

Technical University of Denmark



Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune Nuværende system. Dagrenovation, storskrald og farligt affald

Larsen, Anna Warberg; Merrild, Hanna Kristina; Møller, Jacob; Fjelsted, Lotte; Christensen, Thomas Højlund

Publication date:
2008

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Larsen, A. W., Merrild, H. K., Møller, J., Fjelsted, L., & Christensen, T. H. (2008). Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune: Nuværende system. Dagrenovation, storskrald og farligt affald. Kgs. Lyngby: Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune

Nuværende system

*Dagrenovation, storskrald
og farligt affald*

2. september, 2008

Anna Warberg Larsen
Hanna Merrild
Jacob Møller
Lotte Fjelsted
Thomas Højlund Christensen

Institut for Miljø & Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Forord

Denne rapport er hovedrapporten for et projekt om miljøvurdering af den nuværende håndtering af husholdningsaffald i Århus Kommune. Projektet er udført i et samarbejde mellem Århus Kommune og Institut for Miljø & Ressourcer, DTU. Hovedrapporten er en sammenfatning af miljøvurderingens resultat, mens relevante systembeskrivelser og data er præsenteret i bilagsrapporter. Miljøvurderingen omfatter en livscyklusvurdering af miljøpåvirkninger og ressourceforbrug fra affaldssystemet samt en økonomisk vurdering af affaldssystemet.

Følgende bilagsrapporter supplerer hovedrapporten:

- Bilagsrapport 1: Systembeskrivelse for dagrenovation Århus Kommune
- Bilagsrapport 2: Systembeskrivelse for storskrald Århus Kommune
- Bilagsrapport 3: Systembeskrivelse for farligt affald Århus Kommune
- Bilagsrapport 4: Systembeskrivelse for affaldsindsamling Århus Kommune
- Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger
- Bilagsrapport 6: Analyse af batterier fra husholdninger i Århus Kommune
- Bilagsrapport 7: Analyse af malingaffald fra husholdninger i Århus Kommune

Projektet er udført over 1,5 år i perioden 2006-2007, og miljøvurderingens basisår er 2005. Århus Kommune har leveret oplysninger til kortlægning af affaldsmængder og behandlingsveje for affaldet. Der er gennemført en forbrændingstest på Århus Kommunes forbrændingsanlæg for at fremskaffe data til modellering af forbrændingsprocessen. Institut for Miljø & Ressourcer har stået for øvrig dataindsamling, beregning og modellering til miljøvurderingen samt afrapportering af projektresultatet. Projektet danner grundlag for et efterfølgende projekt, hvor der foretages miljøvurderinger af scenarier for det fremtidige affaldssystem i Århus Kommune.

Undervejs var der nedsat en styringsgruppe med repræsentanter fra både Århus Kommune og DTU. Der blev afholdt 3 styringsgruppemøder i løbet af projektperioden. Fra Århus Kommune har Bjarne Munk Jensen, Dorte Hamann, Louise Heiden, Erik Damgaard, Hanne Rasmussen og Henning Ettrup deltaget i styringsgruppen, og fra DTU har Thomas Højlund Christensen, Christian Riber, Anna Warberg Larsen, Hanna Merrild og Lotte Fjelsted deltaget. En stor tak til øvrige medarbejdere hos Århus Kommune og DTU, der har deltaget på styringsgruppemøderne og bidraget til projektarbejdet.

Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet takker for det konstruktive og udbytterige samarbejde i projektet.

På vegne af arbejdsgruppen på DTU
Anna Warberg Larsen

Indhold

1	INDLEDNING	3
1.1	FORMÅL	3
1.2	AFGRÆNSNING	3
1.3	LÆSEVEJLEDNING	4
2	METODE OG MODEL	5
2.1	METODE: LIVSCYKLUSVURDERING	5
2.2	MODEL: EASEWASTE.....	7
2.3	METODE: ØKONOMI	7
2.4	DATA.....	8
3	AFFALDSSYSTEMET I ÅRHUS KOMMUNE	10
3.1	SYSTEMAFGRÆNSNING	10
3.2	DEN FUNKTIONELLE ENHED.....	11
3.3	SYSTEMBESKRIVELSE	12
3.4	ÆNDRINGER SIDEN FØRRIGE PROJEKT	14
4	RESULTAT: DAGRENOVATION	15
4.1	LIVSCYKLUSVURDERING	15
4.1.1	<i>Potentielle miljøpåvirkninger fra dagrenovationssystemet</i>	15
4.1.2	<i>Ressourceforbrug fra dagrenovationsystemet</i>	20
4.1.3	<i>Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på geografiske områder og boligtyper</i>	20
4.1.4	<i>Følsomhedsanalyse</i>	22
4.1.5	<i>Opsummering på LCA for dagrenovation</i>	23
4.2	ØKONOMISK VURDERING.....	23
5	RESULTAT: STORSKRALD	26
5.1	LIVSCYKLUSVURDERING	26
5.1.1	<i>Ikke-toksiske miljøpåvirkninger – alle fraktioner</i>	26
5.1.2	<i>Toksiske miljøpåvirkninger – alle fraktioner</i>	28
5.1.3	<i>Ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger - indsamlingsordninger</i>	29
5.1.4	<i>Fossile brændsler – alle fraktioner</i>	32
5.1.5	<i>Metaller – alle fraktioner</i>	32
5.1.6	<i>Ressourceforbrug – indsamlingsordninger</i>	35
5.1.7	<i>Følsomhedsanalyse</i>	37
5.1.8	<i>Opsummering på LCA for storskrald</i>	40
5.2	ØKONOMISK VURDERING.....	41
6	RESULTAT: FARLIGT AFFALD	44
6.1	LIVSCYKLUSVURDERING	44
6.1.1	<i>Potentielle miljøpåvirkninger</i>	44
6.1.2	<i>Ressourceforbrug</i>	47
6.1.3	<i>Opsummering på LCA for farligt affald</i>	49
6.2	ØKONOMISK VURDERING.....	49
7	RESULTAT: SAMMENSTILLING AF ALLE AFFALDSTYPER	52
7.1	LIVSCYKLUSVURDERING	52
7.2	ØKONOMISK VURDERING.....	55
7.2.1	<i>Samlet resultat</i>	55
7.2.2	<i>Følsomhedsanalyse af miljøøkonomi</i>	55
8	OPSUMMERING	57
9	REFERENCER	59

1 Indledning

1.1 Formål

Formålet med dette projekt er at foretage en miljøvurdering af den nuværende håndtering af husholdningsaffald i Århus Kommune. Miljøvurderingen er udformet som en livscyklusvurdering (LCA), hvor potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug opgøres for alle faser af affaldshåndteringen. Den omfatter en kortlægning af affaldsmængder og behandlingsveje for affaldet. LCA'en suppleres med en økonomisk vurdering, som omfatter kortlægning af Århus Kommunes omkostninger for håndtering af husholdningsaffald, samt redegørelse for de miljøomkostninger, der kan knyttes til systemet. Præcise data for lokale forhold er nødvendige for bedst muligt udbytte af miljøvurderingen. Derfor er det fra projektets start besluttet at gennemføre en forbrændingstest på Århus Kommunes forbrændingsanlæg for at fremskaffe data om forbrændingsanlæggets effektivitet. Derudover er der foretaget målinger af dieselforbruget på indsamlingsbiler samt gennemført analyser af maling og batterier.

Miljøvurderingen i denne rapport omhandler det nuværende affaldssystem i Århus Kommune, som det så ud i 2005. Projektet resultater skal indgå i efterfølgende projekt, hvor mulige scenarier for fremtidens affaldssystem ligeledes underkastes en miljøvurdering. Det kommende projekt vurderer og sammenstiller de miljømæssige, økonomiske og servicemæssige konsekvenser af fremtidige systemer.

1.2 Afgrænsning

Miljøvurderingen omfatter håndteringen af dagrenovation, storskrald og farligt affald i Århus Kommune. I livscyklusvurderingen indgår alle processer for indsamling og behandling af affaldet i beregningerne, således at alle relevante miljøpåvirkninger inkluderes i miljøvurderingen. I enkelte tilfælde har det ikke været muligt enten at opgøre mængden af affald eller at skaffe data på behandlingsprocessen. Affaldet er i disse tilfælde ikke inkluderet i miljøvurderingen.

Systemafgrænsning er nærmere beskrevet i afsnit 3.1.

Den økonomiske vurdering omfatter ligeledes håndteringen af dagrenovation, storskrald og farligt affald. Århus Kommunes omkostninger og indtægter er blevet kortlagt for de tre delsystemer. Derudover er systemets miljøomkostninger beregnede.

Analyse og vurdering af juridiske og servicemæssige aspekter indgår ikke i projektet.

Der findes en international standard for udarbejdelse af LCA: ISO 14040-serien. Den anvendte LCA-metode i dette projekt er den danske UMIP-metode, Udvikling af miljøvenlige industriprodukter (Wenzel et al., 1997). Metoden er udarbejdet før ISO-standard, men den indeholder alle væsentlige træk fra standarden. Standarden indeholder krav og retningslinier til udførelse af en LCA. Projektet er baseret på en fremgangsmåde lignende den i standarden foreslåede, men det er ikke kontrolleret, at alle krav og retningslinier i standarden er fulgt. Bl.a. er rapporten ikke evalueret af eksterne partnere. Derfor kan det ikke anbefales, at rapportens resultater anvendes af andre end projektpartnerne, der har mere indgående kendskab til forudsætninger i data og modellering.

1.3 Læsevejledning

Kapitel 2 beskriver model og metode til udførelse af LCA og økonomisk vurdering. Den anvendte LCA-metode er den danske UMIP-metode (Udvikling af miljøvenlige industriprodukter) (Wenzel et al. 1997) Til modelleringen er anvendt beregningsprogrammet EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems & Technologies) (Kirkeby et al. 2006), der er udviklet af Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. Til beregning af miljøøkonomi anvendes også danske data fra (DMU 2007).

