt fra begynnelsen av, sammen med papir, bildekk, biler, EE-artikler (elektriske og elektronikk artikler) og batterier (Lindhqvist, 2000). Emballasje er en ganske vid kategori som inneholder og omfatter mange forskjellige materialtyper, som kan være alt fra papp og papir, til glass, aluminium og plast. Det ble etter hvert vedtatt målsettinger for mengdene som skal samles inn og gjenvinnes. Den første målsettingen på dette kom i form av *Förordning (1994:1235) om producentansvar för förpackningar*. Forordningen blir etter hvert justert i 1996, og justert igjen i 1997. Denne forordningen fra 1994 (Miljödepartementet, 2005a) beskriver et gjenvinningsmål på 30 % for plastemballasje, og dette blir oppjustert til 70 % i 1997 (Miljödepartementet, 2005b). Den siste forandringen skyldes i stor grad EU-direktiver som kom på dette området.

Disse forordningene setter reglene for EPR i Sverige, og sier ved lov at alle produsenter skal organisere et innsamlingssystem som skal gjøre det mulig å sortere og plukke ut brukbare fraksjoner fra emballasjeavfallet. Det er på bakgrunn av dette vedtaket mange av materialselskapene i Sverige er blitt opprettet, for at det skal være mulig å følge disse lovene (Lindhqvist, 2000). Implementeringen av EPR og opprettelsen av materialselskapene har ført til at det er blitt et marked for en nye næring og en rekke nye bedrifter. Det er blitt opprettet en lang rekke selskaper for innsamling og oppsamling, sortering og gjenvinning. Det er i all hovedsak private aktører som står for dette (Regeringens proposition 2002/03:117).

### 3.1. EPR - EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY NTNU

I 2003 kom det en ny avfallsmelding fra den svenske regjeringen, som blant annet oppsummerte det som var blitt gjort på avfallsfeltet etter at EPR ble implementert. Denne meldingen konkluderer med at *“producentansvaret har innburit kraftig ökad återvinning av avfall, men ickså givit upphov til missnöje hos kommuner och hushåll över oklara ansvarsförhållanden och skråpiga återvinningsstationer”* (Regeringens proposition 2002/03:117, 41). Grunnen til at det er blitt litt misnøye er at det har vist seg å være til dels problematisk å ikke kunne få deponere avfallet, men kun sende til en eller annen form for gjenvinning. Det har til tider vært en del problemer rundt kapasiteter på gjenvinningsanleggene, for det er til tider mye mer som kommer inn en hva som faktisk kan gjenvinnes. Det har også vært problemer med å nå målene for energigjenvinning som er satt, for det har vist seg at energigjenvinningsanleggene har for liten kapasitet. Et annet problem som gjenvinnerne har måttet streve med, er at mye av plastemballasjen består av laminater. Dette gjør det umulig å materialgjenvinne plasten, og mye større mengder må til energigjenvinning. Det er opp til produsentene å designe en emballasje som ikke består av laminater, men det er en rekke lover og forskrifter som må følges ved emballering av for eksempel mat, som gjør at det ikke finnes noen andre gode løsninger enn laminater.

Ett av de områdene det bør innføres produsentansvar, ifølge Regeringens proposition 2002/03:117, er byggebransjen. Dette er en sektor som årlig bruker store mengder materialer og genererer mye avfall som kan inneholde farlige stoffer. Det antas at ved å innføre EPR her, kan man lettere ha en bedre kontroll på bruken av farlige stoffer, og samtidig legge mer til rette for sortering av rivningsavfall med tanke på material- og energigjenvinning. Regeringens proposition 2002/03:117 lister også opp en rekke andre områder der man ser det er nødvendig å innføre EPR, som for eksempel leker, møbler, impregnert trevirke og landbruksplast. På bakgrunn av hva man har lært, og suksessen av å ta i bruk EPR i de eksisterende områdene, ser man at det er en flere bransjer som har et forbedringspotensiale ved slike politiske grep.

### 3.2 Politiske målsettinger for avfallsreduksjon

Både Norge og Sverige er underlagt EUs bestemmelser og må følge en rekke EU-direktiver angående innsamling og gjenvinning av avfall. Det gjeldende EU-direktivet som både Norge og Sverige må følge er "*Directive 2004/12/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004, amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste*". Både Plastretur AS (se kapittel 6.2) i Norge og Plastkretsen AB (se kapittel 6.3) i Sverige er medlemmer av EPRO (European Association of Plastics Recycling and Recovery Organisations), og følger de standarder som er utviklet og fastsatt av EPRO. EPRO er en organisasjon som er underlagt EU og fungerer som en støtte til alle de landene som følger EUs mål om innsamling og gjenvinning. Det er frivillig å være medlem av EPRO, men de landene som er medlemmer kan hjelpe hverandre med informasjon og erfaringer, og fungere som en ressursbank på området (EPRO, 2005).

Det er ikke slik at man må følge akkurat de målene som er satt av EU, men hvert land står fritt til å høyne og lage egne mål til innsamling og gjenvinning. Det er kanskje mest vanlig at målene for energigjenvinning blir satt litt høyere. Om målsettingene som er satt er for høye eller for lave, er en diskusjon i seg selv, der meningene ofte er farget av hvilken side av bordet man sitter på. Industrien synes i noen tilfeller at målsettingene er vel høye, for det setter store krav til dem, og gir dem mer utgifter hvis de ikke er i stand til å nyttegjøre seg av gjenvunnet plastmateriale. For mange vil det være en fordel at det materialgjenvinnes store mengder, for det betyr en bedre tilgang på billigere råvarer. Noen interesseorganisasjoner synes kanskje at kravene og målsettingene skulle vært enda høyere, for det er alt for mye avfall som ikke blir nyttegjort på en god måte.

Det er en pågående europeisk diskusjon om kjemisk gjenvinning skal anses som materialgjenvinning. I Norge er kjemisk gjenvinning godkjent som materialgjenvinning, og det gjør det enklere for Norge å nå målsettingene om hvor mye som skal materialgjenvinnes. I Sverige er kjemisk materialgjenvinning ennå ikke godkjent som materialgjenvinning, så alt som materialgjenvinnes der er ren mekanisk gjenvinning. Men det antas at kjemisk gjenvinning godtas som materialgjenvinning i løpet av 2005, se kapittel 6.3.2.

#### 3.2.1 Politiske målsettinger for Norge

Tab. 3.2: Gjenvinningsmålsettinger for plastemballasje for Norge og EU.

	EU <sup>a</sup>	Norge <sup>b</sup>	
Materialgjenvinning, mekanisk		25 600 tonn <sup>c</sup>	
Materialgjenvinning, kjemisk		4 000 tonn <sup>d</sup>	
Sum materialgjenvinning	22,5 % <sup>e</sup>	30 % <sup>f</sup>	29 600 tonn <sup>g</sup>
Energigjenvinning	55 % <sup>h</sup>	50 % <sup>i</sup>	60 800 tonn <sup>j</sup>
Total gjenvinning	60 % <sup>k</sup>	80 % <sup>l</sup>	90 800 tonn <sup>m</sup>

<sup>a</sup>Tallene er hentet fra EUROPA (2004, 3).

<sup>b</sup>Tallene er hentet fra Plastretur AS (2004, 3).

<sup>c</sup>Plastreturs gjenvinningsmål for 2004.

<sup>d</sup>Plastreturs gjenvinningsmål for 2004.

<sup>e</sup>Av alt innsamlet plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>f</sup>Av alt innsamlet plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>g</sup>Plastreturs gjenvinningsmål for 2004.

<sup>h</sup>Av alt innsamlet plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>i</sup>Av alt innsamlet plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>j</sup>Plastreturs gjenvinningsmål for 2004.

<sup>k</sup>Av alt potensielt plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>l</sup>Av alt potensielt plastavfall. Skal oppnås innen 2008.

<sup>m</sup>Plastreturs innsamlingsmålsetting for 2004.

Det at Norge får regnet kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning, gjør også at Norge har høynet sin målsetting for materialgjenvinning i forhold til EUs målsetting. Som tabell 3.2 viser, har Norge en høyere målsetting, enn EUs krav, for både hvor mye som skal materialgjenvinnes, og hvor mye som skal gjenvinnes totalt. Til gjengjeld er Norges målsetting for energigjenvinning lavere enn EUs, men den er høyere enn Sveriges målsetting. Det kan



være mange grunner til at målet for energigjenvinning er satt lavere enn EUs, og en grunn kan være at det er for å kompensere for den økte mengden til materialgjenvinning.

#### 3.2.2 Politiske målsettinger for Sverige

Tab. 3.3: Gjenvinningsmålsettinger for plastemballasje for Sverige og EU.

	EU <sup>a</sup>	Sverige <sup>b</sup>
Materialgjenvinning	22,5 % <sup>c</sup>	30 % <sup>e</sup>
Energigjenvinning	55 % <sup>c</sup>	40 % <sup>e</sup>
Total gjenvinning	60 % <sup>d</sup>	70 % <sup>e</sup>

<sup>a</sup>Tallene er hentet fra EUROPA (2004, 3).

<sup>b</sup> Tallene er hentet fra Plastkretsen AB (2005).

<sup>c</sup> Av innsamlet plastavfall. Skal nås innen 2008.

<sup>d</sup> Av alt potensielt plastavfall. Skal nås innen 2008.

<sup>e</sup> Av alt potensielt plastavfall hos forbruker.

Sverige, i motsetning til Norge, opererer ikke med en direkte målsetting om hvor mye de vil samle inn og gjenvinne i totalt tonn for hvert år. Tallene de bruker er den målsettingen de har for hvert år, ikke en visjon om hva de skal klare å oppnå i fremtiden. Derfor kan det være litt vanskelig å ha en direkte sammenligning av målsettingene for disse to landene uten å se på effektiviteten av systemene og de mengdene som går gjennom dem. Sverige har også, som Norge, satt seg høyere krav enn hva EUs direktiver tilsier. Dette har ført til en del problemer rundt det å oppfylle målet om hvor store mengder som skal til energigjenvinning, noe som er ganske spesielt med tanke på antallet energiverk det er i Sverige.

## 4. PLASTGJENVINNINGSMETODER

### 4.1 *Innledning*

Plastemballasjen blir i dag avhendet og behandlet på tre forskjellige måter, og da regnes ikke ombruk med. Disse behandlingsmåtene er energigjenvinning, materialgjenvinning og kjemisk gjenvinning. Det er varierende hvilke mengder som går til de forskjellige behandlingsmetodene, og det avhenger av renhet og sammensetning av plastemballasjen, og hvilke avtaler som de forskjellige innsamlingssekskapene har gjort med forskjellige gjenvinnere. Om ombruk skal regnes med og beskrives som en resirkuleringsmetode er det forskjellige meninger om, men det er ikke tatt med her fordi det antas å være lite og ingen kommersiell ombruk på denne type plastemballasje.

### 4.2 *Kjemisk gjenvinning*

Det er slik at kjemisk gjenvinning foretrekkes fremfor deponering her i Norge, for det kommer et nytt produkt ut av denne prosessen, i stedet for at produktet opphører sitt livsløp uten videre nytte. Kjemisk gjenvinning går, enkelt forklart, ut på at plasten går inn i en reaktor, gjerne sammen med annet avfall og kull, og blir omdannet til gass. Plasten blir smeltet ned og pumpet inn i et forbrenningskammer, der den blir brutt ned i atomer og går over i en gassblanding bestående i all hovedsak av hydrogen ( $H_2$ ) og karbonmonoksid (CO) (Hall, 2002). Dette er kanskje den mest vanlige måten å gjøre det på, men det finnes en rekke andre varianter. Hos SVZ GmbH i Tyskland, der Plastretur sender sine restplastfraksjoner, produseres det metanol ( $CH_3OH$ ) av syntesegassen som blir dannet ved prosesseringen av avfallet, og meta-

nolen blir solgt videre og brukt innen en lang rekke bedrifter og produkter innen prosessindustrien (Plastretur AS, 2004). Noen av disse bruksområdene er illustrert i figur 4.1.



Fig. 4.1: Metanolens forskjellige bruksområder (Plastretur AS, 2005b, 21).

### 4.3 Mekanisk gjenvinning

De rene plastfraksjonene går til mekanisk materialgjenvinning, og det er ny plast som er produktet av denne prosessen. Denne gjenvinningsprosessen går gjennom en rekke forskjellige steg før det ferdige plastgranulatet kommer ut. De sorterte plastfraksjonene blir først kvernet opp til de består av en rekke små biter, som igjen går over til å bli vasket for skitt og smuss. Plastbitene blir etter vaskeprosessen smeltet om til en stor viskøs masse i en ekstruder, og silt ut av den for å fjerne det siste av eventuelle forurensende materialer. Til

slutt blir massen presset ut gjennom et rør, og klippet til granulat som er klar for å bli brukt i nye plastprodukter (Der Grüne Punkt, 2005). Dette granulatet blir solgt videre til en rekke forskjellige plastprodusenter som bruker det inn i sine produkter som en erstatning for jomfruelig plast. Det er viktig at plastfraksjonene som kommer inn til resirkulering er veldig rene, hvis ikke vil det granulatet som kommer ut ha en lav kvalitet og være vanskelig å bruke i en rekke forskjellige produkter som har høye krav til materialkvalitet.

#### 4.4 *Energigjenvinning*

En alternativ avhendingsmetode for avfall som er mer og mer brukt, er energigjenvinning. På grunn av et økende “avfallsberg” som bare ville blitt liggende og forurense jord, luft og vann, foretrekkes det at avfallet blir nyttgjort på en eller annen måte. Forbrenning med energiutnyttelse er noen av metodene som da blir mest brukt, og sett på som en lønnsom og miljøvennlig avhendingsmetode. Alle materialer har et latent energipotensiale, som kan frigis ved forbrenning, og det er dette som utnyttes ved forbrenning av avfall. Varmen som kommer ut av en slik forbrenning brukes enten til å varme vann eller til å skape elektrisitet. Varmtvann eller varmedamp sendes ut i rør, og blir som oftest brukt til å varme bygninger, og dette kalles for fjernvarme. I Norge er det bare vanlig med fjernvarme i noen av de største byene, mens det er svært utbredt i Sverige.

Energianleggene som finnes rundt om er bygd opp på forskjellige måter, ettersom det er mange forskjellige leverandører av slike anlegg. Energos anleggene er en av de anleggstypene som er mest brukt i Norge. Selv om mange av anleggene er bygd opp forskjellig, så er prinsippet for hvordan de fungerer det samme.

Det er for det meste usortert husholdningsavfall som går inn i slike anlegg i

Norge og Sverige, og dette avfallet blir levert til anlegget i avfallsbiler. Avfallet blir løftet ved hjelp av kraner inn i en innmattersjakt, som skyver avfallet sakte over noen rister som er inndelt i forskjellige soner. Den første er en tørkesone, som tørker avfallet og gjør at det brenner lettere. Selve forbrenningen foregår i flere forskjellige prosesser. Først brennes selve avfallet på ristene, så forbrennes røkgassen i et kammer over ristene, og hele denne forbrenningen foregår ved en varme på ca. 850-1000 grader C° (NRFO, 2005). Etter forbrenningen dannes det slag og aske, og mengden som dannes tilsvarer rundt 15-20% av den tilførte avfallsmengden. Slagget og asken blir tatt ut av anlegget, behandlet, renses og deponert som spesialavfall. Røykavgasser fra forbrenningen blir renses i første runde ved hjelp av et støvfilter, der det blant annet tilsettes aktiv kull for å fjerne kvikksølv. I neste runde går røyken gjennom det som kalles for et vasketårn, der det tilsettes stoffer, som for eksempel lut, for å fjerne en rekke forskjellige tungmetaller. Det vaskevannet som brukes blir senere renses for å fjerne alle stoffene som er blitt avsatt i vannet (NRFO, 2005).

Det som produseres og "selges" fra disse anleggene er varm høytrykksdamp, som ofte er på rundt 390 C° og har et trykk på 40 bar. Noen anlegg reduserer varmen og trykket en del før den blir sendt ut. Denne gassen blir sendt i gassledninger rundt om til de som nyter godt av fjernvarme og energi fra forbrenningsanlegg (NRFO, 2005).

## 5. METODE

Ved oppstart av et prosjekt er det mange forskjellige avgjørelser som må tas, og valg av metode er en av disse. Metodevalg avhenger av hva det skal forskes på, og hvilke type resultater som ønskes oppnådd. Kvalitative og kvantitative metoder kan brukes om hverandre, men ikke alltid på det samme datagrunnlaget. Dette prosjektet ses ut fra både kvalitative og kvantitative synspunkter, og derfor benyttes begge typer tilnærming. Noen deler av analysen må gjøres kvalitativt, mens andre deler må gjøres kvantitativt. Selve kartleggingen og forståelsen av systemet gjøres kvalitativt, analysen av materialflyten i systemet er kvantitativ og selve drøftingen og vurderingen av analysen skal gjøres på et “semi-kvalitativt” grunnlag.

### 5.1 *Kvalitative vs. kvantitative metoder*

Det er forskjellige karakteristikkene som skiller kvalitative og kvantitative metoder. Kvalitative metoder er humanistisk, subjektiv, idealistisk, spesifikk og går i dybden med case eller få enheter. Kvantitative metoder derimot er mer det motsatte av kvalitative metoder, og er naturvitenskapelig, objektiv, realistisk, litt mer generell og går i bredden med mange enheter, men med færre variabler. Kvalitative metoder består som regel av ord, bilder og lyder, og er ofte mer ustrukturert enn kvantitative metoder. Kvantitative data er mer strukturerte og består for det meste av tallmateriale og empiriske fakta (Kitchin og Tate, 2000). Ut fra dette kan det ses at det er stor forskjell på de to hovedtypene metode, og til hvilke formål de er mest anvendelige. Primære data er data forskeren selv samler inn gjennom for eksempel inter-

vjuer og spørreskjemaer. Sekundære data er data som er generert av andre, som forskeren gjør seg nytte av, og dette kan være i form av statistikk og annen litteratur.

Det kan være et veldig tidskrevende og omfattende arbeide å samle inne data og generere statistikk selv, så det er enklere å benytte seg av eksisterende statistikk; så fremt dette finnes. Det er ikke bare statistikk som regnes som sekundære data, men også annet materiale som er innsamlet, bearbeidet og fremstilt av andre. Under dette ligger alt av publisert og upublisert materiale, både i form av tekst og tallmateriale (Solerød og Gundersen, 1996).

Det at dataene er samlet inn av andre kan gjøre at det er validitetsproblemer, og det kan være vanskelig å sjekke om dataene er valide og korrekte. Bruk av dårlig generert datamateriale kan føre til feil i forskningsarbeidet og resultatene. Det er som regel lite en kan gjøre med dette, annet enn å være selektiv i valget av data, og en må av den grunn trekke en konklusjon med stor forsiktighet. I noen tilfeller står valget mellom dårlige data eller ingen data, og da må det gjøres en vurdering av hva som er det beste for analysen. Hvis det velges å bruke dårlige data, kan resultatet av analysene være tvilsomt og lite valid, men hvis dataene forkastes fordi de vurderes å være for dårlige, kan det være at hele grunnlaget for analysen faller bort. Det bør avgjøres på forhånd hvilke krav som stilles til datamaterialet, men dette kan være vanskelig da en ikke vet hvilke problemer som kan oppstå underveis.

### *5.2 Beskrivelse og vurdering av kvalitativ metode og datagrunnlag*

I denne oppgaven er det meste av datamateriale fremskaffet på en en mer eller mindre kvalitativ måte, selv om mye av datamaterialet er kvantitativt. En identifisering og vurdering av hvordan plastemballasjesystemet er bygd

opp skjer kvalitativt, og ved hjelp av metoder som dokumentanalyser og intervjuer. Informasjonen om systemene er publisert på forskjellige måter, men det er en del informasjon som ikke er publisert også. Det upubliserte kan kun fremskaffes ved hjelp av intervjuer med sentrale personer i systemene som sitter med den nødvendige kunnskapen.

I Norge publiseres det meste av informasjon om Plastreturs systemer i en årsrapport som er veldig oversiktlig og innholdsrik. I tillegg har Plastretur nettsider der det legges kontinuerlig ut ny informasjon og oppdateringer på det som skjer i deres virksomhet. På denne måten kan alle interesserte til enhver tid holde seg oppdatert, og vite hvilke endringer som eventuelt vil komme i fremtiden. I Sverige er det lite og ingen publisering om Plastkretsens systemer. Det finnes ingen årsrapport, og nettsidene inneholder lite og ingen informasjon om systemet i sin helhet, unntatt hvordan avfallsbesitterne skal sortere sitt avfall. Nettsiden blir også sjelden oppdatert. Dette gjorde at informasjonsinnhenting for Sverige ble en lang og krevende jobb, og det er fare for at det er en rekke små feil i beskrivelsen av systemet. Informasjonen sitter på mange hender, og må skaffes fra flere forskjellige kilder og aktører, i stedet for å bare få den fra en aktør som har den fulle og hele oversikten. For å kompensere på dette er det, som nevnt tidligere, blitt brukt informanter for å fylle ut de uklare områdene.

### 5.2.1 Informanter

Noen få personer har vært behjelpelig med informasjon og datamateriale på forskjellige områder i beskrivelsen og vurderingen av systemet (se tabell 5.1). Disse personene har blitt kontaktet fordi de i kraft av sine stillinger har oversikt over hele, eller deler av systemene. Disse har vært nøkkelinformanter, som har gitt viktig informasjon som ikke kunne vært fremskaffet andre steder. De fleste har vært veldig imøtekommende og behjelpelige med å fremskaffe den informasjonen som ble etterspurt. Det har vært forskjellige



nivåer av delaktighet, men alle har til en viss grad vært viktige for å få frem det som trengs. Disse informantene har ikke bare gitt kvalitativ informasjon om systemene, men har også vært behjelpelige med å fremskaffe kvantitative data.

Tab. 5.1: Oversikt over informanter.

<p><b>Per Gjester - Plastretur AS</b>                  Informasjon og tallmateriale angående Plastretursystemet.                  Kontakt pr. tlf og e-mail</p>
<p><b>Dennis Olsson - Plastkretsen AB</b>                  Informasjon og tallmateriale angående Plastkretssystemet.                  Kontakt pr. tlf og e-mail</p>
<p><b>Håkon Jentoft - NRFO (Norsk Renholdsverkers Forening)</b>                  Oversikt over energigjenvinningsanlegg i Norge.                  Kontakt pr. tlf og e-mail</p>
<p><b>Anders Hedenstedt - RVF (Svenska Renhållningsverkföreningen)</b>                  Oversikt over energigjenvinningsanlegg i Sverige.                  Kontakt pr. tlf og e-mail</p>

### 5.2.2 Datakvalitet

Informasjonen om og beskrivelsen av det norske innsamlings- og gjenvinningssystemet antas å være god, for det har vært en lett og rikelig tilgang på informasjon. Beskrivelsen av det svenske innsamlings- og gjenvinningssystemet kan være noe mangelfull, og kan inneholde små feil. Dette antas å ikke være store feil som har stor betydning for resultatet, men kan gi et noe feil inntrykk av enkelte detaljer.

Informasjonen om EPR og utviklingen og implementeringen av EPR i Norge antas å være god og utfyllende. Mye av dette er blitt beskrevet av folk ved Industriell Økologi, så datatilgangen har vært rikelig og god. Beskrivelsen av EPR i Sverige har vært til tider litt mer problematisk, for det har vært

vanskelig å oppdrive mye at det som beskrives der. Det finnes noen gode og enkle beskrivelser av temaet, som er gjort av de som har mest med emnet å gjøre, men å få tak i mer inngående informasjon var vanskelig.

Beskrivelsen av politiske målsettinger i landene er gjort på bakgrunn av et svært godt datagrunnlag. Det meste her er publisert i mange forskjellige versjoner, både fra bransjeorganisasjonene og myndighetene. Det at alle versjonene sier det samme, styrker grunnlaget for å tro at målene er riktig gjengitt.

### 5.3 *Beskrivelse og vurdering av kvantitative metoder og datagrunnlag*

Det meste av det tallmateriale som er skaffet til veie, er brukt som grunnlag for analyse og vurdering av systemet i kapittel 7. Denne analysen er kvantitativ, men vurderingene er selvsagt kvalitative. Materialstrømmen gjennom systemet er blitt regnet ut med sikte på å vise om det er en massebalanse i systemet. I tillegg til dette er det blitt brukt en rekke effektivitetsindikatorer, som skal kunne påvise hvor de mest og minst effektive delene av systemet er.

#### 5.3.1 *MFA metodikk*

Vurderingen av systemene skjer med utgangspunkt i metodene og teoriene til Brunner og Rechberger (2004) om MFA modellering, og deres teorier for sammenligning av systemer ved hjelp av “*fluxes*”<sup>1</sup> i stedet for “*flows*”<sup>2</sup>. Grunnen til at deres metode er valgt i stedet for andre metoder som er beskrevet i kapittel 2.4, er at denne metoden er den mest anvendelige for denne typen

---

<sup>1</sup>Flux er mengden som går gjennom forskjellige systemer aggregert på et nivå slik at de kan sammenlignes. Et eksempel på dette er mengden materialer dividert på innbyggertallet i et land.

<sup>2</sup>Flow er den reelle mengden i som går gjennom et system, beskrevet i en kjent størrelse som f.eks. kilo, tonn, kubikk, liter.

modelleringer. Et system er bygd etter “*black-box*” prinsippet ved hjelp av prosesser og strømmer (flows). Prosessene er beskrevet ved hjelp av “bokser” der det er strømmer inn og strømmer ut, og strømmene er representert ved piler. I prinsippet er det slik at massebalansen skal kunne beskrives ved at  $INN=UT$ , men i noen tilfeller er det ikke slik. Da oppstår det en akkumulering i prosessen, som representeres som en “*stock*”. Strømmene beskriver de virkelige mengdene som går gjennom et system, og de angir retningen disse mengdene går. Hver enkelt prosess vil ha et unikt nummer, og hver strøm vil også ha et nummer som beskriver fra hvor den kommer, og hvor den går. I tillegg vil noen strømmer ha en tilleggskode som beskriver hva den inneholder. Med utgangspunkt i dette vil da strømmen fra prosess 1 til prosess 2 beskrives som  $\dot{m}_{1,2}$ . Et eksempel på hvordan dette skal se ut kan finnes i figur 5.1. En slik figur sier ikke så veldig mye i seg selv, derfor er det viktig at det følger med tabeller som forklarer prosessene, strømmene og mengdene. Tabell 5.2 følger med og viser strømmene i figur 5.1.

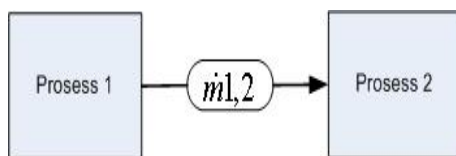


Fig. 5.1: Eksempel på fremstilling av MFA diagram

Tab. 5.2: Eksempel på fremstilling av MFA diagram. Tabellen viser strømmene i figur 5.1.

Prosess	Beskrivelse	
1	Første prosess i systemet	
2	Andre prosess i systemet	
Strøm	Beskrivelse	Mengde
$\dot{m}_{1,2}$	Strøm mellom første og andre prosess	1000 t

Hvis to eller flere systemer skal sammenlignes, er det ikke alltid det er mulig å sammenligne dem slik som de er. Det kan gi et feil bilde av situasjonen.

Derfor må strømmene gjøres om slik at de er aggregert på samme nivå og kan sammenlignes uten at det oppstår feil. Derfor gjøres strømmene om til “*fluxes*”. I dette tilfellet vil det være feil å sammenligne avfallsmengdene i Norge og Sverige, ettersom det er nesten dobbelt så mange innbyggere i Sverige. Derfor må det være “*fluxes*” som sammenlignes. Dette kan være avfallsmengde pr innbygger, avfallsmengde pr. BNP, eller avfallsmengde pr. husstand (Brunner og Rechberger, 2004).

### 5.3.2 Effektivitetsindikatorer

For at en skal kunne kvantitativt vurdere hvor bra et avfallssystem fungerer, og hvor det er eventuelle problemkilder, er det best å gjøre dette ved hjelp av effektivitetsindikatorer. Dette gjøres ved at man finner strømmene gjennom systemet, og vurdere disse opp mot hverandre. På det enkleste beskriver en slik indikator forholdet mellom mengdene som går inn og ut av prosesser eller av systemet. Røine (2002) har satt opp en rekke indikatorer for å vurdere effektiviteten i Plastretursystemet, og disse indikatorene kan brukes i denne analysen også. Hele det overordnede effektivitetsmålet for plastgjenvinnings-systemet kan beskrives ut fra ligning 5.1 på neste side. Her brukes forskjellige indikatorer på flere forskjellige ledd, og der vil de gi et inntrykk av hvordan dette leddet er. I tillegg er det en del indikatorer som viser effektiviteten av hele systemet, og disse kan også brukes til å sammenligne systemene i Norge og Sverige.

Indikatorene er bygd opp slik at hvis resultatet er rundt 0, er systemet meget ueffektivt, og hvis indikatoren er rundt 1 er systemet svært effektivt. Hvis systemet, eller et ledd i systemet, er slik at  $INN=UT$ , vil indikatoren være 1. Ofte gjøres resultatet om til prosent, og da vil 100 % være bra, og 0 % være dårlig.

$$\eta = \frac{\text{mengdematerialgjenvunnetplastemballasje}}{\text{totaltgenerertmengdeplastemballasje}} \quad (5.1)$$

$$\eta = \frac{\text{mengdematerialgjenvunnetplastemballasje}}{\text{mengdeinnsamletplastemballasje}} \quad (5.2)$$

$$\eta = \frac{\text{mengdematerialgjenvunnetplastemballasje}}{\text{totalmengdegjenvunnetplastemballasje}} = \frac{m_{1,2}}{m_{2,3}} \quad (5.3)$$

$$\eta = \frac{\dot{m}_{3,5}}{\dot{m}_{2,3}} \quad (5.4)$$

### 5.3.3 Datakvalitet

Det er en varierende kvalitet i datamaterialet som brukes i den kvantitative analysen. Det er primært forsøkt å bruke tall som er så nye som mulig, og da helst fra 2004. Dette lar seg ikke gjøre i alle tilfeller, og da er tallene erstattet med tall fra andre år der det er tilgjengelig. Det er da forsøkt å finne tall som er så nye som mulig, slik at validiteten i analysen ikke blir alt for lav. I noen tilfeller der det ikke lar seg å fremskaffe tallmateriale, er det forsøkt å regne ut mengdene på strømmene ut fra det som vites om mengdene som går gjennom andre strømmer i systemet. Dette har latt seg gjennomføre, sannsynligvis uten at det er for store feilberegninger. Det er vanskelig å få resultater som stemmer fullstendig overens med virkeligheten i slik analyser, så det er mest om å gjøre å få feilmarginen så lav som mulig. Hvis det er bare 5-10 % avvik med virkeligheten, så antas det å være et forholdsvis godt resultat.

Alt av referanser til kilder for tallmateriale, årstall dataene er generert, og utregninger av strømmer er beskrevet i Tillegg B.

For Norge kommer alle tallene på mengdene i systemet fra 2004, unntatt tallet for deponi, som er fra 2003. De fleste tallene er også hentet fra samme kilde, og det er Plastretur. De har den fulle og hele oversikten over systemet, og det meste av tallmaterialet de har gitt fra seg, er over virkelige mengder

som er blitt registrert på forskjellige ledd i systemet. Det vært mulig å fremskaffe tall på de fleste av strømmene, slik at det ikke har vært nødvendig med så mange egne utregninger, unntatt for noen få tilfeller. En svakhet kan være at det mye av tallmaterialet som er beregnet til energigjenvinning og deponi, er basert på utregninger av prosenter plast i husholdningsavfallet etter resultater fra en rekke sorteringstester. Disse testene er fra en rekke forskjellige år, og kan inneholde feil av den grunn.

For Sverige har det vært litt vanskeligere å fremskaffe tallmateriale, derfor er datakvaliteten noe lavere der. Mye av tallmaterialet er fra forskjellige år, men er i hovedsak fra 2003 og 2004. Det er ikke alle strømmene det har vært mulig å skaffe data på, derfor er disse beregnet. Mye av tallene er hentet fra forskjellige kilder, ettersom ingen kilder hadde oversikt over hele systemet, og dette kan føre et lite dataavvik. Kildene har i all hovedsak vært Plastkretsen, Statistiska Centralbyrån og RVF. Noen av tallene er virkelige opptelte mengder, mens noe er beregnede mengder. Mye av tallmaterialet kan påføre analysen svakheter, men ikke så store at en konklusjon ikke kan trekkes.

## 6. SYSTEMBESKRIVELSE

### 6.1 *Innledning*

Både norske og svenske avfallssystemet er bygd opp på en kompleks måte, med mange aktører som innehar forskjellige roller som alle er vesentlige for at systemene skal fungere. Begge avfallssystemene består av en rekke forskjellige innsamlings- og sorteringsløsninger for forskjellige materialtyper, og som tar sikte på å få resirkulert de forskjellige materialene. Det meste av innsamlingsordninger rundt materialer er rettet mot emballasje, ettersom det er en av de avfallstypene som øker mest og utgjør de største mengdene av avfallet. De materialene som har egne innsamlingsordninger er papp/papir, glass, metall og plast, i tillegg til dette kommer innsamling og gjenvinning av bioavfall (matavfall) og EE-avfall (elektronisk avfall) i forskjellige varianter. Organiseringen er bygd opp etter samme prinsipp i alle systemene i begge landene, men er individuelt tilpasset hvert enkelt materiale og land. Hele oppbygningen og strukturen på det norske og systemet systemet kan ses i figur 6.2 på side 60 og 6.3 på side 61. Disse ligger som en basis for hele analysen, og hver del som omtales her, er registrert som en egen prosess i den systemtegningen. I all hovedsak er det fokus på plast i denne gjennomgangen av systemene, selv om det tidvis nevnes noe om andre innsamlingsystemer.

### 6.2 *Det norske systemet*

Det norske plastavfallssystemet er bygd opp og styrt av Plastretur AS og Materialretur AS, og dette kan ses i figur 6.1 på side 54. Hvert selskap har sine

ansvarsforhold i systemet, og alle er avhengige av at hvert ledd fungerer for at hele systemet skal fungere. Plastavfallssystemet består av en koordinator (Plastretur), vederlagsbetalere, innsamlere, sorterere og gjenvinnere, mens det er Materialretur som har det overordnede ansvaret. Det er Materialretur som står for innsamlingen av emballasjeavgiften og fordelingen av pengene ut til materialselskapene. Det er også Materialretur som har kundekontakten og sørger for at bedrifter blir med i innsamlingssystemet.

Grunntanken bak Plastretursystemet er at produsenter av plastemballasje skal sørge for innsamling av plasten etter endt bruk, og dette er etter tankene bak EPR, og er i tråd med med EUs emballasjedirektiv (se kapittel 3.1). På grunn av dette har næringslivet selv opprettet materialselskaper for å ta seg av innsamling og gjenvinning, slik at enkeltbedrifter alene skal slippe å opprette slike ordninger. Plastretur er et resultat av denne opprettingen av materialselskaper, og Plastretur er eid av næringslivet selv. Aksjonærene i selskapet er en rekke forskjellige bransjeorganisasjoner og plastorganisasjoner, og styremedlemmene kommer fra en rekke forskjellige bedrifter og organisasjoner (Plastretur AS, 2004). Materialretur igjen er eid av alle materialselskapene i felleskap, for selskapene trengte en felles koordinator og kundekontakt. Det er enklere at en bedrift har orden på det innsamlede vederlaget, enn at bedriftene hver for seg skal håndtere dette. Emballasjeavgiften for plast er 1,40 Nkr per kilo plast som alle produsenter, pakkere/fyllere, importører og eksportører må betale. I 2003 var det 1737 bedrifter som betalte emballasjeavgift for plast i Norge (Plastretur AS, 2004).

### 6.2.1 Innsamling

Det norske systemet er bygd opp rundt kommunene, der hver kommune i landet har ansvaret for at det er et innsamlingssystem tilgjengelig for sine innbyggere. Kommunene skal også tilrettelegge for en forsvarlig behandling av avfallet. Hvordan innsamlingen skjer er opp til hver enkelt kommune å





Fig. 6.1: Materialselskaperens oppbygning og struktur (Plastretur AS, 2004, 5)

legge opp, og det er opp til hver enkelt kommune å finansiere en slik ordning (Miljøstatus i Norge, 2004). Det er et ganske så likt system i alle kommunene i Norge, men med små variasjoner. De fleste kommunene hyrer inn forskjellige selskaper til å stå for innsamlingen, men det er en kommune som selv står for innsamlingen. Dette gjelder Steinkjer kommune i Nord-Trøndelag (Plastretur AS, 2004). Det vanligste er å legge ut avfallsinnsamlingen på anbud der forskjellige entreprenører “kjemper” om jobben. Det er også vanlig å gå sammen med andre kommuner og opprette interkommunale avfallsselskaper, og det finnes en rekke slike selskaper i Norge. Et eksempel på dette er Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA), som står for renovasjon i 13 kommuner i Midt-Norge (Retura - MNA, 2004).

I mange kommuner blir innsamlingen gjennomført av store private avfalls-entreprenører som har oppdrag over hele landet. Det er ikke mange av disse, men de få som finnes er virkelig store. Norsk Gjenvinning AS er det største avfallsselskapet i Norge, og står for plastinnsamlingen i 15 kommuner i Norge ifølge Plastretur AS (2004). Ifølge Norsk Gjenvinning AS (2004) driver de, i tillegg til avfallsinnsamlingen, 24 anlegg for sortering og kvalitetssikring av avfallet, men det er for alle typer avfall. Ragn-Sells AB operer også i noen få kommuner i Norge. De er ikke så veldig store i Norge, men de er helt klart

Nordens største avfallselskap og opererer i mange land, som Norge, Sverige, Danmark, Polen, Estland og Latvia (Ragn-Sells AB, 2005).

I følge årsrapporten til Plastretur AS (2004) er det 117 aktører som står for innsamling av plastavfall i Norge, men det er bare 55 av alle plastinnsamlerne som driver med innsamling av hardplastemballasje. Dette kan skyldes en arbeidsdeling, og konkurranser etter anbud i kommunene. Det er en liten usikkerhet rundt dette tallet, fordi det sier ikke noe om det er innsamling fra husholdninger eller bedrifter de driver med. I tillegg til alle innsamlerne finnes det 113 mottaksanlegg for plastemballasje rundt om i landet, noe som gjør at flere innsamlere må bruke de samme anleggene. Dette skjer mest trolig i de større byene. Det er Plastretur som har opprettet kontakt med innsamlere og koordinerer systemet, og som sørger for at det er et innsamlings- og mottakssystem på plass i alle kommuner (Plastretur AS, 2004). Det er liten og ingen vits i at det er plastinnsamling i kommunene, når de ikke har noe sted å gjøre av den innsamlede plasten. Plastretur bedriver innsamling innen de fleste sektorer i samfunnet, og prøver ved hjelp av dette å få samlet inn det meste som finnes av plastemballasje. Plastretur AS (2004) arbeider ut fra følgende sektorielle inndeling: fiskeoppdrett, landbruk, næringsliv og husholdninger. Virkemidlene er forskjellige fra sektor til sektor, alt etter hva som er mest hensiktsmessig for den sektoren.

Hvordan plastavfallet samles inn varierer mellom kommunene, og det er også variasjon innad i noen kommuner. Det er fra 1 januar 2004 hele 210 kommuner som har inngått avtaler med Plastretur om å ha en innsamlingsordning for plastemballasje fra husholdninger (Plastretur AS, 2005a). I all hovedsak er det er to innsamlingsmetoder som er mest vanlig å benytte, og det er enten bringe- eller henteordning. En henteordning går ut på at hver enkelt husstand har en egen dunk for alt plastavfall, eller at det går inn i det som kan kalles for en "miljødunk" sammen med glass og metall (Eik et al., 2002). Bringeorrdningen fungerer på den måten at folk skal bringe avfallet sitt til

et sentralt beliggende oppsamlingssted/konteiner, og sortere avfallet sitt der. Det bør ikke være langt å dra til slike konteinere, og da helst ikke mer enn 200 meter (Eik et al., 2002). Tester som er blitt gjennomført viser at det er større mulighet for å få samlet inn mer plastavfall ved å ta i bruk en henteordning enn det er ved en bringeordning (Plastretur AS, 2004). Dette kommer av at brukerne føler det er enklere å kaste det i en egen avfallsdunk ved døren, enn det er å gå en viss strekning bare for å kaste plastavfallet. Et slikt bringesystem vil bare passe i tettbygde strøk, for avstandene vil bli alt for store i strøk med lav tetthet (Eik et al., 2002). De fraksjonene som er deponert av forbruker, uavhengig av hente- eller bringeordning, blir samlet opp av renovasjonsselskapene og sendt til enten sorteringsanlegg, deponi, eller til forbrenningsanlegg.

### 6.2.2 *Sortering*

De innsamlede fraksjonene av plastavfall blir sendt til forskjellige sorteringsanlegg rundt om i landet for sortering. Fraksjonene som kommer inn til disse sorteringsanleggene inneholder en blanding av mange plast- og emballasjetyper, noe som skaper problemer ved en materialgjenvinning av plasten. Derfor sorteres det mellom de forskjellige emballasjetyper, og denne sorteringen skjer i all hovedsak etter en inndeling i to hovedgrupper; folieplast og hardplastemballasje. Siste nevnte gruppe er det som også kalles for flasker og kanner. Plastretur AS (2004) anslår at det er folien som utgjør de største fraksjonene, og den utgjør ca. 2/3 av hele plastmengden. Resten antas å være hardplast.

Pr. i dag skjer all sortering av plastavfallet manuelt, det vil si at det sorteres for hånd. Plastavfallet blir dumpet på et samlebånd som går inn i en lagerhall, der det står folk på hver side av båndet og plukker ut de forskjellige typene plast og legger dem i dunker alt etter hvor de skal. De plukker på denne måten ut de gode og rene fraksjonene som skal sendes til materialgjenvinning,

og lar restfraksjonene som skal til kjemisk gjenvinning ligge igjen (Hall, 2002).

Det finnes ingen form for sortering av restavfallet. Det vil sannsynligvis være en stor plastandel i dette avfallet også, men det antas å ha en for stor urenhet til at det er verdt å sortere det ut. Ifølge Per Gjester<sup>1</sup> er det ønskelig at skitten plastemballasje blir kastet i restavfallet i stedet for i plastavfallet. På denne måten er det større renhet i plastavfallet, fordi det er fritt for sånt som for eksempel skitne rekesalatbokser og matposer. Restavfallet blir sendt direkte til energigjenvinning eller deponeres uten noen som helst gjennomgang og vurdering av innholdet.

I Norge finnes det bare fire sorteringsanlegg som sorterer plastemballasje, og disse ligger forholdsvis jevnt fordelt rundt om i landet, slik at det ikke skal bli alt for lange avstander å frakte de innsamlede fraksjonene. Disse anleggene er Agder Renovasjon (Arendal), SSR - Søre Sunnmøre Reinhaldsverk (Ulsteinvik), TRV - Trondheim Reinhaldsverk (Heimdal) og IRIS Fauske - Interkommunalt Renovasjonsselskap i Salten (Fauske) (Plastretur AS, 2004). Ifølge Gjester<sup>2</sup>, vil systemet rundt de fire sorteringsanleggene forandre seg i løpet av 2005. På grunn av at det er lite effektivt og ganske dyrt å sortere manuelt, så har det blitt utviklet semi-automatiske sorteringsanlegg. På våren 2005 skal det ferdigstilles to slike anlegg, og de skal erstatte tre av de fire eksisterende. Det ene anlegget er hos TRV, og det andre skal ligge på Hamar og drives i regi av HIAS (Hamar Interkommunale Avfallsselskap). I tillegg til disse to skal fortsatt IRIS Fauske være operativt, fordi det er for langt å sende avfallsfraksjoner fra helt nord i landet til Midt-Norge, og dette vil ikke være lønnsomt. I tillegg er det kanskje ikke helt ideelt å frakte materialene så store avstander for gjenvinning, for miljøgevinsten minker med avstanden de må fraktes. Det er ikke så store fraksjoner som kommer inn til IRIS slik at det foreløpig ikke er aktuelt å automatisere det anlegget. Det er da meningen at anleggene i Arendal og i Ulsteinvik skal fases ut og evt. legges ned.