I kapitel 3 opstilles først systemafgrænsning og funktionel enhed for miljøvurderingen. Dernæst opsummeres systembeskrivelsen for håndteringen af husholdningsaffald i Århus Kommune. I systembeskrivelsen kortlægges affaldsmængder og ruter i behandlingsforløbet for alle dele af affaldssystemet. Der er udarbejdet en systembeskrivelse for henholdsvis dagrenovation, storskrald og farligt affald i hver deres bilagsrapport.

I kapitel 4 præsenteres resultaterne af LCA og økonomisk vurdering for affaldstypen dagrenovation. Der er udført en følsomhedsanalyse for LCA-delen.

I kapitel 5 præsenteres resultaterne af LCA og økonomisk vurdering for storskrald. Resultaterne er opgjort både på fraktioner og på indsamlingsordninger. Der er udført følsomhedsanalyse for LCA-delen.

Kapitel 6 behandler resultaterne af LCA og økonomisk vurdering for farligt affald.

I kapitel 7 sammenstilles resultaterne for hver af affaldstyperne (dagrenovation, storskrald og farligt affald) for at identificere, hvor i det samlede system de største miljøpåvirkninger og økonomiske omkostninger findes. Der er tillige udført en følsomhedsanalyse for det samlede resultat for miljøøkonomi-delen.

I kapitel 8 opsummeres alle væsentlige resultater og erfaringer, som det er vigtigt at tage højde for i næste projektdel om det fremtidige affaldssystem.

Vedlagt denne rapport findes følgende bilagsrapporter:

- Bilagsrapport 1: Dagrenovation - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 2: Storskrald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 3: Farligt affald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 4: Indsamling og transport – systembeskrivelse
- Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger
- Bilagsrapport 6: Analyse af batterier
- Bilagsrapport 7: Analyse af malingaffald

I bilagsrapport 1-4 er opstillet en beskrivelse af affaldssystemet, hvor man kan se hvilke processer, der er inkluderet. Bilagsrapport 5 omhandler hele datagrundlaget for beregning af både budgetøkonomi og miljøøkonomi. Til projektet er der udført ekstra undersøgelser af batterier og malingaffald, hvilket er dokumenteret i bilagsrapport 6 og 7.

2 Metode og model

2.1 Metode: Livscyklusvurdering

Miljøvurderingen er udført som en livscyklusvurdering (LCA), hvilket betyder, at alle relevante miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i hele bortskaffelsesforløbet af affaldet opgøres og vurderes i forhold til hinanden. Det er både direkte (fx udledning af røggas fra affaldsforbrænding) og indirekte (fx udledning af røggas fra elproduktion) miljøpåvirkninger, der inkluderes i opgørelsen.

Den valgte metode i dette projekt er UMIP1997 (Udvikling af miljøvenlige industriprodukter), som er en dansk udviklet LCA-metode (Wenzel et al. 1997). En miljøvurdering er et støtteredskab i en beslutningsproces. Den kan udpege, hvor i affaldssystemet de største miljøbelastninger findes, og hvad den miljømæssige konsekvens vil være ved udvalgte ændringer af affaldshåndteringen. Indsamling og behandling af affald forårsager påvirkninger af det omgivende miljø. Påvirkningerne stammer enten fra forbrug af energi og materialer eller fra udledning af stoffer til luft, vand og jord. I en LCA kvantificeres alle udvekslinger med det omgivende miljø og omregnes til potentielle miljøpåvirkninger fordelt på 9 kategorier samt ressourceforbrug af forskellige fossile brændsler og metaller. Miljøpåvirkningskategorierne er følgende: Drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse, human toksicitet via luft, human toksicitet via vand, human toksicitet via jord, økotoksicitet via vand (kronisk) og økotoksicitet via jord. Resultatet for miljøpåvirkningerne normaliseres, hvilket betyder, at de sættes i forhold til en fælles reference, som i dette tilfælde er en persons gennemsnitlige årlige belastning for hver af de 9 kategorier. Dette udtrykkes i enheden personækvivalenter (PE). Normaliseringsreferencerne i metoden, som oprindeligt er fra 1997, er opdateret i 2003 (Stranddorf et al. 2005). Tabel 1 viser de anvendte miljøpåvirkningskategorier og de tilhørende normaliseringsreferencer.

Tabel 1. Miljøpåvirkningskategorier og deres normaliseringsreferencer.

Potentielle miljøeffekter	Karakteriserings-enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	Normaliseringsreference [Karakteriseringsenhed /person/år]
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	8700
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	74
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ -ækv.	NO _x , NH ₃ , PO ₄ ³⁻ , CN ⁻	119
Fotokemisk ozondannelse (smog)	kg C ₂ H ₄ -ækv.	VOC	25
Human toksicitet via luft	m ³ luft	VOC, tungmetaller	6,09 * 10 ¹⁰
Human toksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, Dioxin	5,22* 10 ⁴
Human toksicitet via jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	127
Økotoksicitet vand, kronisk	m ³ vand	PAH, Tungmetaller	3,52* 10 ⁵
Økotoksicitet jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	9,64* 10 ⁵

Ressourceforbrug normaliseres og vægtes i forhold til den eksisterende reserve pr. verdensborger af den pågældende ressource. Enheden er personreserver (PR). For fornybare og uudtømmelige ressourcer - alt andet lige - er reserven uendelig stor, og det normaliserede resultat er derfor 0, hvilket er tilfældet for bl.a. sand, kalk, træ og vand. Ikke-fornybare ressourcer, der inkluderes i miljøvurderingen, er: Råolie, naturgas, stenkul, brunkul, jern, kobber, aluminium, mangan, bly og antimon. Tabel 2 viser de anvendte vægtningsreferencer i metoden. Vægtningsreferencer er en samlet faktor, som omfatter både normalisering i forhold til det årlige forbrug samt vægtning i forhold til ressourcens forsyningshorisont.

Table 2. Vægtningssreferencer for ikke-fornybare ressourcer.

	Vægtningssreference [person/kg]
Kul	$1 * 10^{-5}$
Olie	$3,9 * 10^{-5}$
Naturgas	$5,2 * 10^{-5}$
Aluminium	0,0015
Kobber	0,016
Jern	$8,5 * 10^{-5}$
Mangan	0,0067
Bly	0,075
Antimon	1,0

Endvidere indgår fire affaldskategorier, volumenaffald, slagge, farligt affald og radioaktivt affald, i UMIP-metoden. Desværre er der en del uklarheder i data for karakterisering og normalisering af affaldskategorierne, og derfor indgår disse ikke i den endelige miljøvurdering. Ved modellering af affaldssystemer tilstræbes det at følge materialestrømmen til slutdisponering, hvilket vil sige udledning til luft, vand eller jord. Det betyder, at der i princippet ikke er brug for kategorier for ubehandlet affald. Alligevel kan det ikke undgås, at behandling af restprodukter fra forskellige processer ikke kan modelleres videre på grund af manglende data. Gennemgang af data viser, at behandlingsresterne typisk er i størrelsesordenen 0-10% af den indkommende affaldsmængde. Dette vurderes at være så minimalt, at udeladelse ikke vil ændre på miljøvurderingens resultater.

Fra affaldsforbrændingsanlægget kommer en række restprodukter - ca. 20% af den oprindelige mængde affald - som videre skal håndteres. Det drejer sig om genanvendelse af slagge, behandling af spildevand samt deponering af restprodukter, flyveaske, gips og slamkage. Dette er ikke inkluderet i miljøvurderingen, da modelleringen kræver et datagrundlag, som ikke er til stede. Ved forbrænding tilbageholdes tungmetaller i disse restprodukter, og tungmetaller i spildevandet vil også blive tilbageholdt i slamkagen fra rensningsanlægget. Det betyder, at behandlingsformen i alle tilfælde vil være indkapsling ved deponering. Udledningen af tungmetaller i løbet af de første 100 år, som er miljøvurderingens tidshorisont, antages at være begrænset. Derfor formodes udelukkelse af behandlingsrester ikke at have stor betydning for konklusionerne.

Resultatet af en LCA er en beregning af systemets miljøbelastning angivet i PE og ressourceforbrug angivet i PR. Værdier større end 0 (positive tal) betyder, at systemet forårsager en miljøbelastning eller kræver brug af ressourcer. I affaldssystemer er der imidlertid oftest tale om nyttiggørelse af energi og materialer. Det vil sige, at man *undgår* at skulle producere disse produkter på konventionelle måder. For eksempel er omsmelting af jernskrot mindre energikrævende end udvinding og produktion af jern fra jernmalm, og en anden effekt er, at man sparer på de jernressourcer, der er i jordskorpen. Disse nyttige effekter indregnes, og LCA-resultatet kan derved blive negativt. Det vil sige, at værdierne bliver mindre end 0 (negative tal), og systemet *sparer* samfundet for miljøbelastning og ressourceforbrug.

LCA er et værktøj til sammenligning af alternativer. Man ser på, om et nyt alternativ medfører reduceret miljøbelastning og ressourceforbrug. Det er ikke væsentligt om værdierne i forvejen var positive eller negative. Det væsentlige er om de med det nye alternativ kan reduceres (blive endnu lavere). LCA-resultaterne skal således anvendes *relativt*. Man kan dog også bruge de absolutte værdier til at undersøge hvilke processer og enkeltstoffer, der bidrager mest til værdien for en kategori. Det kan give en større reduktion af værdien at arbejde for reduktion af en stor bidragsyder fremfor en lille bidragsyder.

2.2 Model: EASEWASTE

Til modellering af affaldssystemet anvendes beregningsprogrammet EASEWASTE, som er udviklet af DTU. Ved modellering i programmet tages udgangspunkt i en defineret affaldssammensætning. For eksempel kan sammensætningen af dagrenovation defineres ud fra 48 materialefraktioner (vegetabilsk affald, plast, papir, batterier osv.). Hver af materialefraktionerne er defineret med en kemisk sammensætning, som bl.a. beskriver vandindhold, brændværdi og tungmetallindhold. Der skelnes mellem om kulstof, C, er af fossil eller biologisk oprindelse. Hvis kulstoffet omdannes til carbondioxid, CO₂, under affaldsbehandlingen, regnes det som bidragende til drivhuseffekt, hvis det er af fossil oprindelse. Kulstof af biologisk oprindelse regnes ikke med i drivhuseffekt; det betragtes som CO₂-neutralt. Herefter defineres indsamlingsfraktionerne ud fra sorteringseffektiviteter for de enkelte materialefraktioner. Det, der ikke indsamles separat, ender i restaffaldet.