<sup>1</sup>Personlig meddelelse, Per Gjester, Plastretur AS. 13/1-05

<sup>2</sup>Personlig meddelelse, Per Gjester, Plastretur AS. 13/1-05

### 6.2.3 Gjenvinning

De mengdene som blir innsamlet og sortert gjenvinnes på to forskjellige måter. De rene og gode fraksjonene blir sendt til det som kalles for mekanisk materialgjenvinning (se kapittel 4.3 på side 40), og restfraksjonene blir sendt til kjemisk gjenvinning (se kapittel 4.2 på side 39) (Plastretur AS, 2004).

Plastretur har avtaler med en rekke forskjellige gjenvinnere rundt i Norge, og en del gjenvinnere i andre land. Hvor de forskjellige mengdene sendes varierer mer eller mindre fra år til år, ut fra hvilke avtaler som inngås. Tidligere gikk hardplast til gjenvinning hos Plaståtervinning AB i Töckfors, Sverige, og det som hadde for lav kvalitet ble sendt til energigjenvinning hos en rekke anlegg både innenlands og utenlands (Plastretur AS, 2002). Dette har forandret seg til at det som har god nok kvalitet til at det kan materialgjenvinnes sendes til Swerec i Lanna, Sverige, og det som har for lav kvalitet går nå til kjemisk gjenvinning hos SVZ GmbH i Schwarze Pumpe, Tyskland (Plastretur AS, 2004). SFT og Miljøverndepartementet har som nevnt godkjent kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning, og på den måten er det ønskelig at plasten går til dette i stedet for bare til energi. Det er derfor ingenting av den innsamlede og sorterte plasten som går til energigjenvinning.

Det meste av restavfallet går til energigjenvinning, og denne fraksjonen inneholder store plastmengder. Det er i all hovedsak restavfall fra byer og omlandet til byene som går til energigjenvinning, for det finnes ikke så mange slike anlegg i Norge, og de få som eksisterer ligger i de største byene. Det finnes i all hovedsak bare 16 energi/forbrenningsanlegg i Norge som tar imot kommunalt avfall fra husholdninger (NRFO, 2004). Mange av disse anleggene blir egentlig ikke regnet som energigjenvinningsanlegg i Plastreturs systemer, for det er en rekke krav som må oppfylles for at de skal kalles for energigjenvinningsanlegg, og ikke bare forbrenningsanlegg. Mange av disse anleggene regnes ikke

som energigjenvinningsanlegg fordi de leverer enten energi til en bestemt bedrift, og har avfallsavtaler med bestemte bedrifter, eller at de har en alt for lav energiutnyttelsesgrad<sup>3</sup>. Det er det siste kravet som er det avgjørende. Det finnes for eksempel en rekke forbrenningsovner ved sykehus, men disse er ikke regnet med på listen selv om de leverer energi til sykehuset. Ut fra disse kriteriene sitter man igjen med bare 5 store energigjenvinningsanlegg i Norge. De resterende anleggene teller for det meste bare forbrenningsanlegg, for de har en utnyttelsesgrad på under 50%. Oversikt over energianleggene kan ses i Tillegg A. Hvordan de ulike gjenvinningsmetodene fungerer er beskrevet i kapittel 4.

Slik det kommer frem i figur 6.2, så ligger gjenvinningsanleggene utenfor systemet. Den striplete linjen mellom sorteringsleddet og gjenvinningsprosessene indikerer systemgrensen. Det er ikke satt hvilket land gjenvinningen ligger i, bare at gjenvinningen ligger utenfor systemet, som er Norges grenser.

---

<sup>3</sup>Personlig meddelelse, Per Gjester, Plastretur AS. 13/1-05

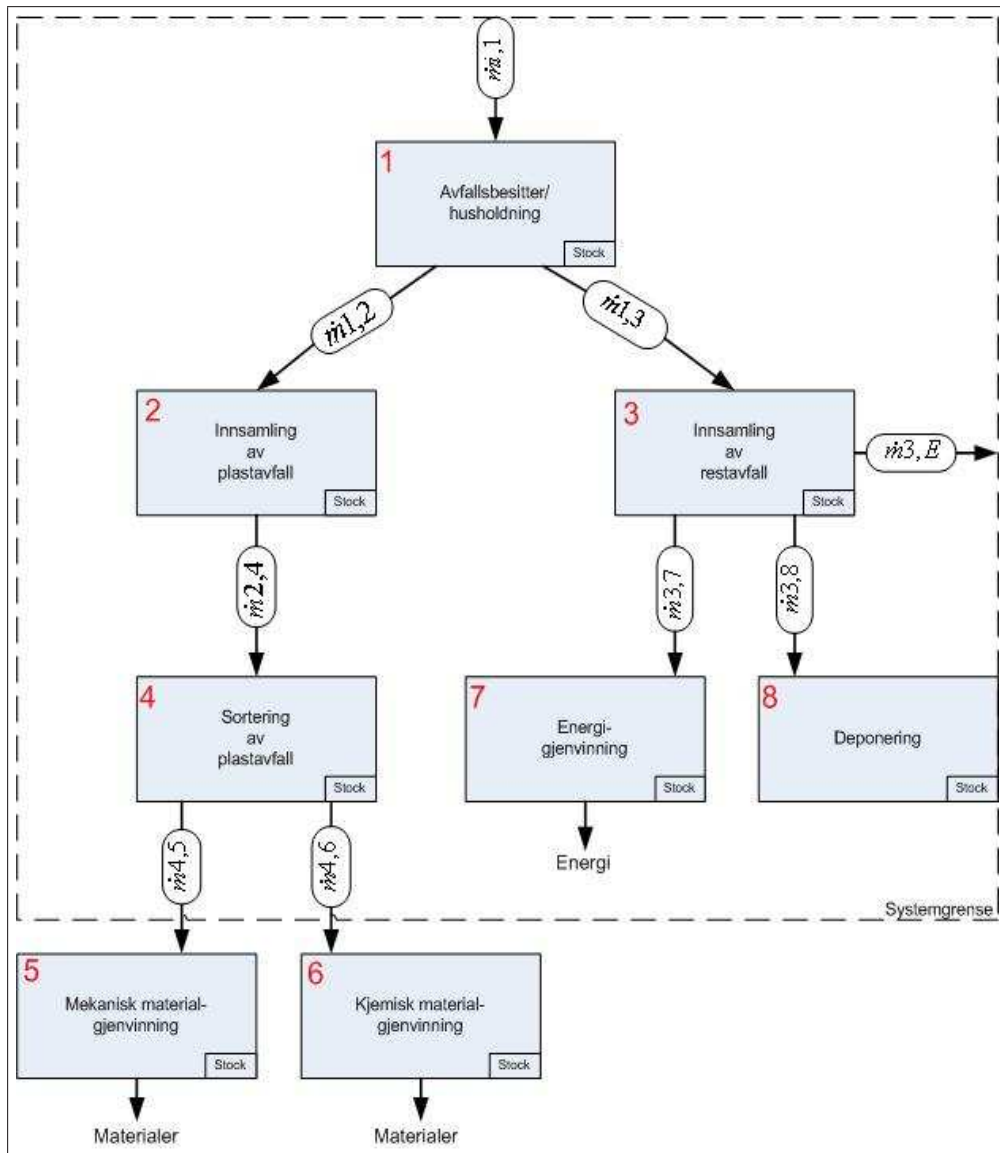


Fig. 6.2: Materialflyten i det norske systemet.

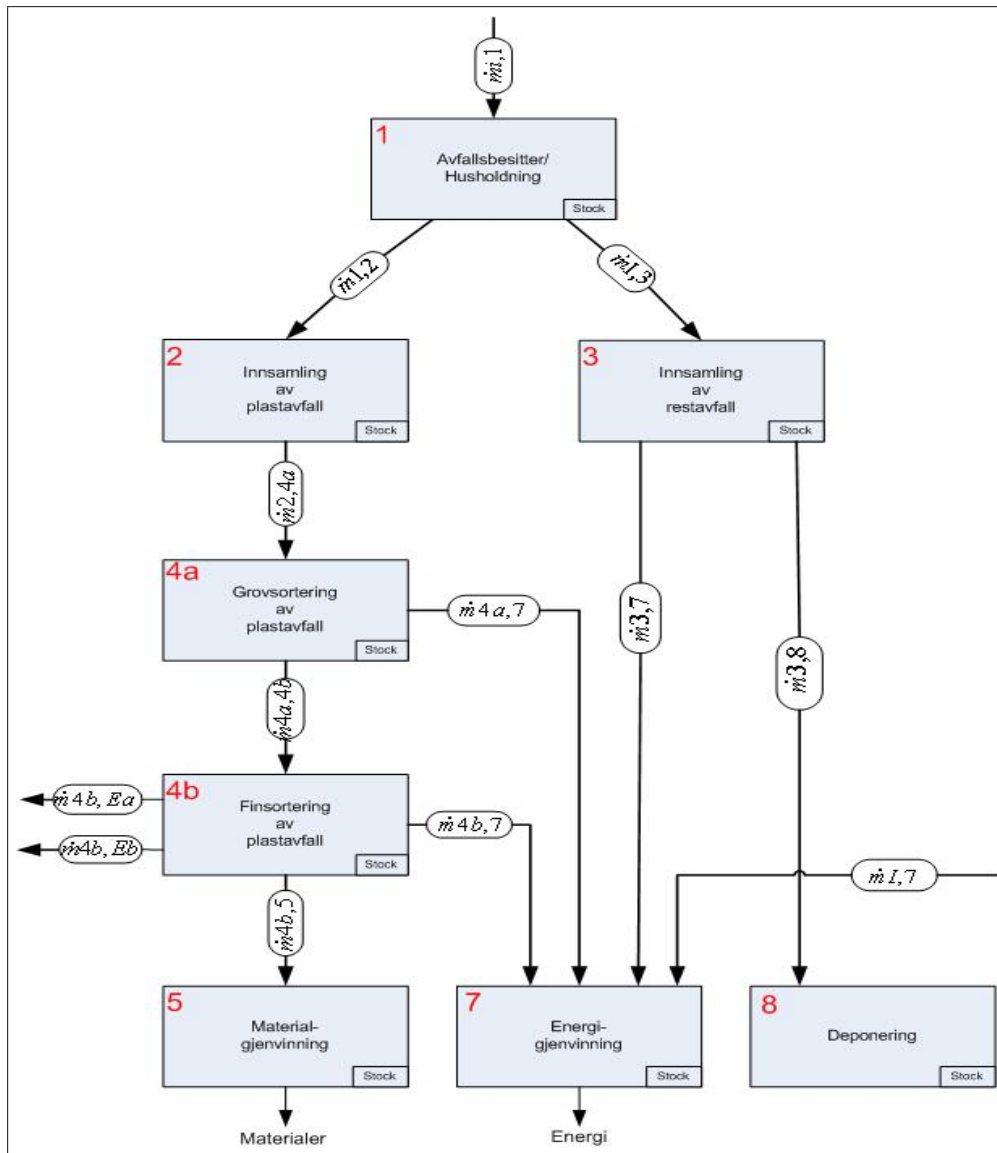


Fig. 6.3: Materialflyten i det svenske systemet.



### 6.3 *Det svenske systemet*

Sverige har i likhet med Norge, og mange av de andre europeiske landene, en innsamlings- og gjenvinningsordning for emballasjeavfall, og da også plastemballasjeavfall. Oppbygningen av systemet i Sverige er ikke ulikt det norske systemet, men det kan komme av at begge landene er medlemmer av EPRO. EPRO er Europeisk bransjeorganisasjon for plastinnsamling og resirkulering som fungerer som et forum og hjelper medlemslandene å tilrettelegge for å nå EUs satte krav til innsamling og resirkulering.

Også i Sverige er det en oppdeling av ansvarsområder innen innsamlings-systemet. Plastkretsen AB har ansvaret for å koordinere hele innsamlings-systemet, ved å opprette avtaler med innsamlere, gjenvinnere og tilrettelegge for sortering. De fungerer også som rådgivere for alle aktørene i systemet. Plastkretsen er ikke en selvstendig og selv eid bedrift, men er underlagt Naturvårdsverket og må følge deres retningslinjer og bestemmelser (Plastkretsen AB, 2005). Naturvårdsverkets retningslinjer og bestemmelser er igjen styrt av EU-direktiver. Selv om Plastkretsen er underlagt Naturvårdsverket, er det næringslivet som eier Plastkretsen, og i styret sitter det folk fra en rekke forskjellige bedrifter og organisasjoner. Eierforholdet er fordelt slik at Plast-InformationsRådet (PIR) eier 60%, handelsnæringen 15%, pakkere og fyllere 15% og petroleumsinstituttet 10% (Plastkretsen AB, 2005). Dette gjør at innsamlingsmål og krav kanskje blir satt på et realistisk nivå som er mulig å oppnå, for eierskapet sitter alle i bedrifter som er sterkt påvirket av systemet og vet dermed hva som er mulig å gjennomføre eller ikke.

De fem materialselskapene, som er vist i figur 6.4 (Glasåtervinning, Returnwell, Kartongåtervinning, Metallkretsen og Plastkretsen), har opprettet et selskap som skal lette samarbeidet dem i mellom, og drive informasjon og holdningsskapende kampanjer blant befolkningen. Dette er Förpacknings- & Tidningsinsamlingen (FTI). På samme måte som Materialretur i Norge, har FTI har som oppgave å være en koordinator mellom alle materialselskapene

og være et mellomledd mellom materialselskapene og forbrukerne. De har som praktiske oppgaver å være rådgivere til kommuner om hvordan de skal legge opp avfallssystemer og innsamlingsordninger for alle typer avfall, rådgivere for drift og utvikling av gjenvinningsanlegg og de skal opprettholde og overvåke samarbeidet mellom materialselskapene (FTI, 2005). FTI har en stor indirekte påvirkning på plastemballasjesystemet gjennom sitt arbeid.

Plastkretsens systemer er finansiert ved hjelp av vederlagsordninger, der alle plastprodusenter og pakkere og fyllere må betale et vederlag for den platen de bruker. Denne avgiften var tidligere på 2,70 Skr pr kg, men ble senket til 2 Skr pr kg fra nyttår 2005. Grunnen til at denne avgiften er blitt senket, er at Plastkretsen har fått en mye bedre økonomi det siste året, fordi de selger innsamlet plastmateriale på markedet i EU i stedet for å gjenvinne det selv (Plastkretsen AB, 2005). Denne vederlagsordningen er koordinert av Reparegisteret AB (REPA), som samler inn pengene og fordeler dem dit de skal. REPA er også materialselskapenes direkte kontakt med bedrifter og vederlagsbetalere, og de har som jobb å opprette avtaler, drive med informasjon og rapportering. I tillegg driver de med informering og rapportering til myndigheter (REPA, 2005). Oppbygningen og strukturen på det svenske systemet er illustrert i figur 6.3 på side 61.

### 6.3.1 Innsamling

Innsamlingssystemet i Sverige er bygd opp på en måte som ikke er så veldig ulikt det norske innsamlingssystemet, noe som kan komme av at landene er veldig like strukturmessig, er underlagt de samme kravene fra EU, og er medlemmer av EPRO. Det er kommunene som har ansvaret for å tilrettelegge et renovasjonstilbud til sine innbyggere, og har da ansvaret for å hyre inn avfallsentreprenører for å ta seg av renovasjonen, eller ha eget selskap til jobben. Det er ifølge Plastkretsen AB (2005) 50 avfallsentreprenører som tar for seg plastinnsamling i Sverige, og blant disse regnes både private og kommunale

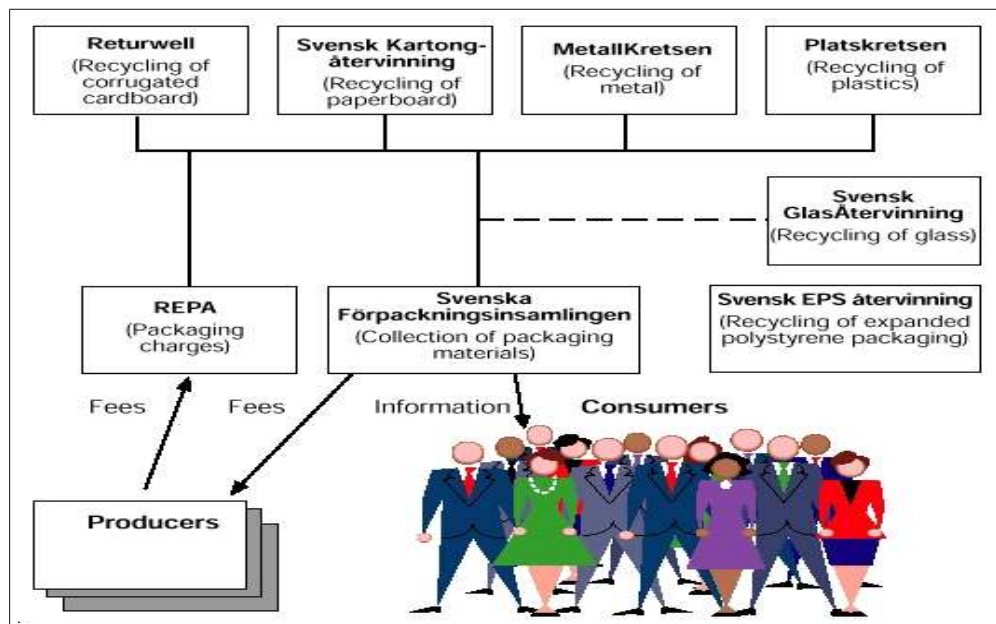


Fig. 6.4: Plastkretsens oppbygning og struktur (Plastkretsen AB, 2005).

entreprenører. Bare 37 av disse tar seg av innsamling av hardplastemballasje. Det er noen steder slik at det er flere entreprenører som opererer i hver kommune, men disse har ofte forskjellige ansvarsområder innad i kommunene eller deler distrikter mellom seg. Ragn-Sells AB er den største entreprenøren i Sverige, og de står for innsamlingen i hele 107 kommuner. I tillegg er Il Recycling AB (44 kommuner), SITA Sverige AB (38) og Stena Scanpaper (24) ganske store innsamlere. Det finnes også en rekke kommuner som står for innsamlingen selv, eller er medeiere i et interkommunalt selskap. Aneby Renhållning AB (kun Aneby kommune) og MERAB-Mellanskånes Renhallsverk (Eslöv, Höör og Hörby kommune) er eksempler på kommunale og interkommunale avfallsselskaper (Plastkretsen AB, 2005).

Plastinnsamlingen foregår på forskjellige måter hos husholdningene, og det blir brukt både en hente- og en bringeordning. Hvilken ordning som blir brukt varierer mellom kommunene, og noen steder innad i kommunene også, men det er en bringeordning som er mest utbredt. Det er kommunene og avfalls-

entreprenørene som avgjør hvilken ordning det skal være på hvert enkelt sted. De fleste kommuner har en innsamlingsordning for “hårda förpackningar”, og i tillegg en innsamlingsordning for folieplast (Plastkretsen AB, 2005). I en bringeordning vil det da være en egen konteiner for hardplast, og en egen konteiner for folie. Ved en henteordning vil husstandene ha en egen avfallsdunk for hver plasttype, i tillegg til de andre avfallsdunkene for evt. andre avfallstyper. Hvordan og hvor ofte disse avfallsdunkene og konteinerne blir tømt vil variere ut fra rutinene til de forskjellige innsamlerne. Det er også store mengder plast som går utenom disse innsamlingsordningene, og disse blir da oppfanget av restavfallssystemet. Restavfallet går hovedsaklig rett til energigjenvinning, men det er også en del mengder som går til deponi, slik det er vist i figur 6.3 på side 61.

### 6.3.2 Sortering

Plastemballasjen går ofte gjennom flere ledd med sortering før den eventuelt gjenvinnes eller forbrennes. De innsamlede plastfraksjonene vil ofte variere i renhet og sammensetning, og det vil kanskje også være en liten grad av feilsortering som kan gjøre at renheten blir lavere. Sorteringen er delt inn i to forskjellige ledd, der plasten først går gjennom en grovsortering, og så en finsortering. Det finnes en rekke grovsorteringsanlegg rundt om i Sverige, og disse eies og drives enten av avfallsinnsamlerne eller av kommunene. Det mest vanlige er at avfallsinnsamlerne har egne sorteringsanlegg, men det finnes også noen kommunale og interkommunale sorteringsanlegg. Det finnes ifølge Olsson<sup>4</sup> 29 finsorteringsanlegg for plastemballasje fra husholdninger, og i tillegg finnes det 31 sorteringsanlegg for industrien. Hos disse grovsorteringsanleggene, som bedriver manuell sortering, blir det sortert etter renhet på plastemballasjen. Den skitne, dårlige og feilsorterte plasten blir tatt ut og sendt til energigjenvinning, mens de gode fraksjonene blir sendt videre til

<sup>4</sup>Personlig meddelelse, Dennis Olsson, Plastkretsen AB. 17/3-05

finsortering<sup>5</sup>.