Indsamlingsfraktioner kan derefter føres videre til behandlingsteknologier (genvindingsvirksomheder, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg osv.). Hver behandlingsteknologi er et datasæt omfattende data for energi- og materialeforbrug samt emissioner opgjort pr. ton affald, der føres til anlægget. For flere af behandlingsformerne afhænger emissioner til omgivelserne af den kemiske sammensætning af affaldet. Det gælder fx røggas fra forbrændingsanlæg, deponering af slagge og udspreddning af kompost på jord. Derfor er det vigtigt at have defineret materialefraktionerne og hvor de føres til. I mange af behandlingsteknologierne sker der udnyttelse af energi eller materiale fra affaldet. Dette er en gevinst, som erstatter anden produktion af tilsvarende energi eller materialer, og som skal godskrives affaldssystemet. Derfor kan der i behandlingsteknologierne indtastes processer for den alternative produktion, som så fratrækkes i miljøvurderingen. Substitution er også beskrevet nedenfor i afsnit 3.1.

I hvert led i affaldssystemet kan der indlægges en transportproces for transport af affald med lastbil, skib eller tog. Den betydende faktor her er brændstofforbruget, som afhænger af både mængden og afstanden af transporten.

For nærmere beskrivelse af modellering i EASEWASTE henvises til (Kirkeby et al. 2006).

2.3 Metode: Økonomi

Den økonomiske vurdering består af to dele: En budgetøkonomisk og en miljøøkonomisk. Formålet med en budgetøkonomisk analyse er at beskrive pengestrømmene forbundet med affaldshåndteringen. Århus kommune har selv et godt kendskab til budgetøkonomien for de forskellige dele af affaldssystemet i form af kommunens regnskab. Grunden til at kortlægge budgetøkonomien for systemet her og identificere tilgængelige data er, at denne viden skal bruges som grundlag for beregninger af fremtidige ændringer af affaldssystemet.

Der er forskellige aktører i forhold til affaldssystemet i Århus kommune. Disse aktører er: Borgerne, Århus Kommunale Værker, diverse renovatører, diverse behandlingsanlæg, diverse modtagere af genbrugsmaterialer og staten. De omkostninger, der opstår ved affaldshåndteringen af husholdningsaffald, skal i den sidste ende dækkes af borgerne gennem det renovationsgebyr, som Århus Kommunale Værker opkræver. Derfor analyseres her ikke omkostningerne for de forskellige aktører, men de totale omkostningerne for Århus Kommunale.

Udover at Århus Kommunes budgetøkonomi er kortlagt, er de miljøøkonomiske forhold beregnede. De miljøøkonomiske forhold beregnes på baggrund af de resultater, der fremkommer i livscyklusvurderingsdelen af dette projekt. I livscyklusvurderingen bliver affaldssystemets ressourceforbrug og emissioner kortlagt. Den totale miljøomkostning beregnes derefter ved hjælp af

priser på de forskellige ressourceforbrug og emissioner. De effekter, som ressourceforbrug og emissioner har på miljøet og menneskers helbred, har ikke nogen markedspris. Priser for dette kan i stedet fastlægges ved hjælp af forskellige metoder, f.eks. gennem villighed at betale (willingness to pay). I denne undersøgelse fastlægges ikke nogle nye priser for emissioner, men eksisterende priser fra andre studier bruges.

2.4 Data

Data for affaldssammensætning og behandlingsteknologier er enten indsamlet af Århus Kommune og DTU eller hentet i tilgængelige databaser og rapporter. Enkelte behandlingsanlæg har bidraget med data for affaldssammensætning og behandlingsteknologier. Specielt for forbrændingsanlægget er der gennemført en forbrændingstest for at få data til modellering af forbrændingsanlægget. Endvidere er der udført analyser af affaldssammensætningen for batterier og malingaffald. I de tilfælde, hvor der ikke er fremskaffet data fra de specifikke anlæg, er der anvendt data fra tidligere arbejder på DTU eller fra offentligt tilgængelige rapporter, fx miljøvurderinger og grønne regnskaber. Et centralt element i modelleringen er LCA-data for såkaldte eksterne processer, som er processer, der finder sted uden for selve behandlingsteknologien. Det er fx fremstilling af elektricitet og hjælpematerialer. Disse data stammer enten fra UMIP-databasen eller er fremstillet af DTU. Til hver ekstern proces er udarbejdet en livscyklusopgørelse (LCI), som opgør alle ressourceforbrug og emissioner forbundet med produktion og anvendelse af en enhed af produktet. Det vil sige, at alle ressourceforbrug og emissioner fra udvinding af råmaterialer, produktion, anvendelse og evt. bortskaffelse af produktet er opgjort.

Data for de budgetøkonomiske forhold stammer fra oplysninger fra Århus Kommune. Nogle data kommer direkte fra regnskabet for 2005, mens andre data er beregnet udefra affaldsmængder og enhedspriser. Datagrundlaget og enhedspriser kan ses i Bilagsrapport 5 (Merrild 2007b). Miljøøkonomien er beregnet udefra de i LCA-delen fremkomne emissioner og tilhørende miljøøkonomiske enhedspriser for disse. Tabel 3 viser priser for emissioner fra fem forskellige kilder. Som det kan ses, er det kun få emissioner, der har fået en pris fastsat, og det er alle sammen luftemissioner. Dette betyder, at de miljøøkonomiske omkostninger, der udregnes, kun repræsenterer en lille del af hele systemet. Det er vigtigt at have dette i tankerne, når resultaterne for en vurdering tolkes. I denne rapport er priserne fra (DMU 2007) som er brugt som udgangspunkt, og der er lavet følsomhedsberegninger med tallene fra de andre kilder.

Tabel 3. Eksempel på priser på luftemissioner (omregnede til år 2005-prisniveau)

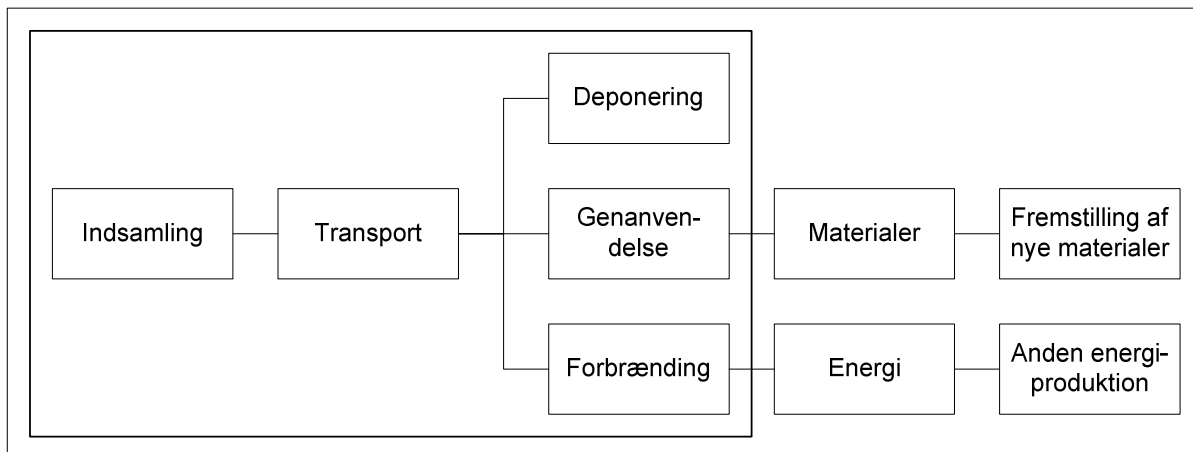
Emission	Pris				
	DKK/kg emission (Rabl et al. 1998)	DKK/kg emission (ECON 2000)	DKK/kg emission (Andersen et al. 2004)	DKK/kg emission (ExternE 1999)	DKK/kg emission (DMU 2007)
Fossil CO ₂		72,3-131			
VOC	6,06	4,11			
CO	0,02				
PM _{2.5}			118-2123		197
PM ₁₀	118	583-1289			
Partikler				11,6-493	
NO _x		16	86	7,36-156	129
Nitrat			86		129
NO ₂	9,96-146				
SO ₂	106	17	54,8-964	8,92-132	45
Sulfat			54,8-964		45
As	1299	9,85-24,8			
Cd	158	53,4-135			
Cr	1065	578-1445			
Ni	21,9	9,85-23,8			
Hg		27,9-69,0			1576
Pb		64,0-166			9330
Dioxins (I-TEQ)	141105397	2377702-6616219			

3 Affaldssystemet i Århus Kommune

3.1 Systemafgrænsning

Affaldssystemet er defineret som et system, som har til formål at bortskaffe affald. Det starter ved produktionen af affald, dvs. at borgeren ønsker at skille sig af med en genstand, og ender ved enten genanvendelse, nyttiggørelse eller deponering af affaldet, eller ved at affaldet endeligt er omdannet til emissioner til luft, vand og jord. Dette system har input i form af affald, materialer og energi og udledninger i form af emissioner til luft, vand og jord, som alle bidrager til systemets samlede miljøbelastning.

Affaldssystemet har indvirkning på andre systemer. Nyttiggørelse af materialer og energi fra affald influerer andre produktmarkeder. I dette projekt er der regnet med, at nyttiggørelse af materialer og energi fra affald kan substituere tilsvarende, konventionelt fremstillede produkter. Da disse produkter er uden for det definerede affaldssystem, udvides affaldssystemets grænser. I praksis betyder det, at den sparede produktion af konventionelle produkter fratrækkes i affaldssystemets miljøbelastning. Figur 1 viser afgrænsningen for et affaldssystem. Den inderste ramme viser et system uden udvidelse, og man ser et flow af energi og materialer over systemgrænsen. I det udvidede system, den yderste ramme, godskrives de producerede materialer og energi.



Figur 1. Systemgrænser for et affaldssystem.

Ved brug af materialer og energi skal det overvejes, hvordan ændringer i affaldssystemet påvirker markederne for disse produkter. Den vigtigste overvejelse i forhold til systemet for Århus Kommune har været hvilke energiprocesser, der er relevante i systemet. Der er regnet med, at elektricitet kommer fra kulfyrede kraftværker, da dette regnes for den marginale produktion i både Danmark og Europa. Varmeproduktion er meget lokalt funderet. Hvis der ikke foreligger oplysninger om kilden på de konkrete anlæg, er der anvendt en proces for gennemsnitlig dansk varmereproduktion. For processer, der stammer fra andre databaser og kilder, er der anvendt de typer af energikilder, som er fastlagt af datakilden.

Specielt for energibalancen på forbrændingsanlægget skal det nævnes, at solgt og købt energi opgøres adskilt, således at man ikke internt kan bruge sin producerede energi. Derfor opstår en situation, hvor energiforbrug og energiproduktion kan tilskrives forskellige emissioner. I miljøvurderingen er der dog anvendt en proces for kulbaseret elproduktion for både forbrug og

substitution. Den producerede fjernvarme på forbrændingsanlægget i Århus substituerer varmeproduktion på det nærliggende kraftværk i Studstrup, da værkerne leverer til samme fjernvarmenet. Studstrupværkets emissioner er allokeret efter energikvalitet til henholdsvis el- og varmeproduktion. Det betyder, at emissionerne i højere grad tilskrives elproduktionen end varmeproduktionen, da el har en højere energikvalitet end varme. Det vurderes endvidere, at 50% af varmeproduktionen hentes som effektivisering af elproduktionen, mens de resterende 50% hentes ved kulfyring. Det betyder, at halvdelen af varmeproduktionen er 'gratis' og derfor ikke får tilskrevet emissioner. Forbrændingsanlægget er nærmere beskrevet i (Riber 2007), der udarbejdet i et projekt parallelt med dette projekt.

For alle andre produkter er det antaget, at genanvendelsesprodukter erstatter tilsvarende, konventionelle produkter på markedet, evt. med indregnet lødighedstab som følge af, at genvundet materiale kan have en lavere kvalitet end konventionelle produkter.

Emissioner til miljøet kan give påvirkninger i mange år. Tidsmæssigt inkluderer livscyklusvurderingen miljøpåvirkninger, der finder sted inden for 100 år. Ved deponering af affald udvaskes kun mindre del af de potentielt miljøfarlige stoffer inden for de første 100 år. Derfor kan en livscyklusvurdering ikke beregne potentielle påvirkninger fra langtidsdeponering af affald. Dette er vigtigt at have for øje, når man sammenligner deponering med andre behandlingsformer.

3.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed er en kvantitativ og kvalitativ definition af den ydelse, som er grundlag for miljøvurderingen. Ved sammenligning af det nuværende affaldssystem med scenarier for fremtidige systemer skal den funktionelle enhed være den samme. Ellers er systemerne ikke sammenlignelige. Den funktionelle enhed er:

Bortskaffelse (indsamling, transport og behandling) af 1 års produktion af husholdningsaffald (dagrenovation, storskrald og farligt affald) i Århus Kommune

Livscyklusvurderingen er udført for det nuværende affaldssystem i Århus Kommune med data fra 2005. Resultaterne er således tidsmæssigt begrænset til at være gyldige for systemet i dette år og efterfølgende år, såfremt der ikke sker væsentlige ændringer i affaldssammensætningen eller behandlingsteknologierne.

3.3 Systembeskrivelse

Livscyklusvurderingen foretages for alt husholdningsaffald i Århus Kommune produceret i 2005. Systemet omfatter både dagrenovation, storskrald og farligt affald, og her opsummeres, hvilke affaldsfraktioner og indsamlingsordninger affaldstyperne omfatter. For hver af affaldstyperne er det identificeret hvilke affaldsfraktioner, der sorteres i, og årsmængderne for hver affaldsfraktion er opgjort. Dernæst er det identificeret hvor og hvordan, affaldet behandles. For mere detaljerede beskrivelser henvises til bilagsrapporter 1-3 (Merrild 2007a), (Larsen and Fjelsted 2007b) og (Larsen and Fjelsted 2007a).

Dagrenovation er den type af affald, der dagligt produceres i husholdningen. Det er mængdemæssigt den største affaldstype med en årlig mængde på 91.735 ton. Der er etableret kildesortering af papir, glas samt batterier, metal og elektronikaffald. Affald, der ikke kildesorteres i de nævnte fraktioner, bortskaffes som restaffald og brændes på forbrændingsanlægget. Papir og småt pap indsamles gennem en frivillig henteordning eller via kubeordningen. Glas kan afleveres i centralt placerede kuber. I midtbyen findes kuber til batterier, metal og elektronikaffald, mens enfamilieboliger kan aflevere batterier i en pose på skraldespandslågene. Disse ordninger står for ca. 1/3 af de indsamlede batterier. Den overordnede genanvendelsesprocent for dagrenovation er ca. 25%

Storskrald er større genstande, der kun bortskaffes lejlighedsvis. Det er først og fremmest indbo og møbler, men byggeaffald fra private er også regnet som storskrald i dette affaldssystem. Den primære indsamlingsordning for storskrald med 91% af den samlede mængde er de 5 (i 2005) centrale genbrugsstationer, hvor borgerne kan aflevere deres affald. Her kan man også aflevere genanvendelige fraktioner fra dagrenovation samt alle fraktioner af farligt affald. Der er også etableret en storskraldsordning, hvor borgerne efter tilkald kan få afhentet storskrald. I midtbyen foregår indsamlingen som ruteindsamling med faste afhentningsdage. Etageboliger kan indgå aftale om faste afhentninger. Selvom der udsorteres 10 genanvendelige fraktioner fra storskrald er restfraktionerne af brændbart affald og deponiaffald mængdemæssigt de største fraktioner, udover beton og tegl. Den samlede mængde storskrald i 2005 var 71.317 ton inkl. 23.906 ton beton og tegl. Fra Affaldscenter Århus og de øvrige genbrugsstationer sendes affaldet til videre behandling. Behandlingsformerne kan være genvinding, forbrænding eller deponering. Den overordnede genanvendelsesprocent er ca. 70% inkl. beton og tegl.

Farligt affald er en affaldstype, der omfatter en lang række produkter, der er vurderet at være sundheds- eller miljøskadelige og derfor bør håndteres særskilt for at sikre den mest skånsomme bortskaffelse. Det samles via et flerstrengt indsamlingssystem, hvor de centrale genbrugsstationer er den vigtigste ordning med ca. 84% af den samlede mængde farligt affald. Derudover indsamles visse fraktioner af farligt affald via storskraldsordningen, viceværtordningen og forhandlere. Batterier kan afleveres i beholdere på kontorer og institutioner. Alt farligt affald indsamles hos Modtagestation for Farligt Affald og sendes herfra til videre behandling. Behandlingsformerne kan være genvinding, forbrænding eller anden form for destruktion samt deponering. Den totale mængde farligt affald er opgjort til 501 ton i 2005, heraf er ca. 71% malingaffald.

Tabel 4 viser den totale mængde husholdningsaffald og enhedsmængden pr. borger i kommunen i basisåret fordelt på affaldstyper og -fraktioner. Samlet set produceres der årligt 163.553 ton husholdningsaffald, hvilket svarer til 553 kg pr. borger. Af tabellen fremgår også, at størstedelen af fraktionerne er inkluderet i miljøvurderingen samt behandlingsformen for fraktionerne. De fleste

fraktioner er udsorteret til genanvendelse eller specialbehandling, men for alle affaldstyper er der også en rest, der forbrændes. På grund af besværligheder med at fremskaffe alt nødvendigt data er ikke alle fraktioner inkluderet i miljøvurderingen.

Tabel 4. Kortlægning af affaldsmængder og behandling for alle affaldsfraktioner.

Affaldsfraktion	Total mængde i 2005 [ton]	Mængde pr. indbygger i 2005 [kg]	Inkluderet i LCA	Behandlingsform
Dagrenovation				
Restaffald	69.031	233,6	Ja	Forbrænding
Papir og småt pap	18.532	62,7	Ja	Genanvendelse
Glas	4.148	14,0	Ja	Genanvendelse
Midtbykuber og batterier	24	0,1	Delvist	Forbr./genanv./dep
Total dagrenovation	91.735	310,4		
Storskrald				
Vinduer og døre	1.351	4,6	Ja	Genanvendelse
Pap	1.230	4,2	Ja	Genanvendelse
Jern og metal	5.765	19,6	Ja	Genanvendelse
Kølemøbler	575	2,0	Ja	Genanvendelse
EE-affald	1.430	4,9	Nej	Genanvendelse
Akkumulatorer	109	0,4	Ja	Genanvendelse
Dæk	180	0,6	Ja	Genanvendelse
Murbrokker og tegl	16.762	57,1	Ja	Genanvendelse
Beton og natursten	7.144	24,3	Ja	Genanvendelse
Gips	1.475	5,0	Ja	Genanvendelse
Trykimprægneret træ	270	0,9	Ja	Deponering
Asbest	1.246	4,2	Ja	Deponering
PVC	193	0,7	Ja	Deponering
Småt brændbart	13.399	45,6	Ja	Forbrænding
Stort brændbart	15.121	51,5	Ja	Forbrænding
Deponiaffald	5.067	17,2	Ja	Deponering
Total storskrald	71.317	242,8		
Farligt affald				
Spildolie	42	0,1	Ja	Genanvendelse
Malingaffald	358	1,2	Ja	Forbrænding
Pesticider	2	0,0	Nej	Forbrænding?
Husholdningskemikalier	25	0,1	Nej	Forbrænding?
Batterier	37	0,1	Delvist	Genanv./dep.
Akkumulatorer	2	0,0	Ja	Genanvendelse
Lyskilder	13	0,0	Nej	Genanvendelse
Spraydåser	12	0,0	Nej	Genanvendelse
Medicin	9	0,0	Nej	Forbrænding?
Tom emballage	2	0,0	Nej	Forbrænding?
Total farligt affald	501	1,7		
Total husholdningsaffald	163.553	553,4		

Systemet omfatter affald fra alle husstande i Århus Kommune. I 2005 er antallet af borgere opgjort til 295.513. Systemet er opdelt på midtby (34.091 husstande), flerfamilieboliger udenfor midtby (57.035 husstande) og enfamilieboliger udenfor midtby (48.325 husstande). De to førstnævnte delsystemer har udelukkende etageboliger, mens det sidstnævnte udelukkende har villaboliger. Det forudsættes, at den totale affaldsmængde pr. borger er konstant uanset boligformen. Dagrenovations sammensætningen er forskellig for etageboliger og villaboliger. Da borgerne i de tre delområder også har forskellige indsamlingssystemer, betyder det, at restaffaldssammensætningen

er forskellig for de tre områder. Det har betydning ved forbrænding af restaffaldet. Indsamlingsordninger og affaldssammensætning for storskrald og farligt affald antages at være uafhængige af boligtypen. Modelleringerne her er derfor opdelt på indsamlingsordninger og ikke på de tre delområder.