Det finnes fire finsorteringsanlegg i Sverige idag. Tre av disse er manuelle, slik at plasten sorteres for hånd, og det finnes ett semi-manuelt anlegg, der noe av sorteringen er automatisk. Her blir plasten sortert etter kvalitet, farge og plasttype, og det skilles som regel mellom HDPE (High-Density Polyethylene) og PP (Polypropylene). Det finnes i tillegg en rekke produkter bestående av LDPE (Low-Density Polyethylene), men dette er som regel plastfolie. Disse fire anleggene er ifølge Olsson<sup>6</sup> Plaståtervinning i Strömsbruk, Swerec AB i Bredaryd, RPF i Stockholm og Deje Bruk AB i Deje ved Karlstad. Ifølge Tillberg (2001) driver RPF i all hovedsak bare med sortering, og sender alt av materiale til gjenvinning i andre bedrifter, og derfor kan ikke RPF regnes som et gjenvinningsanlegg. Også på dette leddet i systemet er det en del fraksjoner som blir tatt ut av sorteringen og sendes til energigjenvinning i stedet for materialgjenvinning. På denne måten er det mulig å opprettholde en reneest og best mulig kvalitet på det som går til materialgjenvinning (Plastkretsen AB, 2005).

Sverige sender ingenting til kjemisk gjenvinning, men Olsson<sup>7</sup> antar at det vil komme i løpet av 2005. Det svenske Naturvårdsverket har ikke godkjent kjemisk gjenvinning som en materialgjenvinningsmetode, men Plastkretsen har et sterk ønske om at dette skal tre i kraft.

### 6.3.3 Gjenvinning

Det finnes en rekke forskjellige materialgjenvinningsanlegg i Sverige som tar seg av forskjellige typer materialer, men det er ikke alle disse som gjenvinner hardplastemballasje eller blir benyttet i Plastkretsens system. På grunn av at Plastkretsen ikke har lov til å opplyse om hvem deres kunder og ma-

<sup>5</sup> Personlig meddelelse, Dennis Olsson, Plastkretsen AB. 1/2-05

<sup>6</sup> Personlig meddelelse, Dennis Olsson, Plastkretsen AB. 17/3-05

<sup>7</sup> Personlig meddelelse, Dennis Olsson, Plastkretsen AB. 1/2-05

terialgjenvinnere er, så er det litt usikkert hvor de sorterte mengdene blir gjenvunnet. De som eier tre av de fire finsorteringsanleggene er bedrifter som også er materialgjenvinnere, så det vil være naturlig å anta at disse også gjenvinner de mengdene de sortere ut.

Ikke alt det som er utsortert for materialgjenvinning blir materialgjenvunnet i Sverige, for det er deler av disse mengdene som blir sendt til Baltikum og til Danmark. Både Plastkretsen selv har avtaler med selskaper i disse landene, og en av de største kundene til Plastkretsen har avtaler om å sende mengder ut av landet<sup>8</sup>. Det er SWEREC AB som er den bedriften som tar imot de største fraksjonene, og da er det sannsynlig at det er dem som eksporterer en del av sine fraksjoner for gjenvinning i utlandet. SWEREC er i tillegg del eid av det danske selskapet Danrec AS, og Danrec driver med gjenvinning av plastmaterialer i Danmark (Danrec A/S, 2005). Dette kan passe bra overens med at det sendes plastfraksjoner til gjenvinning i Danmark.

I Sverige er energigjenvinning et satsningsområde, og det er hele 29 anlegg rundt om i Sverige<sup>9</sup>. Det er varierende størrelse på disse anleggene, der Högdalenverket i Stockholm er det største og har en kapasitet på 470 000 tonn avfall i året. Sverige har ikke den samme 50% grensen for hva som regnes som energigjenvinning og hva som bare regnes som forbrenning. Alle anlegg som forbrenner avfall og produserer noe energi, regnes som energigjenvinningsanlegg.

---

<sup>8</sup>Personlig meddelelse: Dennis Olsson, Plastkretsen AB, 1/2-05

<sup>9</sup>Personlig meddelelse, Anders Hedenstedt, RVF - Svenska Renhållningsverksförbundet 10/2-05

## 7. ANALYSE AV SYSTEMENE

Dette kapitlet tar for seg selve mengdene som går gjennom systemet som er beskrevet kvalitativt i kapittel 6. Disse mengdene er fremstilt både i form av tabeller og i form av systemtegninger. Det er dette som er selve materialflytsanalysen, og som skal legge grunnlaget for det meste av diskusjonen, vurdering av forbedringspotensiale og konklusjonen.

Det norske og svenske systemet er visualisert og beskrevet i figur 7.1 på neste side og figur 7.2 på side 74 etter metodologien til Brunner og Rechberger (2004), som er beskrevet i kapittel 5.3.1. Mengdene som strømmene utgjør er beskrevet i dette kapitlet, og noen av disse er utregnet. Disse utregningene og beskrivelsene av grunnlaget for tallmaterialet i utregningene er beskrevet i Tillegg B.

### 7.1 *Systemene og mengdene*

Som beskrevet i kapittel 6 består systemene av en rekke forskjellige aktører som har både direkte og indirekte påvirkning på hvordan systemet fungerer. Ved en konkretisert og visuell fremstilling av systemet vil det kun være de direkte aktørene som kommer frem. Det er de som har den daglige påvirkningen av systemet, selv om de er styrt og bundet av avgjørelser fra indirekte aktører. Indirekte aktører og deres roller er beskrevet i tidligere kapitler.

Tabellene 7.1 på side 70 og 7.3 på side 75 beskriver strømmene i systemet, og mengdene som går gjennom det, og hver enkelt prosess i systemet er beskrevet mer inngående tidligere i kapittel 6.

## 7.1.1 Det norske systemet

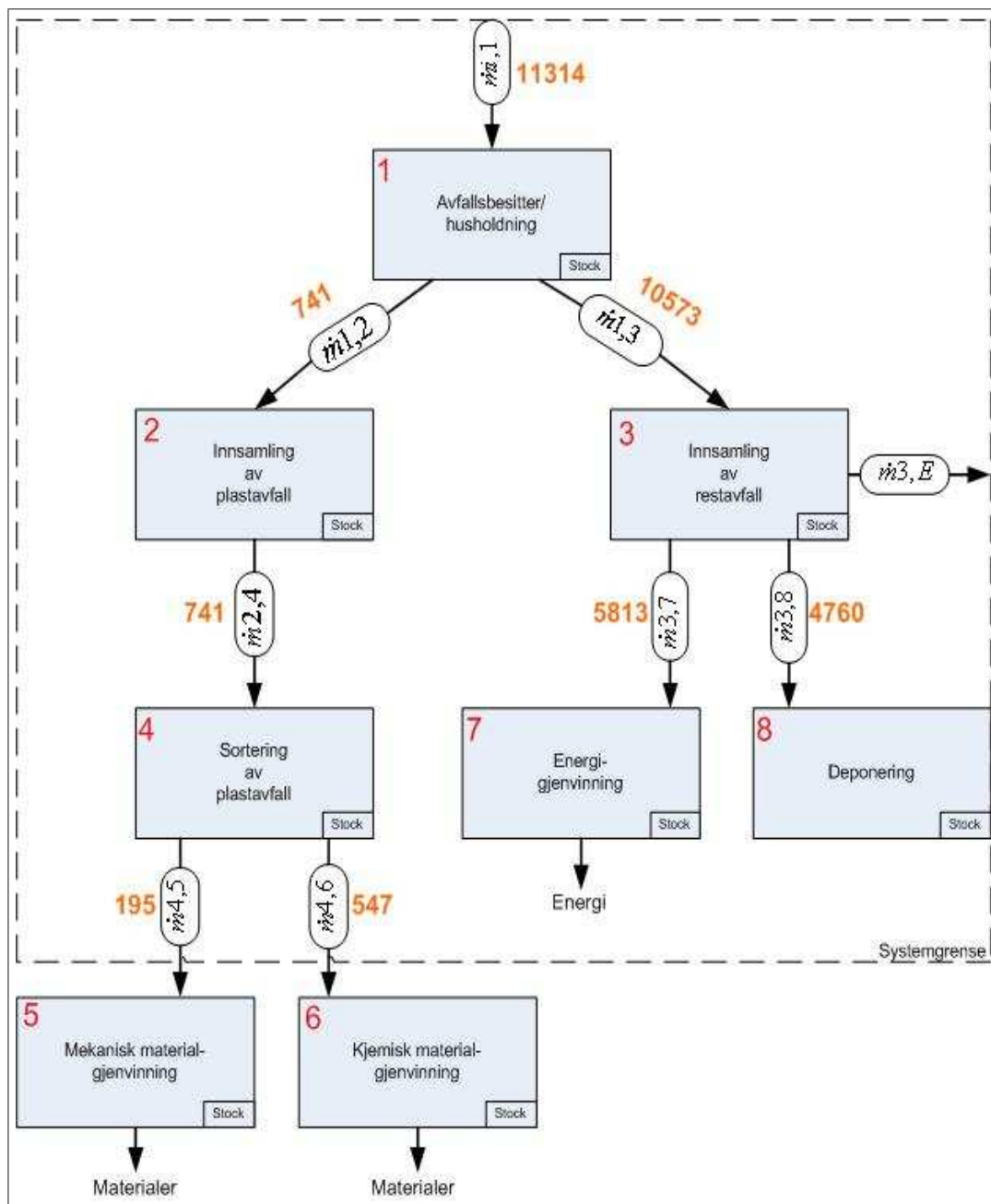


Fig. 7.1: Flyten av PP hardplast i det norske systemet.



Tab. 7.1: Mengdene av plastemballasje generelt som går gjennom det norske systemet, ut fra figur 7.1.

Strøm	Beskrivelse av strøm	Mengde (tonn)
$\dot{m}_{i,1}$	Input av materialer inn i husholdningene	84 860
$\dot{m}_{1,2}$	Plastemballasje fra husholdninger som blir samlet inn	5 560
$\dot{m}_{1,3}$	Plastemballasje fra husholdninger som går i restavfallet	79 300
$\dot{m}_{2,4}$	Innsamlet plastemballasje som går til sortering	5 560
$\dot{m}_{3,7}$	Plastemballasje i restavfallet som går til energigjenvinning	43 600
$\dot{m}_{3,8}$	Plastemballasje i restavfallet som går til deponering	35 700
$\dot{m}_{3,E}$	Eksport av restavfall til forbrenning	?
$\dot{m}_{4,5}$	Sortert plastemballasje som går til mekanisk materialgjenvinning	1 460
$\dot{m}_{4,6}$	Sortert plastemballasje som går til kjemisk materialgjenvinning	4 100

Tab. 7.2: Mengdene PP hardplast som går gjennom det norske systemet, ut fra figur 7.1.

Strøm	Beskrivelse av strøm	Mengde (tonn)
$\dot{m}_{i,1}$	Input av materialer inn i husholdningene	11 314
$\dot{m}_{1,2}$	Plastemballasje fra husholdninger som blir samlet inn	741
$\dot{m}_{1,3}$	Plastemballasje fra husholdninger som går i restavfallet	10 573
$\dot{m}_{2,4}$	Innsamlet plastemballasje som går til sortering	741
$\dot{m}_{3,7}$	Plastemballasje i restavfallet som går til energigjenvinning	5 813
$\dot{m}_{3,8}$	Plastemballasje i restavfallet som går til deponering	4 760
$\dot{m}_{3,E}$	Eksport av restavfall til forbrenning	?
$\dot{m}_{4,5}$	Sortert plastemballasje som går til mekanisk materialgjenvinning	195
$\dot{m}_{4,6}$	Sortert plastemballasje som går til kjemisk materialgjenvinning	547

Figur 7.1 på forrige side illustrerer det som er nevnt tidligere, at det er to forskjellige innsamlingsordninger for plast som kommer fra husholdningene; plastemballasjeinnsamling og innsamling av restavfall. På lang sikt må hovedmålsettingen være å få styrt mest mulig av strømmene over fra strøm  $\dot{m}_{1,3}$  over til strøm  $\dot{m}_{1,2}$ , for da vil materialbalansen i samfunnet kunne opprettholdes lenger.

Tabell 7.1 og tabell 7.2 viser størrelsen på strømmene for det norske systemet. Tabell 7.1 er for all plastemballasje, mens 7.2 konkretiserer strømmen mer og viser bare hardplastemballasje av polypropylen. På denne måten er det mulig å se hvilke mengder som dominerer hvilke strømmer.

Systemet startet ved prosess 1, og målingen på strømmene begynner ved utstrømmen herfra. Hvor mye avfall som kommer inn til denne prosessen og akkumuleres her er svært vanskelig å vite, og kanskje mer eller mindre umulig å finne ut. Derfor må det antas at mengden som kommer ut fra prosessen forhåpentligvis er like stor som mengden som går inn. Emballasje er et produkt som går raskt gjennom systemet, etter at det har opphørt sine nytte ved bruken av varen det emballerer. Derfor vil det komme ut av prosessen igjen forholdsvis raskt. Ut fra dette kan det kanskje antas at  $INN=UT$  på denne delen av systemet og at det er veldig lite tap her.

Det antas å totalt være rundt 84 860 tonn som går inn til norske husholdninger, noe som viser hvor store mengder det er snakk om. Dette burde gi et bilde som understreker viktigheten av å ha et system som fanger opp denne materialmengden. Potensialet for gjenvinning av PP hardplast er 11 314 tonn, og dette er betydelige mengder der mesteparten av dette fanges ikke opp i et innsamlingssystem. Av alle disse tonnene med PP hardplast er det bare 741 tonn som kommer inn i et innsamlingssystem, mens de resterende 10 573 tonnene går inn i restavfallet.

Det er en veldig liten andel av det totale potensialet som kommer inn gjennom innsamlingsordningene. Prosess 2 i systemet representerer innsamlings- og fraktordningen frem til sorteringen. Dette er en prosess det vil være lite svinn i, ettersom den fungerer mest som en logistisk prosess.

Prosess 4 er sorteringen av plastemballasjen, og her skilles det mellom de rene fraksjonene som sendes til mekanisk materialgjenvinning, og de dårlige som sendes til kjemisk gjenvinning. Det er en mindre andel som blir sendt til

mekanisk gjenvinning, bare 195 tonn, enn hva som sendes til kjemisk gjenvinning. Dit går det rundt 547 tonn i året. Mekanisk og kjemisk gjenvinning er representert av henholdsvis prosess 5 og 6, som nevnt egentlig ligger utenfor det norske systemet. Derfor er de i figur 7.1 på side 69 lagt nedenfor den striplete linjen som representerer systemgrensen, som er landets grenser.

Restavfallet er representert gjennom prosess 3 og det er på sikt meningen at det skal styres mest mulig avfall vekk fra denne prosessen. De fleste kommuner har et tilbud om en eller annen form for kildesortering til sine beboere, men det er fortsatt noen som har kun restavfallet som eneste avfallsmulighet. Denne prosessen mottar idag de desidert største mengdene med plastemballasje, og noe av dette kunne sikkert blitt kanalisert over i det andre innsamlingsystemet og blitt nyttegjort der, hvis systemet hadde vært litt forbedret. Avfallet som går gjennom dette systemet går enten til energigjenvinning eller til deponering, og deponi er en miljømessig ufornuftig måte å avhende materialene på. Deponi burde vært unngått i større grad, ettersom 35 700 tonn plastemballasje havner her. I tillegg til dette er det en liten andel som eksporteres til energigjenvinning i Sverige, og denne eksporten kommer i all hovedsak fra noen kommuner i de nordligste fylkene i landet (Plastretur AS, 2005b).

Det er et uttalt ønske om at det i fremtiden er minst mulig avfall som går til deponi, men at det går til energigjenvinning i stedet. Det er som nevnt viktig å merke seg at forbrenning uten energigjenvinning regnes som deponering i Norge, og at det er en rekke norske forbrenningsanlegg som har en så lav energiutnyttelsesgrad at de regnes som deponier. Derfor består ikke prosess 8 av bare "avfallsfylling".

De forbrenningsanleggene som har over 50% energiutnyttelse er representert av prosess 7. Det er ønskelig at mest mulig avfall kanaliseres over i disse anleggene i stedet for å gå over i prosess 8. Disse anleggene mottar idag 43

600 tonn plastemballasje, men har en kapasitet som tilsier at det hadde vært mulig for dem å kanskje motta mer. Hvilke anlegg som har status som energigjenvinningsanlegg og hvilke som kun ses på som forbrenningsanlegg er listet opp i Tillegg A.

## 7.1.2 Det svenske systemet

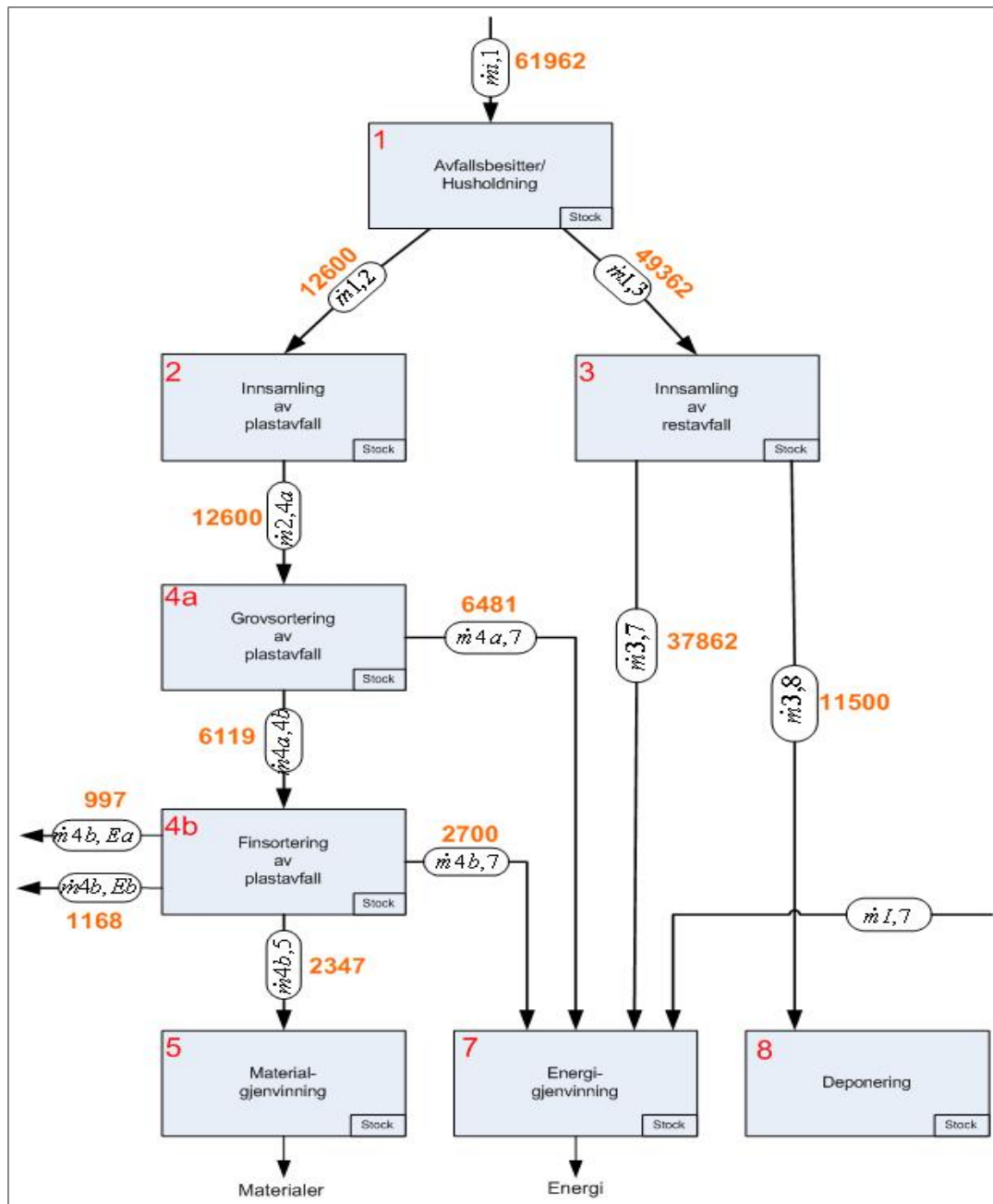


Fig. 7.2: Flyten av PP hardplast i det svenske systemet.

Tab. 7.3: Mengdene av plastemballasje generelt som går gjennom det svenske systemet, ut fra figur 7.2.

Strøm	Beskrivelse av strøm	Mengde (tonn)
$\dot{m}_i, 1$	Input av materialer inn i husholdningene	309 031
$\dot{m}_{1, 2}$	Plastemballasje fra husholdninger som blir samlet inn	25 201
$\dot{m}_{1, 3}$	Plastemballasje fra husholdninger som går inn i restavfallet	283 829
$\dot{m}_{2, 4a}$	Innsamlet plastemballasje som går til grovsortering	25 201
$\dot{m}_{3, 7}$	Plastemballasje i restavfallet som går til energigjenvinning	217 104
$\dot{m}_{3, 8}$	Plastemballasje i restavfallet som går til deponering	66 125
$\dot{m}_{4a, 4b}$	Grovsortert plastemballasje som går til finsortering	12 239
$\dot{m}_{4a, 7}$	Grovsortert plastemballasje som går til energigjenvinning	12 962
$\dot{m}_{4b, 5}$	Finsortert plastemballasje som går til mekanisk materialgjenvinning	4 693
$\dot{m}_{4b, 7}$	Finsortert plastemballasje som går til energigjenvinning	5 560
$\dot{m}_{4b, Ea}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	1 994
$\dot{m}_{4b, Eb}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	2 337
$\dot{m}_I, 7$	Importert plastemballasje til energigjenvinning	?

Tab. 7.4: Mengdene av PP hardplast som går gjennom det svenske systemet, ut fra figur 7.2.