3.4 Ændringer siden forrige projekt

Der blev i 2002-2004 gennemført et andet samarbejdsprojekt, hvor det daværende affaldssystem for dagrenovation blev vurderet. På visse punkter er metoden opdateret siden da, hvilket drejer sig om følgende:

- Fjernvarmeproduktion på forbrændingsanlægget antages at substituere fjernvarme produceret på Studstrupværket 50% mod tidligere antaget 100%. Det skyldes at varme til dels er et spildprodukt fra elproduktionen på Studstrupværket. Emissioner fra energiproduktion tilskrives i højere grad elproduktionen end varmeproduktionen, og derfor vurderes denne ændring at være af mindre betydning.
- Elproduktionen på forbrændingsanlægget antages at substituere marginal elektricitet og ikke direkte elproduktion fra Studstrupværket. Det skyldes elektricitet afsættes på et nationalt marked, hvor de marginale producenter i Danmark er kulkraftværkerne. Den marginale producent er den, der fra dag til dag kan indregulere sin produktion efter behovet på markedet. Da Studstrupværket hovedsageligt bruger kul som brændsel er denne ændring formentlig af mindre betydning.
- Det blev tidligere antaget, at affaldsforbrænding er CO₂-neutralt, da det er politisk vedtaget. Det er ændret til at affald baseret på kulstof af fossil oprindelse (dvs. plast- og olieprodukter) ikke er CO₂-neutralt. Den politiske tilgang er ændret til en teknisk tilgang.
- Uforbrændte kulbrinter (VOC'er) fra bilmotorer var oprindeligt ikke karakteriseret, men de er nu inkluderet i transportprocesserne. VOC'er er kendt for at have en toksisk effekt på mennesker.
- Århus Forbrændingsanlæg er ombygget siden sidste projekt. Der er derfor gennemført forbrændingstest på de ombyggede ovnlinier, således at det er data for det ombyggede anlæg, der indgår i modelleringen.

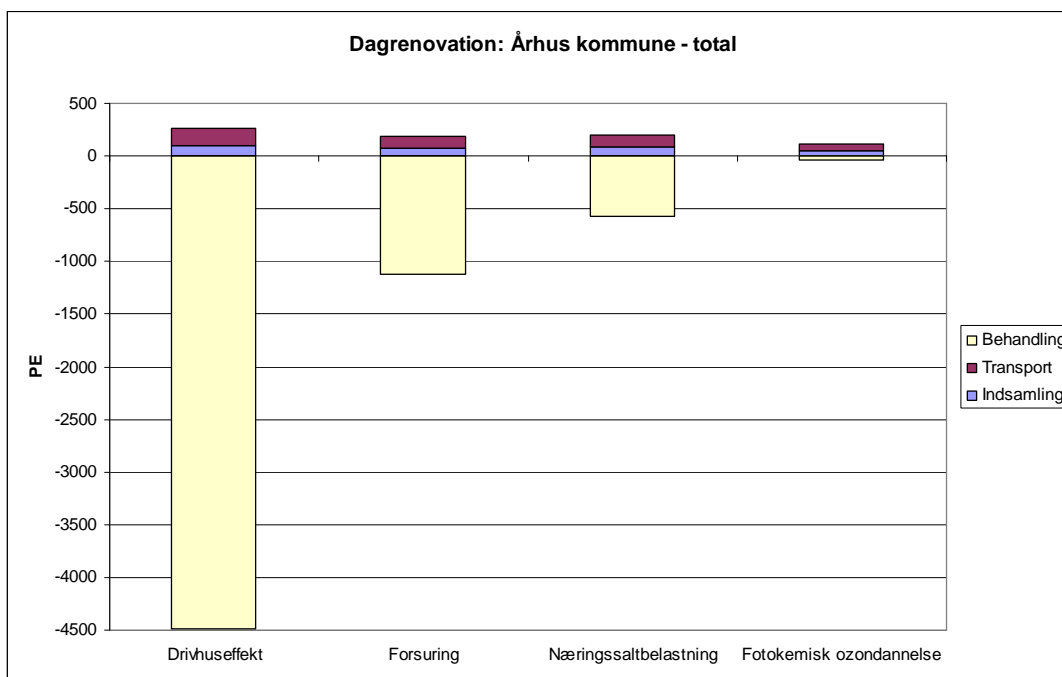
4 Resultat: Dagrenovation

4.1 Livscyklusvurdering

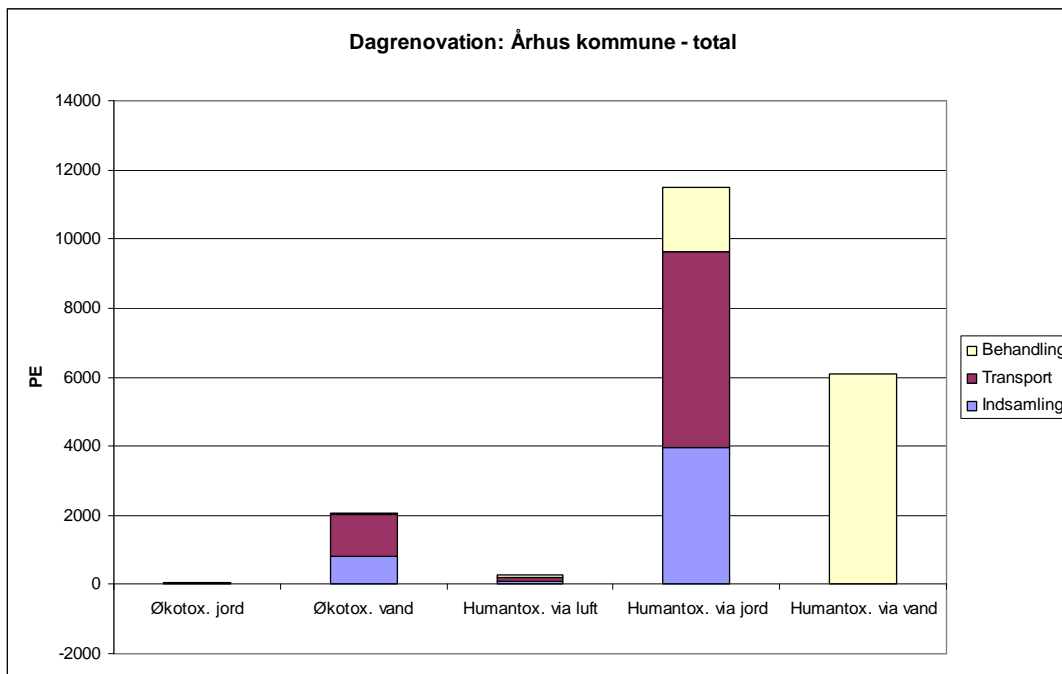
4.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger fra dagrenovationssystemet

Basisscenariet er det nuværende affaldssystem i Århus Kommune med de mængder og behandlingsformer, som er beskrevet i bilagsrapport 1 (Merrild 2007a). Figur 2 og Figur 3 viser hhv. de ikke-toksiske og toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem i Århus Kommune opgjort på affaldssystemets faser. *Indsamling* omfatter indsamling og transport til første modtageanlæg, *transport* er videretransport til behandlingsanlæg, mens *behandling* er affaldsbehandling inklusiv substitution af materialer og energi. Det ses, at de ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra behandlingsfasen resulterer i netto undgåede emissioner pga. gevinsten ved, at energi og materialer substituerer for anden produktion. Indsamling og transport giver derimod ophav til nettoemissioner, da disse faser ikke har nogen godskrivning af undgåede processer. Påvirkningerne ved indsamling og transport opvejes dog for kategorierne drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning af en væsentlig større besparelse fra behandlingsfasen.

For de potentielle toksiske miljøpåvirkninger gælder det, at der i alle påvirkningskategorier er en nettoemission af toksiske stoffer – dagrenovationssystemet bidrager således indenfor disse miljøpåvirkningskategorier til miljøbelastningen i Århus Kommune. De væsentligste miljøpåvirkninger er humantoksicitet via jord, humantoksicitet via vand og økotoksicitet i vand. Indsamling, transport og behandling bidrager alle til humantoksicitet via jord, mens humantoksicitet via vand udelukkende skyldes behandlingsfasen.



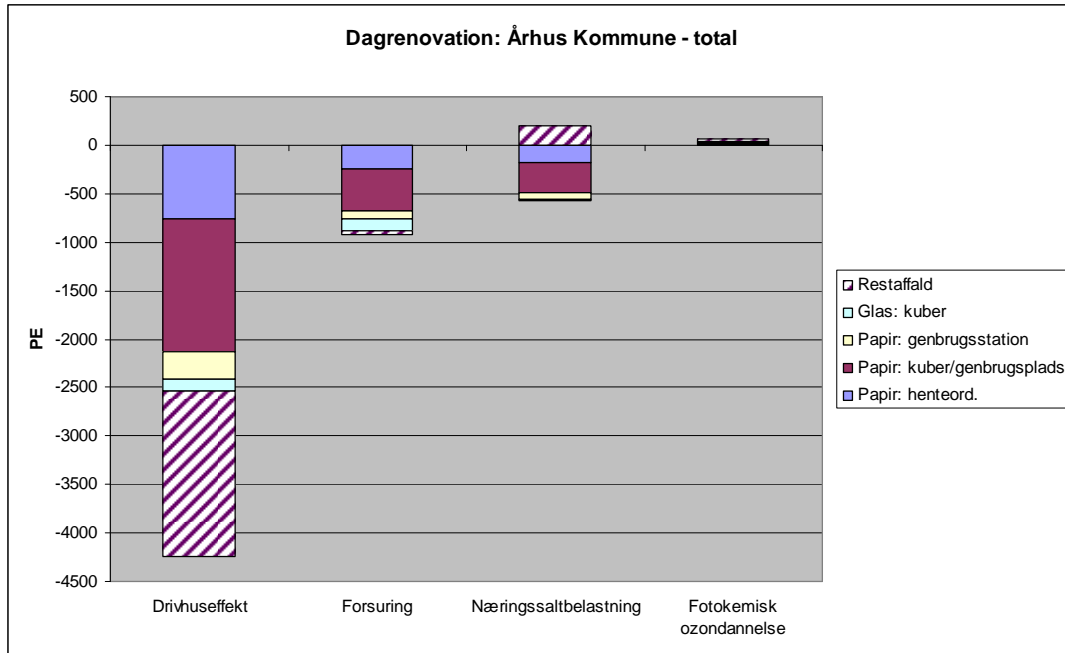
Figur 2. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem (91.735 ton) opgjort på systemets faser.



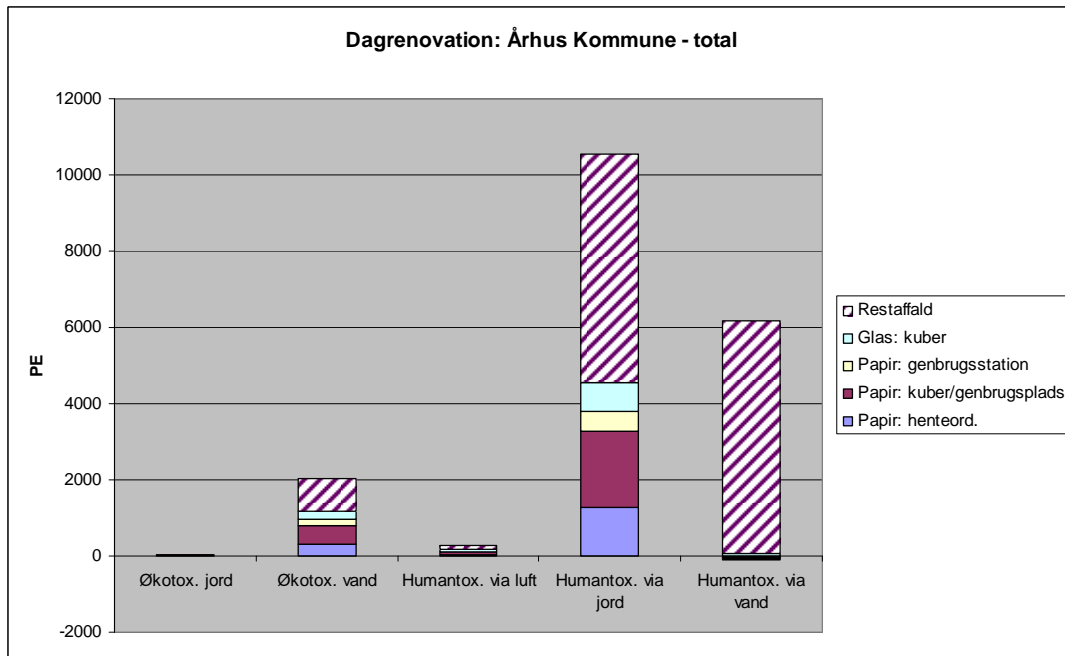
Figur 3. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem opgjort på systemets faser.

Man kan også anskue dagrenovationssystemets komponenter som vist på Figur 4 og Figur 5, hvor miljøbelastningen i de forskellige påvirkningskategorier er opdelt i forhold til bidraget fra de enkelte indsamlingsordninger. Indsamlingsordningerne er her defineret som hele rækken af processer, der bidrager til de potentielle miljøpåvirkninger - f. eks. inkluderer indsamlingsordningen "Papir: genbrugsstation" indsamling, transport, håndtering på sorteringsanlæg, fremstilling af genbrugspapir samt den tilhørende substitution af primær papirproduktion. Det ses, at papirgenbruget for de tre indsamlingsordninger bidrager mere til undgåede emissioner i drivhusgaskategorien end behandling af restaffald ved forbrænding. I kategorierne forsuring og næringssaltbelastning skyldes de undgåede emissioner ligeledes overvejende genbrugsordningerne. Mht. de toksiske påvirkningskategorier er der netto-emissioner af toksiske stoffer i alle påvirkningskategorier. Her spiller indsamlingsordningen for restaffald med tilhørende forbrænding en stor rolle; for humantoksicitet via vand skyldes den potentielle miljøeffekt næsten udelukkende denne indsamlingsordning.

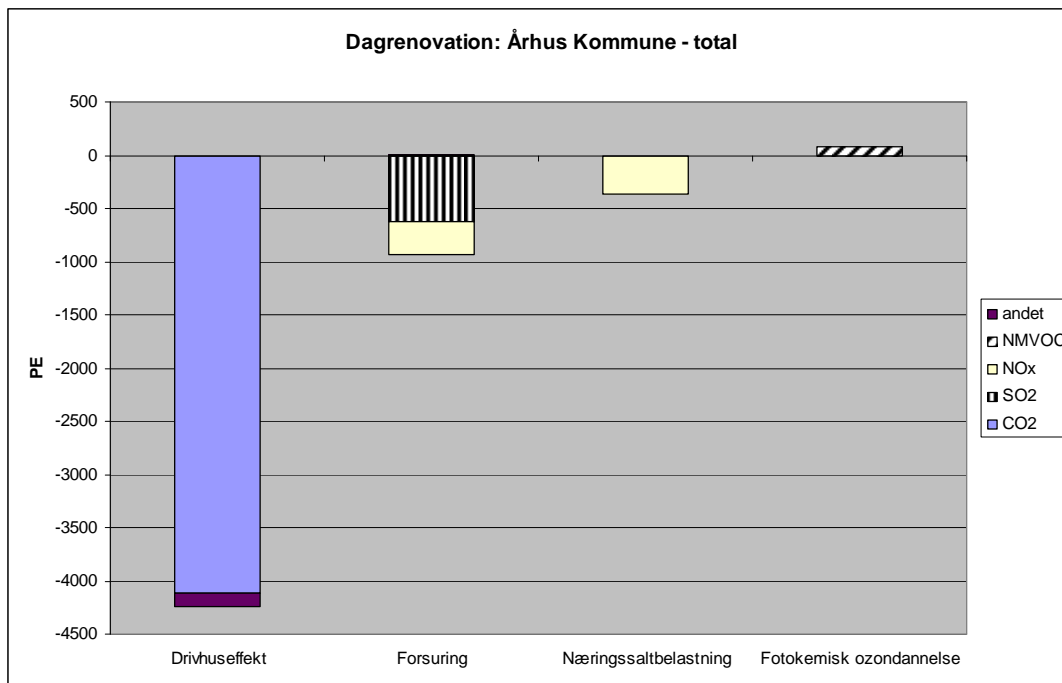
Ud fra den samlede livscyklusopgørelse af emissioner (LCI: Life Cycle Inventory) kan kemiske stoffer og stofgrupper, som har afgørende betydning for miljøpåvirkningerne, identificeres. I Figur 6 og Figur 7 er vist de vigtigste kemiske stoffer og stofgrupper, og deres bidrag til de forskellige påvirkningskategorier. Den undgåede drivhuseffekt skyldes næsten udelukkende sparet CO₂-emission, forsuringseffekten deles mellem SO₂ og NO_x og næringssaltbelastningen skyldes udelukkende sparet NO_x-emission. NMVOC (non-methan volatile organic carbon) udgør en miljøbelastning ved at bidrage til fotokemisk ozondannelse (smog). For de toksiske påvirkningskategorier er det VOC, kviksølv, PAH'er og strontium, som alle bidrager med nettoemissioner, og som står for mere end 98 % af den potentielle toksiske miljøbelastning. VOC belaster miljøet i påvirkningskategorierne humantoksicitet via jord og humantoksicitet via luft. Kviksølv er den eneste kilde til humantoksicitet via vand, men påvirker også humantoksicitet via jord. Økotoksicitet i vand skyldes emission af PAH'er og strontium.



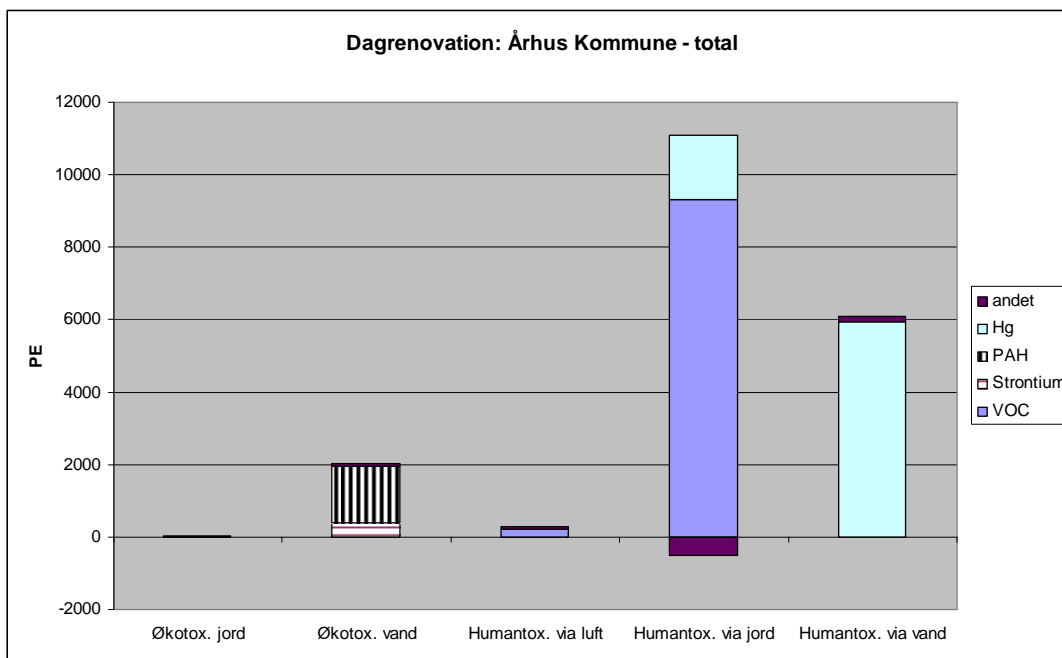
Figur 4. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem opgjort for indsamlingsordningerne.