Strøm	Beskrivelse av strøm	Mengde (tonn)
$\dot{m}_i, 1$	Input av materialer inn i husholdningene	61 962
$\dot{m}_{1, 2}$	Plastemballasje fra husholdninger som blir samlet inn	12 600
$\dot{m}_{1, 3}$	Plastemballasje fra husholdninger som går inn i restavfallet	49 362
$\dot{m}_{2, 4a}$	Innsamlet plastemballasje som går til grovsortering	12 600
$\dot{m}_{3, 7}$	Plastemballasje i restavfallet som går til energigjenvinning	37 862
$\dot{m}_{3, 8}$	Plastemballasje i restavfallet som går til deponering	11 500
$\dot{m}_{4a, 4b}$	Grovsortert plastemballasje som går til finsortering	6 119
$\dot{m}_{4a, 7}$	Grovsortert plastemballasje som går til energigjenvinning	6 481
$\dot{m}_{4b, 5}$	Finsortert plastemballasje som går til mekanisk materialgjenvinning	2 347
$\dot{m}_{4b, 7}$	Finsortert plastemballasje som går til energigjenvinning	2 700
$\dot{m}_{4b, Ea}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	997
$\dot{m}_{4b, Eb}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	1 168
$\dot{m}_I, 7$	Importert plastemballasje til energigjenvinning	?

Basisen i det svenske systemet er ganske lik det norske systemet, men det er en del variasjoner på innsamlings-, sorterings- og gjenvinningsleddet.

På samme måte som for Norge representerer prosess 2 i figur 7.2 innsamlings-systemet som mengdene forsøkes å kanaliseres inn i. Størsteparten av avfallet går i prosess 3, som er restavfallet, og det er hele 283 829 tonn plastemballasje som havner her. Dette er veldig mye i forhold til de 25 201 tonnene som blir samlet inn i plastinnsamlingsordninger. For PP hardplast er det litt mindre mengder som går gjennom systemet. Det er et potensiale på 61 962 tonn, der 49 362 tonn går inn i restavfallet, og det er bare 12 600 tonn som blir samlet inn gjennom plastinnsamlingsordningen.

Som nevnt tidligere er spesielt det svenske sorteringssystemet annerledes enn det norske. Plastemballasjen går gjennom en del flere faser med sortering, før den sendes til resirkulering. Først går platen gjennom prosess 4, som er en form for grovsortering. Mengden som går inn her vil mest naturlig være lik mengden som går til innsamlingsleddet i prosess 2. I denne prosessen skilles hardplast og folieplast, og andre “fremmed elementer” som ikke er plast tas ut. Mengden som blir sortert ut har en betraktelig størrelse, ettersom det er 25 201 tonn plastemballasje som går til grovsortering, og det er bare 12 239 tonn plastemballasje som går til videre finsortering. De 12 962 tonnene som blir tatt ut i denne sorteringen går mest sannsynlig til energigjenvinning. PP platen følger de samme strømmene, men i mindre mengder. 12 600 tonn går til grovsortering, og av dette er det 6 119 tonn som går videre til finsortering. Resten går som nevnt til energigjenvinning.

Også fra finsorteringen blir det sendt materialer til energigjenvinning, men det er ikke like store mengder som ut fra grovsorteringen, bare 5 560 tonn plastemballasje og 2 780 tonn PP. I Sverige er energigjenvinning sett på som den beste løsningen for å håndtere avfall som ikke kan bli nyttegjort gjennom en materialgjenvinning. Mye av dette skyldes at de, som nevnt tidligere, ikke

får godkjent kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning. I Sverige er det godt utbygd med energigjenvinningsanlegg, så derfor er det naturlig at store mengder av avfallet gå inn i prosess 7. Det er til sammen hele 235 626 tonn plastemballasje og 47 123 tonn PP som kommer fra forskjellige deler av systemet og forbrennes. En oversikt over energigjenvinningsanleggene kan ses i Tillegg A.

Selv om det er satset på energigjenvinning, så er det fortsatt en betydelig mengde på 66 125 tonn plastemballasje som ender på deponi, og det som går inn i prosess 8 kommer i all hovedsak inn sammen med restavfallet.

Sverige har en betydelig eksport på 2 165 tonn PP hardplast for gjenvinning i andre land, og dette er utelukkende plastemballasje som er ferdig sortert og klar til gjenvinning. Plastkretsen står for noe av eksporten, mens en av de største gjenvinnerne står for resten av eksporten.

De resterende 2 347 tonnene PP plast som blir igjen etter finsorteringen blir sendt til de tre materialgjenvinningsanleggene for gjenvinning i Sverige.

## 7.2 *Sammenligning av systemene*

Selv om systemene i Norge og Sverige er prinsipielt like i oppbygning, så er det en rekke små individuelle forskjeller som gjør at de vil variere litt i effektivitet.

Det er, som vi har sett, en del forskjeller mellom prosessene innen innsamlingsystemet, og dette kan gjøre at systemene har forskjellig effektivitet. Ved en sammenligning av systemene kan det være mulig å se hvilke systemer som fungerer best i hvilke ledd, og ut fra dette kan kanskje Norge og Sverige lære av hverandre, og hverandres avfallssystemer. Det er dermed ikke sagt at det



som fungerer bra i Sverige nødvendigvis vil fungere bra i Norge, for landene er litt forskjellige i utforming og struktur. Det er blant annet dobbelt så mange innbyggere i Sverige, bosetningsstrukturen og topografien er ganske forskjellig. Det er bl.a. en større andel av befolkningen i Sverige som bor i byer eller tettsteder enn det er i Norge. Alt dette gjør at innsamlingssystem og logistikk sannsynligvis må bygges opp på forskjellige måter. Dette må ligge i bakgrunnen som årsaksforklaringer under en videre vurdering av systemene, men under selve analysen tas det ikke hensyn til dette. Systemene er i denne analysen bygd på en antatt flat struktur, der de er uavhengige av slike faktorer som ikke kan være annet en årsaksforklaringer for de eksisterende systemene.

Ut fra tabell 7.5 på side 80, som viser de forskjellige prosessene i det norske og svenske systemet, er det mulig å se hvilke prosesser som er særegne for hvert system. Opplistingen viser at Norge ikke har den samme inndelingen mellom grovsortering og finsortering av plastavfallet slik som i Sverige. Det er mest nærliggende å tro at sorteringssystemet i Norge ligger et sted mellom de svenske grov- og finsorteringsprosessene. En annen vesentlig forskjell er at Sverige ikke sender plast til kjemisk materialgjenvinning, men utenom disse to forskjellene, er strukturen svært lik. Dette kan komme av begge lands tilknytning til og medlemskap i EPRO, og begge landene er påvirket av det.

Begge systemene tar utgangspunkt i innsamling av plastemballasje fra husholdninger, noe som i utgangspunktet skal være likt. Men det er forskjeller allerede her. Det er en variasjon mellom hva Norge og Sverige definerer som husholdningsavfall. I Norge er det som kalles for husholdningsavfall, pr. definisjon avfall fra innbyggernes bosteder, og ingenting annet inkluderes i denne kategorien. All form for næringsavfall holdes utenfor i egne kategorier. I Sverige derimot er det en mye bredere definisjon av kategorien hushållsavfall; *"Hushållsavfall omfattar, förutom avfall från hushållen, även jämförligt av-*

*fall från bland annat affärer, kontor, industrier och restauranger*".<sup>1</sup> Det er ikke bare avfall fra boliger og bosteder som regnes inn i denne kategorien, men også avfall fra kontorer, butikker, restauranter og til dels noe industri. Dette gjør at det blir vanskeligere å sammenligne disse to systemene. Selv om mengdene gjøres om til et nivå der de kan sammenlignes, som for eksempel kg avfall pr. innbygger, vil dette gjøre at det blir et mye høyere tall for det svenske systemet enn for det norske. Hvilken av de to måtene å kategorisere husholdningsavfall på er den mest korrekte? Svaret vil nok ligge et sted mellom disse to metodene. I Norge er det nok slik at det er mer enn avfall fra bare husholdninger som kommer inn i dette systemet, det vil også være litt avfall fra forskjellig mindre næringsvirksomhet som regnes inn i dette. Ifølge de lokale forskriftene til flere norske byer, regnes avfall fra en del mindre næringer inn som en del av husholdningsavfallet, eller forbruksavfallet som det også kalles noen ganger. "*Som forbruksavfall regnes vanlig avfall, også større gjenstander som inventar o.l., fra husholdninger, fritidsbebyggelse, mindre butikker o.l. og kontorer.*" (Trondheim Kommune, 1997, §2). Når dette tas med i betraktningen, er det ikke sikkert at det blir så store avvik mellom de to systemene likevæll. Forskjellen til slutt kan være det at Sverige er "ærlige" angående sitt innsamlingsnivå i motsetning til Norge.

Forskjellene mellom systemene kommer godt frem i tabell 7.6 på side 82, som viser forskjellen på mengdene for PP hardplast. I Norge er det "bare" 11 314 tonn, mens i Sverige er det 61 962 tonn som potensielt kommer ut fra avfallsbesitter. Dette viser at forskjellen mellom systemene er så stor at det må skyldes mer enn at det bare er dobbelt så mange innbyggere i Sverige enn i Norge. Hvis mengdene skal vurderes ut fra antall innbyggere, slik som i tabell 7.8 på side 83, er det stor forskjell i antall kilo pr. innbygger. I Norge genereres det 2,46 kilo pr. innbygger, mens det i Sverige genereres 6,88 kilo. Noe av dette skyldes selvfølgelig at det er en mer utstrakt bruk av PP i plastemballasje i Sverige enn det er i Norge. Hvis systemene generelt for all

<sup>1</sup>Anna Lidén, Statistiska Centralbyrån, epost mottatt 26/5-05.

Tab. 7.5: Sammenligning av prosessene i det norske og svenske systemet.

Norge	Sverige
Avfallsbesitter/ husholdninger	Avfallsbesitter/ husholdninger
Innsamlingsystem for plastemballasje	Innsamlingsystem for plastemballasje
Innsamling av restavfall	Innsamling av restavfall
Grovsortering plastemballasje	Grovsortering plastemballasje
	Finsortering plastemballasje
Mekanisk materialgjenvinning	Mekanisk materialgjenvinning
Kjemisk materialgjenvinning	
Energigjenvinning	Energigjenvinning
Deponering	Deponering

plastemballasje sammenlignes, er det fortsatt en stor forskjell mellom Norge og Sverige. I Norge er det potensielt 18,45 kilo plastemballasje pr. innbygger, og det er 34,34 kilo i Sverige. Selv om differansen som den varierende bruken av PP i hardplastemballasjen fjernes, er det fortsatt et veldig stort sprik mellom landene. Noe av denne forskjellen kan tilskrives inndelingen av og definisjon av klassen husholdningsavfall/hushållsavfall, men sannsynligvis kan ikke alt det. Det genereres rett og slett mer plastavfall i Sverige enn det gjør i Norge.

I grovsorteringen i Sverige sorteres det bare mellom de forskjellige plasttypene, slik at hardplast og folieplast blir sortert hver for seg. I tillegg fjernes uønskede elementer i fraksjonene, materialer som ikke består av plast og lignende. I den norske grovsorteringen sorteres det i tillegg litt ut fra kvalitet på platen, i tillegg til en sortering mellom hardplast og folieplast. De skitne og blandede fraksjonene blir tatt ut her og sendt til annen behandling, mens dette skjer som regel på finsorteringsleddet i Sverige. Det er kanskje lett å anta at finsorteringen av plastemballasje for Norge skjer hos gjenvinner, og at dette leddet mangler i det norske systemet ettersom det ikke er noen gjenvinnere i Norge. Sverige har en rekke bedrifter som driver med materialgjenvinning av hardplastemballasje, så i prinsippet hadde det vært

muligheter for at de kunnet ha gjenvunnet alt plastavfallet Sverige produserer selv. Men til tross for dette blir store mengder sendt ut av landet til gjenvinning andre steder, og dette skjer av økonomiske hensyn.

Innsamlingen av restavfall er lik for begge landene. Det er generelt bare husholdningsavfall som går enten til deponi eller energigjenvinning. Disse fraksjonene er nesten umulig å sortere, da de inneholder veldig my forskjellige materialer og er veldig skitne. Det er ofte matavfall og lignende i disse fraksjonene, noe som gjør sorteringsjobben vanskelig og skitten. Dette avfallet må evt sorteres ut fra husholdningen hvis det skal være mulig å gjøre noe med det.

Norge sender plastavfall til kjemisk gjenvinning og får godskrevet dette på kvoten over hvor mye som skal materialgjenvinnes, mens Sverige sender de mengdene som potensielt kunnet gått til kjemisk gjenvinning, til energigjenvinning i stedet. Hvis Sverige også skal få sende plastavfall til kjemisk gjenvinning, vil da mengden plastavfall til energigjenvinning bli mindre. Sverige har et potensiale for at 18 522 tonn plastemballasje skal kunne gå til kjemisk gjenvinning i stedet for energigjenvinning.

Energigjenvinning har lenge vært et satsingsområde i Sverige, og landet er derfor godt utbygd med energigjenvinningsanlegg i forhold til Norge. Det finnes 29 energigjenvinningsanlegg i Sverige, mot at det er 6 stykker i Norge. Sverige skiller ikke mellom energigjenvinning og forbrenning på samme måte som Norge. Så lenge et anlegg forbrenner avfall med litt energigjenvinning, så har det ingen betydning om anlegget har over eller under 50% effektivitet, slik skillet er mellom energigjenvinning og forbrenning i Norge.<sup>234</sup> Fortsatt er det en stor forskjell mellom landene i mengden som kan forbrennes. Det er også en forskjell i størrelsen på anleggene. Det største norske anlegget har

<sup>2</sup>Personlig meddelelse; Anders Hedenstedt, RVF, 21/6-05.

<sup>3</sup>Personlig meddelelse; Håkon Jentoft, NRFO, 19/10-04.

<sup>4</sup>Tallene til NRFO er fra 2000, og er ikke oppdatert med forandringer siden da.

en maks kapasitet på 160 000 tonn, mens det er hele 7 anlegg som er større enn dette i Sverige, og de største anleggene her har en tilført avfallsmengde på henholdsvis 401 820 tonn og 470 570 tonn.<sup>5</sup>

Selv om begge landene har en målsetting om å tilføre minst mulig avfall til deponi, eksisterer denne avhendingsmetoden i høyeste grad ennå. I Norge regnes forbrenning uten energigjenvinning for deponering, og noe av mengden avfall som er registrert som deponert kan komme av dette. I Sverige regnes deponier kun som oppsamlings- og fyllplasser der avfallet blir liggende uten noen videre behandling.<sup>6</sup>

Tab. 7.6: Sammenligning av mengdene av PP hardplast på de forskjellige leddene i det norske og svenske systemet.

	Norge		Sverige	
	Strøm	(tonn)	Strøm	(tonn)
Input av materialer i husholdningene	$\dot{m}_i, 1$	11 314	$\dot{m}_i, 1$	61 962
Innsamling av plastemballasje	$\dot{m}_1, 2$	741	$\dot{m}_1, 2$	12 600
Plastemballasje til finsortering	$\dot{m}_2, 4$	741	$\dot{m}_{4a, 4b}$	6 119
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	$\dot{m}_4, 5$	195	$\dot{m}_{4b, 5} + \dot{m}_{4b, Ea}$ $+ \dot{m}_{4b, Eb}$	4 512
Plastemballasje i restavfallet	$\dot{m}_1, 3$	10 573	$\dot{m}_1, 3$	49 362
Plastemballasje til energigjenvinning	$\dot{m}_3, 7$	5 813	$\dot{m}_3, 7 + \dot{m}_{4a, 7}$ $+ \dot{m}_{4b, 7}$	47 123
Plastemballasje til deponering	$\dot{m}_3, 8$	4 760	$\dot{m}_3, 8$	11 500

Tallene i tabell 7.6 viser at det er mye større mengder PP hardplast som går gjennom systemet i Sverige enn i Norge. Ut fra dette kan det forstås at systemet er bygd opp på en litt annen måte, for at det skal kunne oppnå sin effektivitet.

Selv om det er de samme leddene som er sammenlignet, kan ikke tabellen gi en helt korrekt avspeiling av hvordan situasjonen virkelig er. Det er nesten dobbelt så mange innbyggere i Sverige som i Norge, og dette gjør at mengdene

<sup>5</sup>Denne oversikten er beskrevet nærmere i Tillegg A.

<sup>6</sup>Personlig meddelelse; Anders Hedenstedt, RVF, 21/6-05.

som går gjennom systemet vil være betraktelig større. For å kunne sammenligne systemene, må mengdene bli omregnet til en størrelse som gjør at de er på samme nivå. Her er det valgt å se på kg pr. innbygger på hvert enkelt ledd. Dette vil gi en bedre avbildning av hvilket system som fungerer best i hvert enkelt ledd.

Tab. 7.7: Antall kilo plastemballasje pr. innbygger som går gjennom de ulike leddene i systemene i Norge og Sverige.

<b>Strøms beskrivelse</b>	<b>Norge</b>	<b>Sverige</b>
Input av materialer i husholdningene	18,45	34,34
Innsamling av plastemballasje	1,21	2,8
Plastemballasje til finsortering	1,21	2,8
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	0,32	1,0
Plastemballasje i restavfallet	17,24	31,54
Plastemballasje til energigjenvinning	9,48	26,18
Plastemballasje til deponering	7,76	7,35

Tab. 7.8: Antall kilo PP hardplastemballasje pr. innbygger som går gjennom de ulike leddene i systemene i Norge og Sverige.

<b>Strøms beskrivelse</b>	<b>Norge</b>	<b>Sverige</b>
Input av materialer i husholdningene	2,46	6,88
Innsamling av plastemballasje	0,16	1,4
Plastemballasje til finsortering	0,16	0,68
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	0,04	0,5
Plastemballasje i restavfallet	2,3	5,48
Plastemballasje til energigjenvinning	1,26	5,24
Plastemballasje til deponering	1,03	1,28

Figur 7.7 og 7.8 er fremstilt slik at det er mulig å sammenligne Norge og Sverige, for den viser mengdene ut fra “fluxes” og ikke “flows”. Selv om det er flere innbyggere i Sverige, er det i tillegg større mengde plastemballasje pr. innbygger som genereres. I Sverige genereres det 34,34 kg plastemballasje pr innbygger, mens det i Norge genereres bare 18,45 kg pr. innbygger. Dette er

en veldig stor forskjell og gjør at potensialet for å få inn mengder plast til gjenvinning er mye større. Oppbygningen og størrelsen på systemet kommer ikke bare av at det er flere innbyggere, men også av at det er generelt større mengder avfallt som genereres. Sverige har en betydelig større mengde som går gjennom alle ledd, unntatt i mengden som går til deponi. Der har faktisk Norge en større mengde enn Sverige, og dette tilsier at Norge ikke er like flink som Sverige å styre strømmene bort derfra. Dette er ikke tilfellet for PP hardplast, der har Sverige i motsetning til Norge den største andelen. Dette kan komme av at det er en mindre andel PP i det norske avfallet.

### 7.3 *Effektivitetsanalyse*

Selv om det er lett å se de reelle mengdene som går fra prosess til prosess, og hvor mye tap det er i prosessen, er det enklere å beskrive forholdet mellom inn og ut av prosessen ved hjelp av relative verdier. Dette gjør at det er mulig å sammenligne prosesser opp mot hverandre og indikere problemkilder i hele systemet. Det er mulig å finne hvilke prosesser og strømmer som har størst potensiale for forbedring, ut fra effektivitetshensyn. Dette vil ikke automatisk si at det er den prosessen som er enklest å forbedre, men det å vurdere de største problemkildene gir et grunnlag for videre analyser av de ulike prosessene og forbedringsmuligheter.

#### 7.3.1 *Indikatorer for Norge*

Selve indikatorene er her satt opp i form av ligninger, der både strømmene og nummeret på strømmene ut fra figur 7.1 på side 69 er beskrevet. Ligningene er satt opp slik at hvis jo mindre tallet i resultatet er, jo mindre effektivitet er det. Hvis resultatet er 100 %, så er systemet og prosessene balansert og  $\text{inn}=\text{ut}$ .

$$\eta = \frac{\text{Innsamletplastemballasje}}{\text{totalmengdeihusholdning}} = \frac{m1,2}{mi,1} \quad (7.1)$$

$$\eta = \frac{\text{Innsamletrestavfall}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m1,3}{mi,1} \quad (7.2)$$

$$\eta = \frac{\text{Totaltmengdetilmaterialgjenv}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m4,5 + m4,6}{mi,1} \quad (7.3)$$

$$\eta = \frac{\text{Totaltmengdetilmaterialgjenv}}{\text{Innsamletplastemballasje}} = \frac{m4,5 + m4,6}{m1,2} \quad (7.4)$$

$$\eta = \frac{\text{Mekaniskmaterialgjenv}}{\text{Innsamletplastemballasje}} = \frac{m4,5}{m1,2} \quad (7.5)$$

$$\eta = \frac{\text{TotalgjenvinningMG} + \text{EG}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m4,5 + m4,6 + m3,7}{mi,1} \quad (7.6)$$

$$\eta = \frac{\text{Innsamletplastemballasje}}{\text{Innsamletrestavfall}} = \frac{m1,2}{m1,3} \quad (7.7)$$

$$\eta = \frac{\text{Deponertmengde}}{\text{Totalhusholdning}} = \frac{m3,8}{mi,1} \quad (7.8)$$

Tab. 7.9: Oversikt over effektiviteten i det Norske systemet.

<b>Indikator</b>	<b>Effektivitet (%)</b>
Indikator 7.1	6,5
Indikator 7.2	93,4
Indikator 7.3	6,5
Indikator 7.4	100
Indikator 7.5	26,3
Indikator 7.6	57,9
Indikator 7.7	7
Indikator 7.8	42,1



## 7.3.2 Indikatorer for Sverige

Indikatorene er satt opp her på samme måte som for Norge, men strømmene refererer istedet til figur 7.2 på side 74.

$$\eta = \frac{\text{Innsamletplastemballasje}}{\text{totalmengdeihusholdning}} = \frac{m_{1,2}}{m_{i,1}} \quad (7.9)$$

$$\eta = \frac{\text{Innsamletrestavfall}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m_{1,3}}{m_{i,1}} \quad (7.10)$$

$$\eta = \frac{\text{Totalmengdetilmaterialgjenv}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m_{4b,5} + m_{4b,Ea} + m_{4bEb}}{m_{i,1}} \quad (7.11)$$

$$\eta = \frac{\text{Totalmengdetilmaterialgjenv}}{\text{Innsamletplastemballasje}} = \frac{m_{4b,5} + m_{4b,Ea} + m_{4b,Eb}}{m_{1,2}} \quad (7.12)$$

$$\eta = \frac{\text{TotalgjenvinningMG} + \text{EG}}{\text{Totalmengdeihusholdning}} = \frac{m_{4b,5} + m_{4b,Ea} + m_{4b,Eb} + m_{4b7} + m_{4a,7} + m_{3,7}}{m_{i,1}} \quad (7.13)$$

$$\eta = \frac{\text{Innsamletplastemballasje}}{\text{Innsamletrestavfall}} = \frac{m_{1,2}}{m_{1,3}} \quad (7.14)$$

$$\eta = \frac{\text{Deponertmengde}}{\text{Totalhusholdning}} = \frac{m_{3,8}}{m_{i,1}} \quad (7.15)$$

Tab. 7.10: Oversikt over effektiviteten i det Svenske systemet.

<b>Indikator</b>	<b>Effektivitet (%)</b>
Indikator 7.9	8,1
Indikator 7.10	91,8
Indikator 7.11	2,9
Indikator 7.12	35,8
Indikator 7.13	79,2
Indikator 7.14	8,9
Indikator 7.15	18,6

Tab. 7.11: Sammenligning av effektiviteten i det Norske og Svenske systemet.

<b>Indikator</b>		<b>Effektivitet (%)</b>	
<b>Norge</b>	<b>Sverige</b>	<b>Norge</b>	<b>Sverige</b>
Ind. 7.1	Ind. 7.9	6,5	8,1
Ind. 7.2	Ind. 7.10	93,4	91,8
Ind. 7.3	Ind. 7.11	6,5	2,9
Ind. 7.4	Ind. 7.12	100	35,8
Ind. 7.6	Ind. 7.13	57,9	79,2
Ind. 7.7	Ind. 7.14	7,0	8,9
Ind. 7.8	Ind. 7.15	42,1	18,6
Snitt		34,2	35,0

### 7.3.3 Sammenligning Norge og Sverige

Effektivitetsindikatorerne gjør at det er mulig å sammenligne det norske og svenske systemet, for de ulike indikatorerne går på samme prosess og nivå i de to systemene. Det er en indikator for det norske systemet som ikke finnes i det svenske, og det er indikator 7.5 på side 85. Dette på grunn av at i Sverige finnes det ikke kjemisk gjenvinning, kun mekanisk gjenvinning.

Ut fra tabell 7.11 er det lett å se hvilke systemer som er mest effektive på de ulike leddene. Hvilket land som er det mest effektive varierer fra prosess til prosess. Det er også stor variasjon i effektivitet i prosessene innad i hvert enkelt land og system. De prosessene de Sverige er mer effektiv enn Norge, er på innsamling av plastemballasje fra husholdninger, total mengde til materialgjenvinning av den innsamlede mengden og total gjenvinningen av potensialet.

Norge har en høyere effektivitet på innsamling av restavfall, total mengde materialgjenvunnet ut fra potensialet og mengde sendt til deponi. Noen av disse har ikke en positiv effekt, i den forstand at det er ikke ønskelig å styre strømmene i disse retningene. Det er kanskje ikke ønskelig å sende mer materialer til restavfall enn til plastinnsamlingen, og det er heller ikke ønskelig at så store mengder ender på deponi.

Snittet på effektiviteten i de to systemene er tilnærmet likt, der Sverige er litt bedre enn Norge. Dette må tolkes slik at for å finne forskjeller, må det ses på hver enkelt strøm og prosess, og ikke helheten.

## 8. DISKUSJON

### 8.1 *Innledning*

Slik som det kommer frem av analysen av systemene i kapittel 6 og 7, har de mange likhetstrekk, noe som kommer av at begge er underlagt de samme EU-direktivene. Begge landene har samme krav til mengde de skal sende til materialgjenvinning og til energigjenvinning, og måten de løser dette på er preget av at de begge er medlemmer av EPRO og at de er basert på en EPR filosofi. En annen ting som gjør at systemene er forholdsvis likt oppbygd, er at de to landene har mange av de samme gjenvinningsmålene. Det er ikke sikkert det er så mange forskjellige måter å imøtekomme disse målene på.

### 8.2 *Sammenligning av systemene*

Selv om systemene er noenlunde like i oppbygning, er det fortsatt en del forskjeller mellom dem. Dette påvirker mengdene som går gjennom dem, og effektiviteten i systemene i stor grad.

Øverst i systemet, der alle strømmene har sitt utgangspunkt fra, er husholdningene, og dette er fremstilt som prosess 1. For at prosess 1 skal være effektiv, er den avhengig av at prosess 2 er godt tilrettelagt. Det er i denne prosessen plastavfallet blir samlet inn, men mengdene som kommer inn her er avhengig av at folk i husholdningene benytter seg av disse systemene. Med andre ord henger disse prosessene veldig tett sammen, og de påvirker hverandre i stor grad. Det videre systemet er også avhengig av jobben som blir gjort i disse prosessene, for kvaliteten på den sorteringen som blir gjort i

prosess 1 og 2 påvirker resultatet på de mengdene som går til og kommer ut fra selve gjenvinningsprosessen.

Det er veldig mye å hente på selve innsamlingen, for tabell 7.6 på side 82 viser at det er meget liten andel av det totale potensialet av PP hardplastemballasjen som blir samlet inn. I Norge samles bare 741 tonn av potensielt 11 314 tonn inn, og for Sverige er situasjonen noe bedre, der 12 600 tonn av potensielt 61 962 tonn samles inn.

Som tallene ovenfor viser, er det ikke mer enn 6,5 % av all PP hardplast som samles inn i Norge. Dette er forholdsvis lite ut fra hva potensialet kunnet vært. Noe av grunnen til at mengden er så lav kan forklares ut fra at det er satset mer på innsamling av folieplast i stedet for hardplast. Mer en større satsing på dette området, kunne vell disse mengdene økt en del. I Sveriges satses det mer på innsamling og gjenvinning av hardplast, og her er det 8,1 % som samles inn til gjenvinning. Dette viser at Norge har muligheter med det samme innsamlingssystemet til å øke sine mengder.

De resterende mengdene som kommer ut fra avfallsbesitter går inn i restavfallet, og derfra videre til energigjenvinning eller deponering. Mye av avfallet som går hit er sannsynligvis av en slik lav kvalitet at det ikke er ønskelig å ha det inn i en innsamlingsordning, men noe av disse mengdene kan antas å være av en slik kvalitet at de kanskje burde vært styrt over i innsamlingssystemet i stedet. Derfor er det en del å hente på å forbedre innsamlingssystemene slik at større mengder kommer inn i systemene for materialgjenvinning, i stedet for at det for eksempel ender på deponi. Det er pr. idag alt for mye hardplastemballasje som ender i restavfallet, og dette burde kanskje vært regnet som et tap i systemet ut fra potensialet.

Som nevnt tidligere samles plastavfallet inn på flere forskjellige måter, men det går i all hovedsak inn i to strømmer, slik det er beskrevet i figurene 7.1

på side 69 og 7.2 på side 74. Det vil være flere faktorer som påvirker om plastavfallet går inn i prosess 2 eller prosess 3. Prosess 2 er som regel basert på en bringe-ordning, noe som i mange tilfeller fører til at mengdene som kommer inn her avhenger av at folk "orker" å bruke dette systemet. Blir konteinerne plassert på slike steder at mange må gå langt for å ta dem i bruk, er det ikke sikkert alle ser nytteverdien i slike ordninger, og heller kaster plastemballasjen i restavfallet. Det vil føre til at store mengder kommer inn i prosess 3 og går til energigjenvinning eller deponering, der mengdene i stedet kunne ha gått til materialgjenvinning. Det er i koblingen mellom prosess 1, 2 og 3 mye av løsningen på "problemene" sitter, for det er i prosess 1 avfallet oppstår, og det er denne prosessen som mer eller mindre avgjør i hvilken retning avfallet skal gå. Forbedring her kan gjøres på mange forskjellige måter, alt fra å legge om avfallssystemet til å bedrive holdningsskapende arbeid. Det å legge om prosessene er kanskje den vanskeligste oppgaven, som både tar mye tid og koster mye penger. Det er mer enn selve innsamlingsordningen som må legges om, store deler av øverste del av avfallssystemet berøres av et slikt inngrep. Da er det sannsynligvis bedre å jobbe for å forbedre folks vilje til å benytte seg av de eksisterende systemene.

Det leddet som har den største påvirkning på hvor mye som går til materialgjenvinning og kvaliteten på det gjenvunnede mengden, er sorteringen av plastavfallet. Dette er også kanskje den prosessen i systemet som er den som er vanskeligst å gjennomføre. De mengdene som kommer inn til sorteringen er av en varierende kvalitet, og mye kan være forholdsvis skittent. I tillegg er det en del avfall som er blitt lagt feil i innsamlingen, slik at det kommer inn en del andre materialer sammen med plastemballasjen. Alt dette gjør at det er store mengder av det som kommer inn til denne prosessen som blir sortert ut og sendt til andre former for avhending.

Som nevnt tidligere, foregår sorteringen i Norge idag manuelt, der personer står ved et samlebånd og tar ut de ulike fraksjonene. Dette er en veldig dyr

og langsom prosess, men dette vil forbedre seg innen kort tid, da de holder på å bygge etpar semi-automatiske anlegg. Også i Sverige forgår det meste av sorteringen manuelt, men der er det også et anlegg for semi-automatisk sortering. Ved bruk av slike semi-automatiske anlegg vil sorteringsprosessen gå betydelig raskere, og være billigere enn slik den er idag. Det er et høyt lønnsnivå i både Norge og Sverige, og derfor kostbart å ha en rekke personer stående ved et samlebånd. Spørsmålet er om renheten og kvaliteten på de mengdene som tas ut og sendes til materialgjenvinning blir bedre av en slik automatisering av anlegget? Sannsynligvis vil den bli det. Det meste av uønskede materialer og produkter i avfallet vil bli sortert ut enklere, og det samme gjelder for de mest skitne fraksjonene. Dette gjør at den siste delen av sorteringsprosessen vil bli enklere, ettersom de gjenværende mengdene er mindre og inneholder en større renhet.

Sorteringsanleggene tar ut ganske store mengder av det som kommer inn, og det er en betydelig mindre del som går til materialgjenvinning, enn det som blir samlet inn. I Norge er det bare 26,3 % av den innsamlede mengden PP hardplast som går til mekanisk materialgjenvinning. Dette er en lav andel, og dette viser at renheten på fraksjonene som blir samlet inn er lav. I Sverige ser systemet litt annerledes ut, og dette gjør at mengdene også vil være litt forskjellige. Fra innsamlingen går 12 600 tonn til grovsortering. Her blir litt over halvparten tatt ut, og de resterende 6 119 tonnene går til finsortering, og det er 36 % av de innsamlede mengdene som går til mekanisk materialgjenvinning. Dette er også en betydelig nedgang slik som i Norge, men i Sverige er det allikevel en større andel som blir materialgjenvunnet. Sverige har da en effektivitet i dette leddet som er 10 % høyere enn Norge, og dette viser kanskje at det å dele opp sorteringen i 2 ledd kan være mer effektivt. Hvis et grovsorteringsledd tar unna de mest skitne fraksjonene, kan det være at jobben i finsorteringen er enklere, og dette høyner mengden og kvaliteten på det som går til gjenvinning. Noe av denne forskjellen kan også forklares med det at Norge ikke satser på hardplastgjenvinning slik Sverige gjør. Mye

av plastemballasjen kan gå gjennom sorteringen fordi det ikke er noe ønske om å ta den ut.

I Norge er det pr. idag ingen materialgjenvinningsanlegg for hardplastemballasje, noe som gjør at alt må eksporteres ut av landet for gjenvinning. Slik det er illustrert i figur 7.1 på side 69 ligger gjenvinningen på utsiden av systemet, men det regnes likevel som en del av systemet. Sverige har egne gjenvinningsanlegg, men til tross for dette, eksporterer de en betydelig mengde for gjenvinning i andre land. Av de 4 512 tonnene PP hardplast som kommer fra finsorteringen, er det 2 165 tonn som eksporteres ut av landet for gjenvinning. Noe av dette er det Plastkretsen selv som står for. Er det nødvendig å eksportere nesten halvparten for gjenvinning i andre land, når kapasiteten for gjenvinning allerede er til stede innenlands? Plastkretsen eksporterer store mengder for å tjene mer penger, for de får solgt mye avfall på det frie markedet i Europa. Det er ikke for å gå i overskudd, men på denne måten kan de senke emballasjeavgiften som vederlagsbetalerne må betale. Er dette et resultat av at det er plastnæringen selv som sitter som eierskap i Plastkretsen, og skal profittmaksimere systemet? En av gjenvinnerne eksporterer også store mengder, og forklaringen på dette er at Swerec er et internasjonalt selskap, der hovedanlegget for gjenvinning av PP hardplast ligger i Danmark. Det er kanskje mest nærliggende for dem å spesialisere anleggene sine, og på den måten gjøre deler av systemet mer effektivt, spesielt økonomisk. Men dette forklarer ikke fullt ut hvorfor Plastkretsen velger å eksportere deler av avfallet, i stedet for å gjenvinne det innenlands.

En stor forskjell på de to systemene som sammenlignes, er at Norge får godkjent kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning, noe som ikke er godkjent i Sverige. Under sorteringen blir de fraksjonene som har god kvalitet plukket ut og sendt til mekanisk gjenvinning, mens de resterende mengdene går rett til kjemisk gjenvinning. Dette vil i teorien tilsi at alt som blir samlet inn gjenvinnes, og da har man en gjenvinningsgrad på 100 %. Av de 741 tonnene



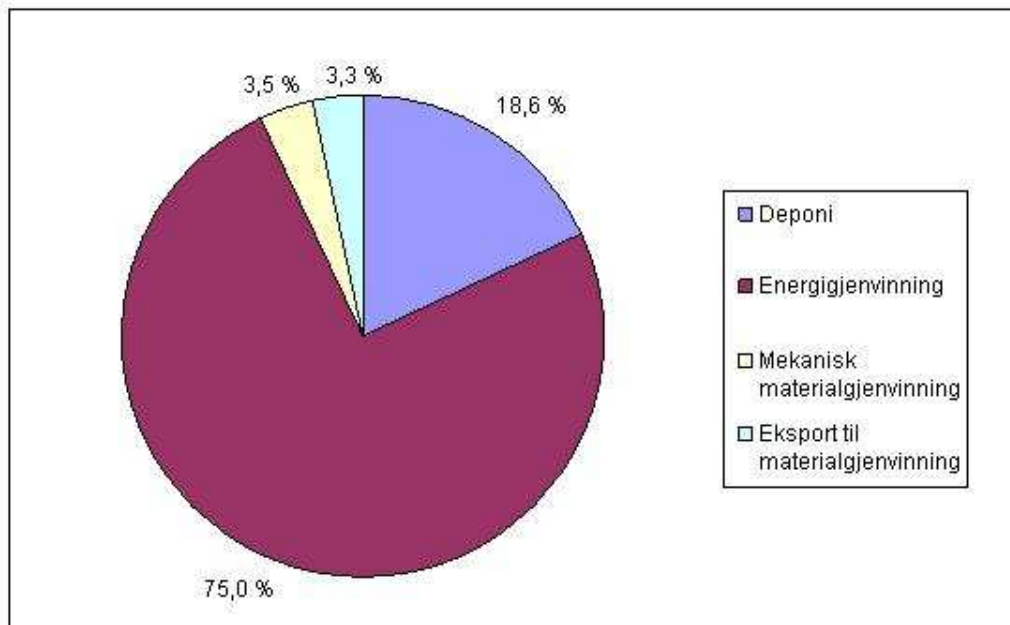


Fig. 8.1: Fordelingen av PP hardplast mellom de ulike gjenvinnings- og avhendingsmetodene, ut fra potensiell mengde i husholdninger i Sverige.

som samles inn, går det 547 tonn (73,8 %) til kjemisk gjenvinning i tillegg til de 195 tonnene (26,3 %) til mekanisk gjenvinning. Figur 8.2 på neste side og 8.1 viser fordelingen mellom de ulike gjenvinnings- og avhendingsmetodene i de forskjellige landene.

Det er mekanisk gjenvinning som er politisk foretrukket fremfor kjemisk gjenvinning, derfor bør det mest av strømmene bli forsøkt styrt mot denne gjenvinningsmetoden. På denne måten kan plasten og materialene holde seg i samfunnet over lengre tid, og gå inn i nye produkter i stedet for å tilvirke ny plast av olje. Det finnes en rekke andre metoder for å danne metanol, så derfor er det mer som en "sløsing" av plast og oljeprodukter for å fremstille dette. Dette er mye av grunnen til at Sverige ikke har godkjent kjemisk gjenvinning som materialegjenvinning, men velger å forsøke å sende størst mulige fraksjoner til mekanisk materialgjenvinning. Hvis Sverige også skulle sendt de mengdene som går til energigjenvinning ut fra finsorteringen til kjemisk

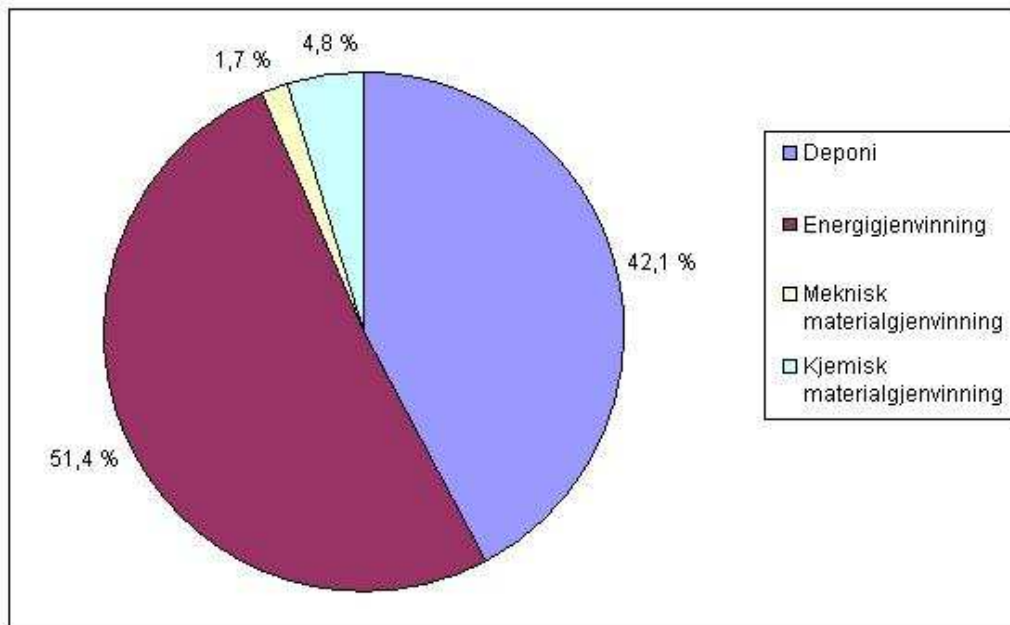


Fig. 8.2: Fordelingen av PP hardplast mellom de ulike gjenvinnings- og avhendingsmetodene, ut fra potensiell mengde i husholdninger i Norge.

gjenvinning, hadde Sverige sendt hele 6 119 tonn til materialgjenvinning.

Sverige er betraktelig bedre utbygd når det gjelder energigjenvinning, for dette har vært et satsingsområde en stund, og Sverige er bedre bebyggelsesmessig tilrettelagt for energi gjenvinning, enn hva kanskje Norge er. Det er flere større byer i Sverige, og dette gjør at det et energianlegg gir varme og strøm til flere personer i nær omkrets. I tillegg er det større tilgang på avfall uten at dette må bli fraktet over lange avstander. Sverige har ikke like mange kraftverk som Norge, og har heller ikke mulighet til å satse på utstrakt bruk av vannkraft som energikilde til oppvarming. Derfor må det tas i bruk andre energikilder, og energigjenvinning av avfall er da noe som blir foretrukket fremfor f.eks. kullkraft. I tillegg til at det er flere energigjenningsanlegg i Sverige, er det også en veldig mye større andel PP hardplast som går til energigjenvinning enn det er i Norge. I Sverige er dette 47 132 tonn, og i Norge er det ikke mer enn 5 813 tonn. Dette kan ses ut av figur 8.2

på forrige side og 8.1 på side 94, som viser fordelingen mellom de ulike avhendings og gjenvinningsmetodene. Norge hadde sendt en større mengde til energigjenvinning hvis de mengdene som går til kjemisk gjenvinning gikk til energigjenvinning, slik det gjør i Sverige, men det hadde vært langt fra nok til å nærme seg et svensk nivå. Av mengdene som går til energi i Sverige, er det 9 261 tonn som kommer fra sorteringen av det innsamlede avfallet som er beregnet til materialgjenvinning. Hvis mengdene til energigjenvinning ses ut fra et nivå som gjør systemene mer sammenlignbare, er det fortsatt en stor forskjell mellom dem. I Norge energigjenvinnes det årlig 1,26 kilo pr. innbygger, mot at det i Sverige energigjenvinnes årlig 5,24 kilo pr. innbygger. I Sverige energigjenvinnes det 3,98 kilo mer pr. innbygger enn hva det gjøres i Norge, og dette kan skyldes at Sverige har flere anlegg, og det satses mer på energigjenvinning som en avfallsbehandlingsmetode.