Figur 5. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem opgjort for indsamlingsordningerne.



Figur 6. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem opgjort på enkeltstoffer og stofgrupper.



Figur 7. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger for det samlede dagrenovationssystem opgjort på enkeltstoffer og stofgrupper.

I Tabel 5 kan ses, hvilke processer emissionerne stammer fra. Transport og indsamling er adderet og vist for sig, og processerne er opdelt på papirgenbrug, glasgenbrug og forbrænding af restaffald. De undgåede CO₂-emissioner stammer i høj grad fra genbrugsprocesserne, idet genfremstilling af papir og glas er mindre energikrævende end fremstilling af nyt papir og glas fra råmaterialer.

Forbrændingsanlægget bidrager ligeledes til undgået drivhuseffekt, da den producerede elektricitet og varme erstatter energi fremstillet ud fra fossilt brændsel. Emissioner af NO_x og SO₂ er ligeledes knyttet til energiproduktion. VOC kommer fra transport og indsamling, idet denne stofgruppe dannes ved forbrænding i dieselmotorer. Under NMVOC-gruppen finder man organiske forbindelser, som stammer fra forbrænding af fossilt brændsel i stationære maskiner, f.eks. i forbindelse med produktion af brændstof.

Den eneste kilde til kviksølvemission i forbindelse med håndteringen af dagrenovation i Århus Kommune er forbrændingsanlægget, hvor det frigives ved afbrænding af affaldet. PAH- og strontiumemissionerne, som udgør det samlede bidrag til påvirkningskategorien økotoksicitet i vand, skyldes emissioner ved selve fremstillingen af dieselolie fra råolie, og det ligger således uden for Århus Kommunes rækkevidde at påvirke denne emission. Det er umiddelbart overraskende, at strontium er så betydningsfuld, da det almindeligvis ikke er et kendt miljøproblem. Det samme gør sig gældende for den toksiske effekt fra VOC via jord. VOC er en luftemission, og derfor kan den forventes at have en toksisk effekt på mennesker via luft. Det bør således undersøges nærmere, om karakterisering af netop disse emissioner er korrekte. Det skal nævnes, at metoder for opgørelse af toksiske miljøpåvirkninger er under revidering, da der ikke er konsensus om fremgangsmåden blandt forskellige LCA-metoder, men UMIP-metoden vurderes at være forholdsvis sikker i sin metode.

Tabel 5. De mest betydningsfulde emissioner fra dagrenovationssystemet fordelt på transport og indsamling samt behandlingsprocesser.

	Ton/år					Kg/år			
	CO ₂	SO ₂	NO _x	NM-VOC	VOC	Kviksølv	PAH	Bly	Strontium
Proces:									
Indsamling+ transport	2164	2	17	5	1		0,5		210,5
Genbrug: papir	-21.259	-24	-56						
Genbrug: glas	-1.240	-6	-4					49,2	
Forbrænding	-15.497	-18	11			2,8		0,9	4,4

Billedet kompliceres af de substitutioner, som indgår i beregningen af miljøpåvirkningerne. Således kan nettoemissionen af NO_x fra forbrændingsanlægget, som det ses af Tabel 6, opløses i processpecifikke emissioner og undgåede emissioner ved substitution af forurenende processer. Den reelle udledning af NO_x fra Århus Forbrændingsanlæg udgør 89,6 ton/år, mens der undgås 78,7 ton NO_x-emission ved substitution, hvilket resulterer i en nettoemission på 11 ton/år. Der er derfor et relativt stort potentiale for at forbedre dagrenovationssystemets miljøprofil ved at nedbringe NO_x-emissionerne, hvorimod at nedbringe SO₂-emissionerne ikke vil have samme effekt, da der kun forekommer processpecifikke emissioner på 1,2 ton/år SO₂ fra forbrændingsanlægget i forhold til en undgået emission på 19,7 ton/år.

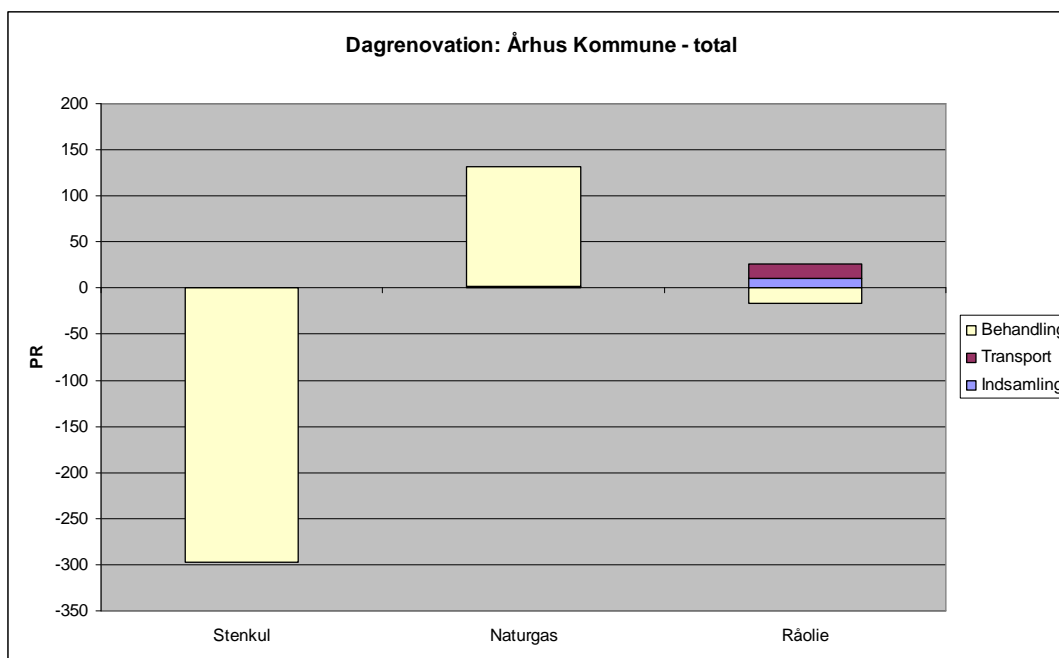
Emissionen af kviksølv fra forbrændingsanlægget er ikke processpecifik, men skyldes kviksølvindhold i restaffaldet. En mindskning af emissionerne ved bedre rensning af røggas vil resultere i en miljøforbedring for hele affaldssystemet, men som det ses nedenfor (i afsnit 4.1.3), kan det for affaldsspecifikke emissioner som kviksølv være lige så hensigtsmæssigt at nedbringe emissioner ved at udsortere de pågældende affaldsfraktioner fra restaffaldet.

Tabel 6. De mest betydningsfulde emissioner fra Århus Forbrændingsanlæg.

	Total	Proces- specifikke	Affalds- specifikke	Substitutioner o.a.
NOx (ton/år)	10,9	89,6	0	-78,7
SO2 (ton/år)	-18,0	1,2	0	-19,2
Kviksølv (kg/år)	2,8	0,0	3,1	-0,3

4.1.2 Ressourceforbrug fra dagrenovationssystemet

Figur 8 viser forbruget af de vigtigste ressourcer opgjort i personreserver (PR). Der er en nettobesparelse af stenkul på ca. 300 personreserver, som stammer fra substitutioner i forbindelse med genbrugsprocesserne samt forbrænding af affald på forbrændingsanlægget. Der er derimod et nettoforbrug af naturgas og råolie i dagrenovationssystemet. Naturgas benyttes som brændsel ved produktion af genbrugspapir og genbrugsglas. Samlet set er der et lille forbrug af råolie, som stammer fra produktion af dieselolie til indsamling og transport; genbrugsprocesserne substituerer dog en del af råolieforbruget, således at nettoforbruget er nær nul.



Figur 8. Ressourceforbrug for det samlede dagrenovationssystem.

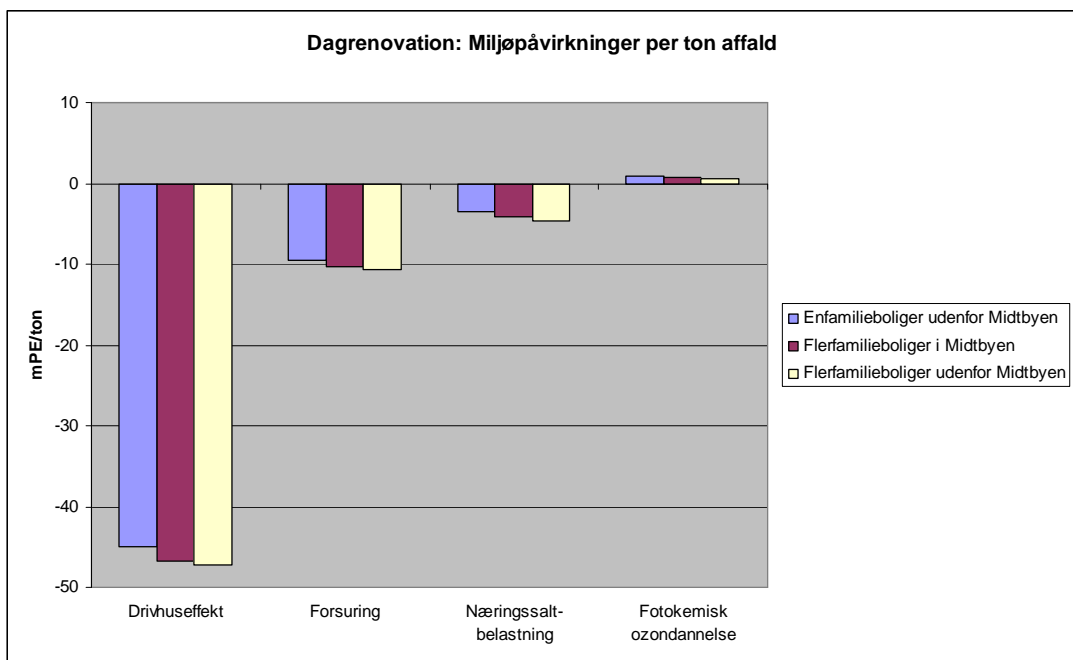
4.1.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på geografiske områder og boligtyper