Selv om det er et uttalt mål for myndigheten at alt av avfall gjenvinnes på en eller annen måte, er det fortsatt store mengder som ender på deponi, både i Norge og Sverige. I Norge deponeres det årlig 4 760 tonn PP hardplast, og i Sverige 11 500 tonn. Av det totale plastpotensialet utgjør dette 42,1 % for Norge og 18,6 % for Sverige. Dette illustrert i figurene 8.2 på forrige side og 8.1 på side 94. Sverige har en mye større mengde som ender på deponi enn Norge hvis det ses på eksakte mengder, noe som skyldes forskjellen i antall innbyggere. Hvis tallet deles på antall innbyggere, så kommer landene forholdsvis likt ut. 1,03 kilo PP hardplast pr. innbygger i Norge, og 1,28 kilo PP hardplast pr. innbygger i Sverige. Det er fortsatt litt mer plastavfall generert i Sverige enn i Norge, slik trenden har vært hele tiden, men mengden som deponeres er mer utjevnet enn for hva den er i resten av systemet. For all plastemballasje generelt er det Norge som faktisk har de største mengdene. I Norge går 7,76 kilo plastemballasje pr. innbygger på deponi, mens Sverige sender 7,35 kilo pr. innbygger. Grunnen til at tallet for Norge er høyere for all plastemballasje generelt enn hva det er for PP, er at det er en mer utstrakt bruk av PP i Sverige enn hva tilfellet er i Norge. Disse tallene kan ses i

sammenheng med tallene som viser mengdene som går til energigjenvinning, der Sverige sender en mye større andel av restavfallet til energigjenvinning, i stedet for deponi. Om Norge hadde hatt flere energigjenvinningsanlegg, ville mengden til deponi minket en del, og realistisk sett er det sannsynligvis energigjenvinning som er veien å gå hvis deponi skal fjernes fullstendig, selv om det er et uttalt mål å satse på materialgjenvinning fremfor energigjenvinning.

I alle ledd av systemene, unntatt for deponering, går det større mengder gjennom hver prosess i Sverige enn hva som er tilfellet i Norge. Dette skyldes i all hovedsak at det produseres mer avfall i Sverige, og dette gjelder for både plastemballasje generelt, og for PP hardplastemballasje. Med tanke på at det brukes mer PP i hardplasten i Sverige, så utjevnes forskjellen mellom systemene litt. Dette er listet opp i tabell 7.7 på side 83 og 7.8 på side 83. Noe av grunnen til at tallet på de deponerte mengdene er høyere i Norge, er at de teller mengdene som forbrennes uten energigjenvinning som deponi.

Hele systemet henger sammen på en slik måte at alle leddene er avhengige av hverandre. Det er ikke nok å forbedre en prosess i systemet, hvis de andre prosessene ikke takler denne forbedringen. Hvis innsamlingssystemet skal forbedres på en slik måte at mer avfall blir samlet inn, må resten av systemet være lagt til rette for å kunne takle dette. Hvis kapasiteten på sorteringen er for lav, vil da en økt innsamling ha liten effekt. Spørsmålet er da hva som skal gjøres for å forbedre både systemet og innsamlingen på sikt. Det er kanskje bedre å sørge for en økt innsamling først, og heller ha en for lav kapasitet på sorteringen i en periode før denne blir forbedret. Den økonomiske konsekvensen av en slik løsning vil kanskje være mindre enn å gjøre det motsatt. En overkapasitet i sorteringen og gjenvinningen vil etter all sannsynlighet koste mer.

Hvis systemene for både innsamling og sortering er godt tilrettelagt, og kan ta imot store mengder, bør også materialgjenvinningsanleggene være tilret-

telagt for dette. Det er litt uheldig hvis mye av det som sendes til materialgjenvinning må videresendes til andre avhendingsmetoder fordi kapasiteten på anleggene er for liten. Det er fortsatt et stykke igjen til man kommer dit at det er nødvendig å tenke på dette, for pr. idag er kapasiteten på anleggene større enn mengdene som går gjennom anleggene. Som eksempel kan det nevnes at Plaståtervinning AB produserer rundt 2 000 tonn PP i året, men deres kapasitet ligger på rundt 4-5 000 tonn (Melum og Høydal, 2004).

### 8.3 *Effektiviteten i systemet*

Både Plastretur og Plastkretsen teller mengden levert til gjenvinner som gjenvunnet mengde. Materialretur og Plastretur blir, som nevnt tidligere, finansiert gjennom vederlagsordninger, og dette vederlaget går med til å finansiere innsamlingsordningene. Dette gjør at det er den innsamlede mengden som er den tellende mengden i systemet, uavhengig om disse mengdene virkelig blir gjenvunnet eller ikke. Den relative gjenvinningsmengden blir beregnet ut fra mengde sendt til gjenvinning, delt på potensiell mengde avfall i husholdningene. På denne måten er det lett å nå de forskjellige målene rundt mengdene som skal gjenvinnes, men er dette en korrekt måte å gjøre det på? Hvis selve registreringen og de tellende mengder til materialgjenvinning blir skiftet ned til der de virkelig burde gjelde, vil resultatene se helt annerledes ut. Med det at Norge sender plastemballasje til kjemisk gjenvinning, vil de få det samme resultatet på materialgjenvinningsleddet som på innsamlingsleddet. Som nevnt tidligere, blir alt innsamlet gjenvunnet i Norge. 6,5 % blir innsamlet og 6,5 % blir gjenvunnet. Hvis de ikke hadde sendt de utsorterte mengdene til kjemisk gjenvinning, ville dette tallet blitt betydelig lavere. Sverige sender bare fraksjoner til mekanisk gjenvinning, og kommer av den grunn mye dårligere ut her enn hva Norge gjør. I Sverige blir bare 2,9 % av det totale plastavfallspotensialet materialgjenvunnet, men med en godkjenning av kjemisk gjenvinning vil dette øke til 8,1 %.

Ettersom Sverige har to sorteringsledd og Norge har ett, vil effektiviteten være litt annerledes her, og resultatene på mengdene som sendes til mekanisk gjenvinning vil avvike litt fra tallene som beskrives ovenfor. Av de innsamlede mengdene sender Norge 100 % til materialgjenvinning, men bare 26,3 % av dette havner til mekanisk gjenvinning. Sverige sender større mengder til materialgjenvinning enn i Norge, og her går 35,8 % av de innsamlede mengdene til materialgjenvinning. Dette viser at to sorteringsledd sannsynligvis øker kvaliteten på sorteringen, ved at større fraksjoner kan med sikkerhet sorteres ut og sendes til mekanisk gjenvinning.

Hvordan resultatet blir avhenger av hvor mye avfall de beregner på de ulike leddene, og da spesielt hvordan avfallspotensialet er hos avfallbesitteren. Dette potensialet er i Norge satt ut fra en vurdering hos Plastretur, og økt eller minket fra år til år etter nye vurderinger. Innsamlingsprosenten avhenger da om hvor riktig avfallspotensialet er beregnet, og hvor høyt eller lavt det er satt. Det er mulig å “manipulere” tallene på denne måten, og sette potensialet litt under hva det virkelig er, og på denne måten få en høy innsamlingsprosent. Dette gir ingen incentiver til å øke innsamlingen for hvert år, for målet vil være å øke gjenvinningsgraden for å nå målsettingen. Det beste er kanskje å sette potensialet likt den mengden som blir samlet inn og beregnet inn i restavfallet. Plastemballasje går veldig raskt gjennom sitt livsløp, og det meste vil sannsynligvis komme ut igjen etter bruk, og det er lite som blir akkumulert hos avfallsbesitter. Plastretur beregner avfallspotensialet til å være 62 315 tonn totalt plastemballasje i husholdningene, og at det er 10 444 tonn PP hardplast.<sup>1</sup> Disse tallene er litt forskjellige med egne beregninger som er gjort på bakgrunn av innsamlet plastavfall. Der kommer det frem at det totale plastemballasje potensialet er på 84 860 tonn, og at potensialet for PP hardplast er 11 314 tonn. Disse tallene ligger noe høyere enn Plastreturs beregninger, noe som viser at det tallet de har satt er for lavt.

<sup>1</sup>Tallene er oppgitt av Per Gjester, Plastretur AS. 16/2-05.

Ut fra kapittel 3.2 kan de ulike målsettingene for EU, Norge og Sverige ses. Både Norge og Sverige har et materialgjenvinningsmål på 30 %, noe som er høyere enn EUs krav. Det som er litt merkelig her, er at Sverige har satt et lavere mål for energigjenvinning enn både Norge og EU. Sverige har en målsetting om å nå bare 40 %, mens Norges mål er på 50 %. Det er godt utbygd med energigjenvinningsanlegg i Sverige, og de sender allerede store mengder til energigjenvinning. Derfor kunne de kanskje ha satt seg et mye høyere mål her, for det vil være enkelt for dem å oppfylle. Det at de har justert ned denne målsettingen så mye kan skyldes av at de kanskje vil sende mye større mengder til materialgjenvinning enn det som gjøres idag. De vil med andre ord i sorteringsleddet styre strømmene mer mot å sende til de forskjellige materialgjenvinningsanleggene, og det hjelper også på hvis de får godkjent kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning.

Egne beregninger i kapittel 7 viser at begge landene har et stykke igjen for å nå de målene som er satt. Det som Plastretur og Plastkretsen velger å kalle mengde til materialgjenvinning, blir her i stedet omtalt som innsamlingsgrad. I Norge ligger denne nå på 6,5 %, og i Sverige på 8,1 %. Dette avviker med henholdsvis 22 og 23,5 % fra målsettingen landene har, og det er et godt stykke igjen før denne målsettingen kan nås. I allefall hvis de velger å bruke det samme avfallspotensialet som ble brukt i disse beregningene.

Det er ikke slik at ett av systemene er mer effektivt enn det andre i alle prosesser, men noen prosesser er mer effektive i det ene systemet, mens andre prosesser er mer effektive i det andre. Tabell 7.11 på side 87 viser hvilke prosesser i hvilke systemer som er mest effektive. Sverige er generelt bedre til å få samlet inn plastemballasjen enn hva Norge er, men det er ikke store forskjellene. Hvis en tenker på det at det i Sverige genereres 6 ganger så mye PP hardplast som i Norge, så indikerer dette at innsamlingen fungerer bedre. Selve innsamlingsmetoden er forholdsvis lik i begge landene, så det som gjør

at det kommer inn mer i Sverige må kanskje være innbyggernes vilje til å ta i bruk systemene. Også det at Sverige, som nevnt tidligere, har en bredere definisjon av kategorien husholdningsavfall kan ha en innvirkning på dette. Et naturlig resultat av at plastinnsamlingsystemet fungerer bedre i Sverige, er at det kommer mer plastemballasje inn i restavfallet i Norge. I Norge blir 93,4 % av PP hardplasten samlet inn gjennom restavfallet, men tallet er ikke mye lavere i Sverige, 91,8 %. Hvis målsettingen om innsamlingen skal være nådd, må disse mengdene ned på 70 %. Dette er kanskje et mer realistisk tall, ut fra hvordan systemet fungerer idag.

Sverige sender mye større mengder til energigjenvinning enn hva Norge gjør, og hvis det ses på den totale mengden som går til en eller annen form for gjenvinning, har Sverige en mye høyere effektivitet enn hva Norge har. Av det totale PP plastpotensialet i husholdningene går 79,2 % inn til gjenvinning, noe som er forholdsvis høyt. Sverige når med dette sitt mål med en total gjenvinning på 70 %, i allefall for PP hardplast. Norge har ennå et stykke igjen for å nå sin målsetting angående den totale gjenvinning en på 80 %, som kan vurderes å kanskje være for ambisiøs. I Norge er det bare 57,9 % av det totale PP hardplastpotensialet som gjenvinnes i dag, og det viser at det er et langt stykke frem til målsettingen er nådd. Slik det ser ut idag, er den enkleste måten å nå denne målsettingen om total gjenvunnet mengde å øke mengden til energigjenvinning. Dette kan gjøres ved å blant annet fjerne 50 % grensen for hva som teller som energigjenvinning og hva som er forbrenning, slik Sverige har gjort.

En annen målsetting landene burde hatt, er å fjerne mengdene til deponi. Av det totale PP hardplastpotensialet, er det 42,1 % i Norge og 21,4 % i Sverige som ender på deponi. Dette må sies å være alt for mye. Som nevnt tidligere, regner Norge forbrent avfall uten energiutnyttelse som deponering, og at ved å justere 50 % grensen vil mengden til deponi reduseres betraktelig. Det er kanskje en alt for enkel løsning å bare fjerne denne grensen, men ved å justere



den vil kanskje resultatene blir mer riktige. Den beste løsningen hadde vært å beregnet mengden som energigjenvinnes eller bare forbrennes ut fra effekten på anlegget. Hvis et anlegg har bare 30 % effektivitet, så er det mulig å si at 30 % av avfallet energigjenvinnes, og resten bare forbrennes. Dette vil gi en mye mer riktig avbildning av virkeligheten, og samtidig gjøre det enklere for Norge å nå sine mål. Sverige har ingen slike grenser, de sier bare alt som går inn i anlegget teller som energigjenvunnet, uavhengig av effektiviteten på anlegget. Slik det er utbygd med energigjenvinning i Sverige, og med tanke på at de fortsatt bygger nye anlegg, vil dette være den mest kortsikte løsning for å fjerne deponiene. Intet avfall har så dårlig kvalitet at det ikke kan brennes.

## 9. KONKLUSJON

Analysen og resultatene kom opp med en rekke forskjellige svar på mange forskjellige områder. Noen av disse var forventet å finne på forhånd, men det kom også noen resultater som var litt uventede. Alt dette er blitt vurdert og diskutert, for å prøve å årsaksforklare hvorfor en del ting er som de er.

Kartleggingen av systemene viste at de er bygd på mange av de samme grunnleggende prinsippene, men disse har blitt løst på forskjellige måter. Innsamlingen og spesielt sorteringen viser dette, da det er to sorteringsledd i Sverige og bare ett i Norge. Det er også betraktelig mange fler energigjenvinningsanlegg i Sverige, og flere strømmer går inn i disse anleggene. Alt dette ga et grunnlag for videre undersøkelser av systemene.

Analysen har vist at det genereres mye mer avfall i Sverige enn hva som er tilfellet i Norge. Mye av dette skyldes forskjellene i innbyggertall, der det er dobbelt så mange i Sverige som det er i Norge, men noe kan også skyldes forskjellen i hva som regnes som husholdningsavfall. Sverige inkluderer mer en bare husholdninger inn under denne kategorien.

Av avfallspotensialet i husholdningene er det for stor andel som går i restavfallet i forhold til hva som blir samlet inn for materialgjenvinning. Med små forandringer i innsamlingssystemene kunne det ha blitt samlet inn mer plastavfall, og det er sannsynligvis mest å hente på en holdningsendring hos innbyggerne. Deler av systemene er bygd opp på en slik måte idag at det baseres på at folk bringer avfallet til sentralt liggende containere, og mengden som kommer inn avhenger da av folk interesse til å ta i bruk denne ordning.

Sverige får inn større mengder enn Norge, noe som sannsynligvis kommer av at folk er mer villige til å bruke innsamlingsordningen, eller at Sverige har en økt utnyttelse av henteordning. Etersom Sverige fokuserer på innsamling av hardplast, kan dette være en grunn til at det kommer inn mer her, da Norge satser mer på folieplast.

Det er en alt for liten del av de innsamlede mengdene som blir materialgjenvunnet, og det kan være mye å hente på en bedre sortering. Mye av grunnen til at det er så liten andel av det innsamlede som gjenvinnes er at det er for skitne fraksjoner som kommer inn. Mye av løsningen på dette problemet ligger i husholdningene, og at innbyggerne sorterer avfallet sitt bedre og bare leverer inn relativt rene fraksjoner.

Analysen viser at Sverige har en høyere effektivitet i sorteringen enn hva Norge har. Det er en større andel av den innsamlede plastemballasjen som blir sendt til materialgjenvinning, så det ser ut til at det er mer effektivt med en to-steps sortering. Det er større og renere fraksjoner som kommer ut av dette, og Norge burde kanskje vurdere å gjennomføre en slik sortering som Sverige gjør. Når Norge begynner å ta i bruk semi-automatiske sorteringsanlegg, vil det forhåpentligvis bli større mengder som sendes til materialgjenvinning.

Både Norge og Sverige regner innsamlet mengde som gjenvunnet mengde av økonomiske hensyner og fordi dette skal gi incentiv til økt innsamling, men dette gjør at de får godkjent større fraksjoner som gjenvunnet enn hva som er realiteten. Det meste av de innsamlede fraksjonene går i Sverige til energigjenvinning, mens det i Norge går til kjemisk gjenvinning. Bare 26,3 % av den innsamlede mengden går til mekanisk gjenvinning i Norge, og det er bare 35,8 % som virkelig gjenvinnes i Sverige. Sverige får kanskje godkjent kjemisk gjenvinning som materialgjenvinning iløpet av 2005, og da vil deres prosentandel på gjenvunnet mengde øke betydelig.

Hele prosjektet viser at det å modellere systemer ved hjelp av MFA er en nyttig metode for å kunne analysere slike systemer. MFA er generelt et anvendelig verktøy, som kan brukes som et grunnlag for mange forskjellige typer systemanalyser. Det anbefales en mer utstrakt bruk av slike analyser i samfunnsvitenskapen, for sammen med kvalitative analyser legger det et godt grunnlag for å se resultater, og trekke konklusjoner.

Datagrunnlaget har vært relativt godt, men det er litt usikkerhet rundt en del data. Norge har en god oversikt over sitt system, og en offentliggjøring av avfallsmengdene gjennom årsrapporter. Dette er ikke tilfellet i Sverige, som har noe å lære av Norge på dette området. I stedet for at alle data er spredt rundt på forskjellige aktører, burde de vært samlet hos en aktør. I tillegg burde det vært en offentliggjøring av dataene, med beskrivelser av dem. Dette forenkler både oversikten i eget system, og forenkler jobben for eksterne forskere.

Slik resultatene har fremstått, er det fortsatt etpar punkter det er litt usikkerhet rundt. Det ene er hvorfor det er så mye større avfallspotensiale i husholdninger i Sverige, enn hva det er i Norge. Det er forsøkt å trekke noen konklusjoner på dette, men grunnlaget for å gjøre dem er for dårlig til at de kan være korrekte. Dette er et område som kan forskes videre på. Et svar på dette kan være til stor hjelp, både for Sverige selv, og for Norge som evt. kan lære noe av Sverige på dette området.

## BIBLIOGRAFI

- Anderberg, S., 1998. Industrial metabolism and the linkages between economics, ethics and the environment. *Ecological Economics* 24, 311–320.
- Brunner, P. H., Rechberger, H., 2004. Practical handbook of material flow analysis. Lewis Publishers, New York, USA.
- Danrec A/S, 30/4- 2005.  
URL <http://www.danrec.dk/>
- Der Grüne Punkt, 2/2- 2005.  
URL <http://www.gruener-punkt.de/>
- Duchin, F., Hertwich, E., 2003. Industrial Ecology. Online Encyclopedia of Ecological Economics.
- Eik, A., Steinmo, S., Solem, H., Brattebø, H., Saugen, B., 2002. Eco-efficiency in recycling systems. Evaluation methods and case studies for plastic packaging. Rapport 1/2002. Program for Industriell Økologi, NTNU, Norway.
- EPRO, 8/3- 2005. European Association of Plastics Recycling and Recovery Organisations.  
URL <http://www.e-pro-plasticsrecycling.org/>
- EUROPA, 1994. European parliament and council directive 94/62/ec of 20 december 1994 on packaging and packaging waste. Official Journal of the European Union L 365, 31/12/1994 .

- EUROPA, 2004. Directive 2004/12/ec of the european parliament and of the council of 11 february 2004 amending directive 94/62/ec on packaging and packaging waste. Official Journal of the European Union L 047, 18/02/2004 .
- Forrester, J. W., 1971. Counterintuitive behavior in social systems. Technology Review. Alumni Association of MIT. January Issue.
- Forslind, K. H., 2005. Implementing extended producer responsibility: the case study of Sweden's car strapping scheme. Journal of Cleaner Production (13), 619–629.
- FTI, 3/2 2005. Förpacknings- & Tidningsinsamlingen.  
URL <http://www.ftiab.se/>
- Graedel, T. E., Allenby, R. B., 1995. Industrial Ecology. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Gregory, D., 2000. The dictionary of Human Geography. Blackwell Publishers Ltd., Oxford. UK., Ch. model, pp. 508–510.
- Hall, K., 2002. Innsamling og behandling av plastavfall. Master's thesis, Norges Tekniske- Naturvitenskaplige Universitet. Institutt for Maskinkonstruksjon og Materialteknikk., Trondheim, Norway.
- Hepple, L. W., 2000. The Dictionary of Human Geography. Blackwell Publishers Ltd, Oxford. UK., Ch. Input-Output, p. 397.
- Holt-Jensen, A., 1990. Geografiens innhold og metoder. Universitetsforlaget, Oslo.
- Kennedy, B. A., 2003. Key concepts in geography. Sage Publications, London. UK., Ch. 14, pp. 267–279.
- Kitchin, R. M., Tate, N., 2000. Conducting research in human geography: theory, methodology and practice. Prentice Hall.

- Kleijn, R., 2000. In=out. the trivial central paradigm of mfa? *Journal of Industrial Ecology* vol 3 (2/3), 8–10.
- Lee, C.-Y., Røine, K., 2004. Extended Producer Responsibility stimulating technological changes and innovation: Case study in the Norwegian Electrical and Electronical Industry. Tech. Rep. 1/2004, Program for Industriell Økologi.
- Lindhqvist, T., 2000. Extended Producer Responsibility in cleaner production. Policy principle to promote enviromental improvements of product systems. Ph.D. thesis, IIIIEE, Lund University.
- Matthews, E., Amann, C., Bringezu, S., Fischer-Kowalski, K., Hüttler, W., Kleijn, R., Moriguchi, Y., Ottke, C., Rodenburg, E., Rogich, D., Schandl, H., Schütz, H., Van der Voet, E., Weisz, H., 2000. The weight of nations. The material outflow from industrial economies. Wold Resource Institute, Washington D.C. USA.
- Meadows, D. H., Randers, J., Meadows, D. L., 2004. *Limiths to growth; The 30-year update*. Chelsea Green Publishing Company., Vermont, USA.
- Melum, F., Høydal, L. T., 2004. Market and material flow analysis of polypropylene in norway and sweden. Internrapport P-2005 .
- Miljödepartementet, 11/4- 2005a. Förordning (1994:1235) om producentansvar för förpackningar. Rättsnätet.  
URL <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19941235.htm>
- Miljödepartementet, 11/4- 2005b. Förordning (1997:185) om producentansvar för förpackningar. Rättsnätet.  
URL <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19970185.HTM>
- Miljøstatus i Norge, 15/12- 2004. Avfall og gjenvinning.  
URL <http://www.miljostatus.no/>

- Millenium Institute, 14/4- 2005. Institute for development research.  
URL [www.millenniuminstitute.net/](http://www.millenniuminstitute.net/)
- Norsk Gjenvinning AS, 18/10- 2004.  
URL [www.ng.no](http://www.ng.no)
- NOU, 2002:19. Avfallsforebygging. en visjon om livskvalitet, forbrukerbevissthet og kretsløpstenkning.
- NRFO, 19/10 2004. Oversikt over eksisterende avfallsforbrenningsanlegg og anlegg som utnytter avfallsbaserte brensler samt energiutnyttelsegrad. Personlig meddelelse fra Håkon Jentoft.
- NRFO, 14/2- 2005. Norsk Renholdsverks-forening. Fakta om avfallsforbrenning.  
URL [www.nrfo.no/content/download/1348/11200/file/Infopres.ppt](http://www.nrfo.no/content/download/1348/11200/file/Infopres.ppt)
- Opoku, H. N., Eik, A., 2001. Barriers in the EPR system for plastic packaging, Norway. A case study of policy and technology based obstacles at various policy levels in the recycling system of plastic packaging from Norwegian households - with extensive analysis of Trondheim municipality. Paper presented at The Science and Culture of Industrial Ecology-conference, Leiden, 12-14. November 2001. .
- Plastkretsen AB, 3/2 2005.  
URL <http://www.plastkretsen.se/>
- Plastretur AS, 2002. Plastreturs Årsrapport 2001. Oslo.
- Plastretur AS, 2004. Plastreturs Årsrapport 2003. Oslo.
- Plastretur AS, 16/3- 2005a.  
URL <http://www.plastretur.no/>
- Plastretur AS, 2005b. Plastreturs Årsrapport 2004. Oslo.



- Plummer, P. S., 2003. A companion to economic geography. Blackwell Publishers Ltd, Oxford, UK., Ch. 3, pp. 27–40.
- Ragn-Sells AB, 7/1- 2005.  
URL <http://ragnsells.se/templates/Page.aspx?id=210>
- Regeringens proposition 2002/03:117, . Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp. Stockholm, Sverige.
- REPA, 3/2 2005. Reparegisteret AB.  
URL <http://www.repa.se/>
- Retura - MNA, 18/10- 2004. Midtre namdal avfallsselskap.  
URL [www.mna.no](http://www.mna.no)
- Røine, K., 1998. Hva nytt bringer industriell Økologi inn? Vedleggsnotat til State-of-the-art rapport P-2005 Industriell Økologi .
- Røine, K., November 2002. Analyse av innsamlingssystemer for plastemballasje. ren analyse.
- Røine, K., Brattebø, H., 2001. Implementation of EPR in Norway - The case of plastic packaging at national, sectoral and company level. Paper presented at OECD seminar "Extended Producer Responsibility Programme. Implementation and Assessment", 13-14 December, 2001, Paris .
- Royal Geographical Society, 2001. The sustainable waste management agenda. The outcome of conference, march 2001, in association with The Institute of Waste Management. Summary statement 8.
- Solerød, H., Gundersen, F., 1996. Tall i tid og rom, Kvantitative metoder for geografer og samfunnsplanleggere. TANO AS.
- Sterman, J. D., 2000. Business dynamics: System thinking and modeling for a complex world. McGraw-Hill, Boston, USA.

- St.meld. nr. 44 (1991-1992), . Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling. Miljøverndepartementet, Norge.
- Taylor, P. J., 2003. Key concepts in geography. Sage Publications, London. UK., Ch. 8, pp. 151–164.
- Tillberg, S., 2001. Livscykelanalys på restprodukthandtering. Master's thesis, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, Sweden.
- Trondheim Kommune, 1997. Avfallsforskrift, Trondheim Kommune. FOR-1997-11-27-1519.  
URL <http://www.lovdatab.no/for/lf/ov/ov-19971127-1519.html>
- Udo de Haes, H., van der Voet, E., Kleijn, R., 1997. Substance flow analysis (sfa), an analytical tool for integrated chain management. Conaccount Workshop Proceedings: Regional and National Material Flow Accounting; From paradigm to practice of sustainability. (21-23/1-1997).

TILLEGG

## A. OVERSIKT OVER ENERGIGJENVINNINGSANLEGG

Tab. A.1: Oversikt over alle energigjenvinnings- og forbrenningsanlegg i Norge. Anleggene over streken er energigjenvinningsanlegg, mens de under er regnet som forbrenningsanlegg. Oversikten er mottatt fra Håkon Jentoft, NRF - Norsk Renholdsverks-forening, 19/10-04.

Anleggsnavn	Sted	Avfallskapasitet pr år (tonn)	Energi- utnyttelsesgrad
Klemmetsrud, Oslo komm.renovasjon	Oslo	160 000	72%
Brobekk, Oslo komm.renovasjon	Oslo	104 000	78%
FREVAR	Fredrikstad	75 000	99%
Hurum Energigjenvinning AS	Hurum	33 000	>50%
TEV - Trondheim Energiverk	Trondheim	96 000	74%
Energos Averøy Energi	Averøy	30 000	>50%
Hallingdal	Al	23 000	11%
BIR - Bergensområdets interkom.renov.sel	Bergen	120 000	31% <sup>a</sup>
Årdal	Årdal	2 600	10%
Tafjord Kraftselskap	Åleseund	37 500	36%
SEKS - Sarpsborg Energigjenvinning KS	Sarpsborg	70 000	?
Forus Energigjenvinning KS	Sandnes	40 000	?
Senja Avfallsselskap	Senja	6 500	38%
Norcem Brevik AS	Brevik	19 000	?
Norcem Kjøpsvik AS	Kjøpsvik	2 200	?

<sup>a</sup> Dette anlegget har oppnådd en energiutnyttelsesgrad på over 50% i løpet av 2004-05.

Tab. A.2: Oversikt over alle energigjenvinnings- og forbrenningsanlegg i Sverige. Overrishten er mottatt fra Anders Hedenstedt, RVF - Svenska Renhållningsverksförningen.

Anleggsnavn	Sted	Tilført avfall (Tonn)	Varmeproduksjon (MWh)	Elektrisitet (MWh)
Värmeverket i Boden	Boden	44 070	121 350	0
Kiruna Värmeverk AB	Kiruna	39 210	86 440	15 560
Ålindhemsanläggningen i Umeå	Umeå	49 770	112 890	0
Dåvamyrn i Umeå	Umeå	160 120	406 800	46 780
Korstavverket i Sundsvall	Sundsvall	38 430	89 600	0
Källhagsverket i Avesta	Avesta	43 670	163 000	0
Bäckelundsverket i Borlänge	Borlänge	37 340	120 900	0
Värmeverket Mora	Mora	15 930	35 240	0
Säverstavverket, Bollnäs Kommun	Bollnäs	39 510	95 440	0
Hedenverket i Karlstad	Karlstad	48 840	126 160	0
Karlskoga Kraftvärmeverk AB	Karlskoga	42 290	112 160	0
Sydskraft Sakab AB	Kumla	100 000	175 000	37 000
VMR AB, Nosverket i Köping	Köping	23 550	74 770	0
Vattenfall Värme Uppsala AB	Uppsala	232 960	731 990	0
Högdalenverket (Fortum)	Stockholm	470 570	1 182 200	146 700
Bollnora Värmeverk	Haninge	12 990	57 040	0
Gärstavverket i Linköping	Linköping	210 930	659 760	0
Sävenäsverket i Göteborg	Göteborg	401 820	1 072 410	203 900
Lidköpings Värmeverk AB	Lidköping	80 040	252 910	11 740
Eksjö Energiverk	Eksjö	21 900	51 760	3 090
Stegholmsverket i Västervik	Västervik	54 000	128 710	0
Ljungsjöverket	Ljungby	40 240	75 700	6 500
Kristinehedsverket i Halmstad	Halmstad	115 500	301 290	0
Hässleholms Fjärrvärme AV	Hässleholm	12 590	37 500	910
Hetvattencentralen i Landskrona	Landskrona	29 020	99 220	0
Malmö avfallskraftvärmeverk	Malmö	321 780	838 140	104 850
Händelöverket i Norrköping	Norrköping?	252 820	676 430	115 230
Kils Energi AB	Kil	?	?	?
Igelstavverket i Södertälje	Södertälje	?	?	?

## B. UTREGNINGER AV SYSTEM MENGDER

Mengdene som er beskrevet i tabell 7.2 på side 70 og tabell 7.4 på side 75 har blitt fremstilt på forskjellige måter. Noen av tallene har blitt mottatt av forskjellige informanter, og noen tall er funnet i forskjellige publikasjoner og på diverse nettsteder. Det har vært noe sprik i grunnlagsmaterialet, men dette er forsøkt rettet opp underveis, slik at resultatet er mest mulig korrekt. Dette kommer av at tallene er hentet fra forskjellige år, tallene er registrert på forskjellige måter, og at informantene ikke har oppgitt alle eller de rette tallene.

### *Norge*

Størrelsen på restavfallet er beregnet ut fra mengdene som går til energigjenvinning og deponering.

$$5813t + 4760t = 10573t \quad (\text{B.1})$$

Total materialinput i husholdningene er antatt å være lik den mengde som kommer ut fra husholdningene, og det er derfor ingen akkumulasjon på det leddet i systemet. Derfor beregnes input ut fra mengdene innsamlet plastavfall og mengde restavfall.

$$741,4t + 10573t = 11314,4t \quad (\text{B.2})$$

Tab. B.1: Sortertingstester som beregningene av plast og hardplast mengdene i restavfallet er basert på.

Sorteringstest	Andel plast i restavfallet	Andel hardplast i restavfallet
RKR <sup>a</sup>	8,10 %	3,1 %
Grenland <sup>b</sup>	9,80 %	3,36 %
TRV(Hall) <sup>c</sup>	10,70 %	3,90 %
TRV(Inter) <sup>d</sup>	9,50 %	3,10 %
TRV(Inter) <sup>e</sup>	8,57 %	1,92 %
Snitt	10,0 % <sup>f</sup>	3,12 % <sup>g</sup>

<sup>a</sup>Renovasjonsselskapet for Kristiansandregionen. Sorteringundersøkelse av husholdningsavfall i Agder 2003.

<sup>b</sup>Interconsult. Analyse av husholdningsavfall i Grenland 2002.

<sup>c</sup>Hall, K. Innsamling og behandling av plastavfall. NTNU, 2002.

<sup>d</sup>Interconsult. Analyse av avfall i Trondheim 2002.

<sup>e</sup>Interconsult. Kostnader ved innsamling av utsorterte avfallsfraksjoner, 1997.

<sup>f</sup>Snittet er justert 10 fordi dette antas å være det mest riktige tallet i dag. De nyeste testene viser at snittet ligger rundt dette, og ikke lavere slik det er for eldre tester. Egentlig snitt er 9,33 %.

<sup>g</sup>Snittet er justert til 3,5 fordi dette antas å være det mest riktige tallet i dag. De nyeste testene viser at snittet ligger rundt dette, og ikke lavere slik det er for eldre tester. Egentlig snitt er 3,12 %.

Tab. B.2: De totale innsamlings- og gjenvinningstallene er oppgitt av Per Gjester, Plastretur 16/2-05.

	Totalt	Hard-plast <sup>a</sup>	Hard-Plast av PP <sup>b</sup>
Innsamlet totalt	5 561	2 224	741,4
Kjemisk gjenvinning	4 100	1640	546,7
Mekanisk gjenvinning	1 460	584	194,7
Energigjenvinning <sup>c</sup>	43 600	17 440	5 813,3
Deponi <sup>d</sup>	35 700	14 280	4 760

<sup>a</sup>Hard-plast utgjør 40% av den totale plastemballasjemengden.

<sup>b</sup>PP utgjør 1/3 av hard-plasten i Norge.

<sup>c</sup>Disse mengdene er godskrevet Plastretur.

<sup>d</sup>Dette tallet kommer fra SSBs avfallsstatistikk med en deponeringsmengde av restavfall på 357 000 tonn i 2003.



## Sverige

Tab. B.3: Sorteringstester som beregningene av plast og hardplast mengdene i restavfallet er basert på.

Sorteringstest	Andel plast i restavfallet	Andel hardplast i restavfallet
Växjö 1	9,70 %	3,30 %
Växjö 2 <sup>a</sup>	13,60 %	3,60 %
Gästrike <sup>b</sup>	12,90 %	4,50 %
Bjuv <sup>c</sup>	10 %	4 %
SRV <sup>d</sup>	11,70 %	3,10 %
Snitt	12,0 % <sup>e</sup>	4,0 % <sup>f</sup>

<sup>a</sup>Reforsk. Plockanalys av hushållsavfall från Växjö kommun, 2000.

<sup>b</sup>Gästrike Återvinnare, Rapport om Plockanalys av hushållsopor 2002.

<sup>c</sup>Tekniska Enheten, Miljökontoret och NSR. Uppföljning av Bjuvs avfallsplan, 2003.

<sup>d</sup>SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. Analyser av brandgasser och släckvatten i samband med brandförsök med hushållsavfall, 2004.

<sup>e</sup>Dette snittet er rundet av til nærmeste hele tall, egentlig er snittet 11,58

<sup>f</sup>Dette er snittet er rundet av til nærmeste hele tall, egentlig er snittet 3,7.

Tab. B.4: Utregning av mengdene og strømmene i det svenske plastemballasjesystemet.

Strøm	Beskrivelse av strøm	Mengde (tonn)
$\dot{m}_i, 1$	Input av materialer inn i husholdningene	61 962 <sup>a</sup>
$\dot{m}_{1, 2}$	Plastemballasje fra husholdninger som blir samlet inn	12 600 <sup>b</sup>
$\dot{m}_{1, 3}$	Plastemballasje fra husholdninger som går inn i restavfallet	49 362 <sup>c</sup>
$\dot{m}_{2, 4a}$	Innsamlet plastemballasje til grovsortering	12 600 <sup>d</sup>
$\dot{m}_{3, 7}$	Plastemballasje i restavfallet til energigjenvinning	37 862 <sup>e</sup>
$\dot{m}_{3, 8}$	Plastemballasje i restavfallet til deponering	11 500 <sup>f</sup>
$\dot{m}_{4a, 4b}$	Grovsortert plastemballasje til finsortering	6 119 <sup>g</sup>
$\dot{m}_{4a, 7}$	Grovsortert plastemballasje til energigjenvinning	6 481 <sup>h</sup>
$\dot{m}_{4b, 5}$	Finsortert plastemballasje til mekanisk materialgjenvinning	1 178 <sup>i</sup>
$\dot{m}_{4b, 7}$	Finsortert plastemballasje til energigjenvinning	2 700 <sup>j</sup>
$\dot{m}_{4b, Ea}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	997 <sup>k</sup>
$\dot{m}_{4b, Eb}$	Eksport av plastemballasje til mekanisk gjenvinning	1 168 <sup>l</sup>
$\dot{m}_{I, 7}$	Importert plastemballasje til energigjenvinning	? <sup>m</sup>

<sup>a</sup>Antas at INN=UT her, og ingen akkumulasjon. Denne strømmen er da en sum av strøm  $\dot{m}_{1, 2}$  og  $\dot{m}_{1, 3} = 12600t + 49\,362t = 61\,962t$ .

<sup>b</sup>Samme som strøm  $\dot{m}_{2, 4a}$ .

<sup>c</sup>En sum av mengden som går gjennom strøm  $\dot{m}_{3, 7}$  og  $\dot{m}_{3, 8} = 37\,862t + 11\,500t = 49\,362t$ .

<sup>d</sup>En sum av strøm  $\dot{m}_{4a, 7}$  og  $\dot{m}_{4a, 4b} = 6\,481t + 6\,119t = 12\,600t$ .

<sup>e</sup>1 893 087t til forbrenning av restavfall/4% hardplast = 75 723t/50% PP = 37 8962t. Kilde: Anna Lidén, SCB - Statistiska Centralbyrån.

<sup>f</sup>575 000t til deponi av restavfall totalt/4% hardplast i restavfallet = 23 000t/50% PP = 11 500t. Kilde: Anna Lidén, SCB - Statistiska Centralbyrån.

<sup>g</sup>Oppgitt mengde 15 712t - 3 473t som tilhører industrien = 12 239t/50% PP = 6 119t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>h</sup>12 962t av innsamlet plast fra husholdninger går til energigjenvinning/50% PP = 6 481t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>i</sup>8 585t sortert ut til materialgjenvinning. Av dette eksporteres 5 560t, gjenværende mengde er 3 025t X 77,9% husholdningsavfall = 2 356t/50% PP = 1 178t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>j</sup>15 520t registrert inn til finsortering, og 8 585t tatt ut til materialgjenvinning. Resterende mengde er 6 935t X 77,9% som kommer fra husholdning = 5 402t/50% PP = 2 700t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>k</sup>Plastkretsen stod for eksport av 2 560t plast. 77,9% av dette er fra husholdning, altså 1 994t/50% PP = 997t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>l</sup>Største gjenvinner stod for eksport av 3 000t plast. 77,9% av dette er fra husholdning, altså 2 337t/50% PP = 1 168t. Kilde: Dennis Olsson, Plastkretsen AB.

<sup>m</sup>Informasjon ikke tilgjengelig.

*Utregning av plastmengde pr. innbygger*

Innbyggerantall i Norge = **4,6 millioner**. [www.ssb.no/emner/02/01/10/folkemengde/tab-2005-03-11-01.html](http://www.ssb.no/emner/02/01/10/folkemengde/tab-2005-03-11-01.html) Innbyggerantall i Sverige = **9,0 millioner**. [www.scb.se/templates/tableOrChart\\_\\_\\_132260.asp](http://www.scb.se/templates/tableOrChart___132260.asp)

*Tab. B.5: Utregninger av total plastemballasjemengde pr. innbygger i Norge*

<b>Strømsbeskrivelse</b>	<b>nr</b>	<b>tonn</b>	<b>tonn/innb</b>	<b>kg/innb</b>
Input av materialer i husholdningene	$\dot{m}_i, 1$	84 860	0,01845	18,45
Innsamling av plastemballasje	$\dot{m}_1, 2$	5 560	0,00121	1,21
Plastemballasje til finsortering	$\dot{m}_2, 4$	5 560	0,00121	1,21
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	$\dot{m}_4, 5$	1 460	0,00032	0,32
Plastemballasje i restavfallet	$\dot{m}_1, 3$	79 300	0,01724	17,24
Plastemballasje til energigjenvinning	$\dot{m}_3, 7$	43 600	0,00948	9,48
Plastemballasje til deponering	$\dot{m}_3, 8$	35 700	0,00776	7,76

*Tab. B.6: Utregninger av PP hardplastemballasjemengde pr. innbygger i Norge*

<b>Strøms beskrivelse</b>	<b>nr.</b>	<b>tonn</b>	<b>tonn/innb</b>	<b>kg/innb</b>
Input av materialer i husholdningene	$\dot{m}_i, 1$	11 314	0,00246	2,46
Innsamling av plastemballasje	$\dot{m}_1, 2$	741	0,00016	0,16
Plastemballasje til finsortering	$\dot{m}_2, 4$	741	0,00016	0,16
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	$\dot{m}_4, 5$	195	0,00004	0,04
Plastemballasje i restavfallet	$\dot{m}_1, 3$	10 573	0,00230	2,30
Plastemballasje til energigjenvinning	$\dot{m}_3, 7$	5 813	0,00126	1,26
Plastemballasje til deponering	$\dot{m}_3, 8$	4 760	0,00103	1,03

Tab. B.7: Utrekninger av total plastemballasjemengde pr. innbygger i Sverige

<b>Strøms beskrivelse</b>	<b>nr.</b>	<b>tonn</b>	<b>tonn/ innb</b>	<b>kg/ innb</b>
Input av materialer i husholdningene	$\dot{m}_i, 1$	309 031	0,03434	34,34
Innsamling av plastemballasje	$\dot{m}_{1, 2}$	25 201	0,00280	2,80
Plastemballasje til finsortering	$\dot{m}_{4a, 4b}$	25 201	0,00280	2,80
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	$\dot{m}_{4b, 5} + \dot{m}_{4b, Ea}$ $+ \dot{m}_{4b, Eb}$	9 024	0,00100	1,00
Plastemballasje i restavfallet	$\dot{m}_{1, 3}$	283 829	0,03154	31,54
Plastemballasje til energigjenvinning	$\dot{m}_{3, 7} + \dot{m}_{4a, 7}$ $+ \dot{m}_{4b, 7}$	235 626	0,02618	26,18
Plastemballasje til deponering	$\dot{m}_{3, 8}$	66 125	0,00735	7,35

Tab. B.8: Utrekninger av PP hardplastmeballasjemengde pr. innbygger i Sverige

<b>Strøms beskrivelse</b>	<b>nr.</b>	<b>tonn</b>	<b>tonn/ innb</b>	<b>kg/ innb</b>
Input av materialer i husholdningene	$\dot{m}_i, 1$	61 962	0,00688	6,88
Innsamling av plastemballasje	$\dot{m}_{1, 2}$	12 600	0,00140	1,40
Plastemballasje til finsortering	$\dot{m}_{4a, 4b}$	6 119	0,00068	0,68
Plastemballasje til mekanisk gjenvinning	$\dot{m}_{4b, 5} + \dot{m}_{4b, Ea}$ $+ \dot{m}_{4b, Eb}$	4 512	0,00050	0,50
Plastemballasje i restavfallet	$\dot{m}_{1, 3}$	49 362	0,00548	5,48
Plastemballasje til energigjenvinning	$\dot{m}_{3, 7} + \dot{m}_{4a, 7}$ $+ \dot{m}_{4b, 7}$	47 123	0,00524	5,24
Plastemballasje til deponering	$\dot{m}_{3, 8}$	11 500	0,00128	1,28