Figur 9 og Figur 10 viser potentielle miljøpåvirkninger fra dagrenovationssystemet ved opdeling af systemet i enfamilieboliger udenfor Midtbyen, flerfamilieboliger i Midtbyen og flerfamilieboliger udenfor Midtbyen. Mængden af dagrenovation i disse delsystemer er hhv. 40.151, 19.034 og 32.539 ton. For at udjævne de forskelle, som udelukkende skyldes de behandlede affaldsmængder, er miljøbelastningen udregnet per ton affald i de tre delsystemer. Figur 9 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger. Det er en gennemgående effekt, at flerfamilieboliger har lidt lavere miljøpåvirkning i disse påvirkningskategorier end enfamilieboliger. Det skyldes hovedsageligt

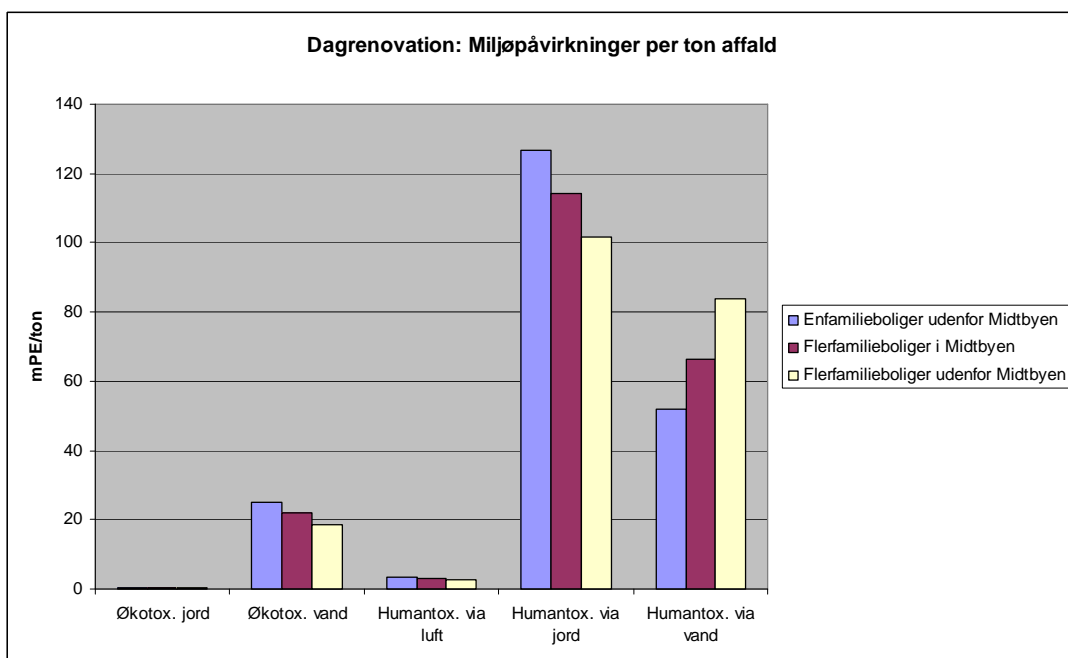
energirelaterede bidrag fra indsamlingsfasen, hvor affaldsindsamlingen fra flerfamilieboliger koster mindre dieselbrændstof end fra enfamilieboliger.

Med hensyn til de toksiske potentielle miljøpåvirkninger fordelt på geografiske områder og boligtyper er der større forskel, som det ses af Figur 10. I påvirkningskategorien humantoksicitet via jord er miljøpåvirkningen størst for enfamilieboliger udenfor Midtbyen, derefter følger flerfamilieboligerne i Midtbyen. Flerfamilieboligerne udenfor Midtbyen har klart lavest miljøpåvirkning per ton affald i denne påvirkningskategori. Humantoksicitet via jord skyldes i høj grad VOC-emission fra indsamling og transport, og denne er direkte proportional med den forbrugte dieselmængde, som er størst ved affaldsindsamlingen fra enfamilieboliger udenfor Midtbyen pga. lange afstande og især mange stop på indsamlingsruten. Indsamling fra flerfamilieboliger er miljømæssigt mest fordelagtigt udenfor Midtbyen, sandsynligvis pga. færre stop og mere optimale kørselshastigheder, som opvejer de længere transportafstande.

For påvirkningskategorien humantoksicitet via vand stiller sagen sig anderledes, idet enfamilieboligerne har den laveste miljøpåvirkning og flerfamilieboligerne udenfor Midtbyen den højeste. Humantoksicitet via vand skyldes næsten udelukkende affaldsspecifik kviksølvemission fra forbrændingsanlægget ved forbrænding af restaffald. I modelleringen er det forudsat, at 98% af alt kviksølv i restaffald findes i materialefraktionen 'batterier'. Enfamilieboligerne udenfor Midtbyen samt flerfamilieboligerne i Midtbyen har indsamlingsordninger, som udsorterer hhv. 25 og 20 % af batterierne i restaffaldet, hvilket giver sig udslag i mindre kviksølvemissioner fra forbrænding af restaffaldet. Den vigtige antagelse om, at kviksølv næsten udelukkende findes i batterier er imidlertid noget usikker. Nye analyser af affaldets sammensætning vil kunne belyse dette bedre, men indtil videre er der ikke belæg for at sige, hvor det målte kviksølv ellers kan stamme fra.



Figur 9. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger per ton dagrenovation fordelt på geografiske områder og boligtyper.



Figur 10. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger per ton dagrenovation fordelt på geografiske områder og boligtyper.

4.1.4 Følsomhedsanalyse

Tabel 7 viser faldet i miljøpåvirkning i personækvivalenter for alle 91.735 ton dagrenovation ved mindskning af de vigtigste emissioner fra dagrenovationssystemet, som direkte kan påvirkes af Århus Kommune. Forbedringer mindre end 10 PE er ikke medtaget i tabellen.

Tabel 7. Miljøgevinst (PE) ved nedsættelse af emissioner fra dagrenovationssystemet.

	Drivhu seffekt	For- suring	Næ- rings- saltbe.	Foto- kemisk smog	Økotox via jord	Økotox via vand	Human tox via luft	Human tox via jord	Human tox via vand
Samlet miljøvurdering uden mindskning af emissioner	-4.236	-929	-370	71	43	2.036	271	10.568	6.081
Euro3 til Euro4- motorer (30% lavere emission)								-2.800	
Forbrændingsanlæg (10% lavere emission)									
Hg								-175	-593
NO _x		-84	-102						
SO ₂									

Det ses, at, den potentielle humantoksicitet via jord kan nedsættes med 2800 PE ved at skifte til Euro4 motorer. Da emissionerne ved forbrænding af dieselolie er proportionale med forbruget, vil et fald i denne størrelse alternativt kunne opnås ved at nedsætte brændstofforbruget 30 %.

Reduktion af emissioner fra forbrændingsanlægget har størst betydning for humantoksicitet via vand og jord, hhv. 595 og 175 PE kan spares ved 10 % reduktion af kviksølvemissionen. En

mindskning af NO_x-emission på 10 % vil have betydning for forsurening og nærings saltbelastning, mens nedsætning af SO₂-emission fra forbrændingsanlægget med 10 % ikke vil have nogen mærkbar betydning for forsureningseffekten fra dagrenovationssystemet.

4.1.5 Opsummering på LCA for dagrenovation

- Dagrenovationssystemet bidrager til undgåede miljøpåvirkninger i tre af de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier pga. substitution af mere forurenende processer. Miljøbesparelserne kommer fra undgået drivhuseffekt: -4.236 personækvivalenter (PE), undgået forsurening: -929 PE og undgået nærings saltbelastning: -370 PE.
- I alle de toksiske miljøpåvirkningskategorier er der tale om nettoemissioner, dvs. miljøbelastninger. De største potentielle toksiske miljøbelastninger fra dagrenovationssystemet kommer fra humantoksicitet via jord: 10.568 PE og fra humantoksicitet via vand: 6.081 PE.
- De kemiske stoffer og stofgrupper, som bidrager i størst udstrækning til miljøpåvirkningerne, er:

Drivhuseffekt:	CO ₂
Forsuring:	SO ₂ og NO _x
Nærings saltbelastning:	NO _x ,
Humantoksicitet via jord:	VOC og kviksølv
Humantoksicitet via vand:	Kviksølv
Økotoksicitet i vand:	PAH'er og strontium

- Af disse stoffer er kviksølv-, NO_x- og VOC-emission til stor del direkte påvirkelig af affaldssystemets udformning i Århus Kommune, idet kviksølv (udelukkende) og NO_x (i nogen grad) stammer fra ufuldstændig rensning af røggasser fra forbrændingsanlægget. VOC-emission stammer i overvejende grad fra forbrænding af dieselolie ved transport og indsamling og er afhængig af motorernes Euro-norm.
- Udsortering af kviksølvholdigt affald, bl.a. batterier, fra restaffaldet har en tydelig gavnlig miljøeffekt især på påvirkningskategorien potentiel humantoksicitet via vand.

4.2 Økonomisk vurdering

Omkostningerne for indsamling af dagrenovation samt omkostninger og indtægter for behandling af det indsamlede affald kan ses i Tabel 8. Fra tabellen fremgår det, at det især er indsamling og behandling af restaffald, der er omkostningsfuldt for kommunen. Dette hænger selvfølgelig sammen med, at mængden af restaffald er den største, at serviceniveauet er højt i forhold til f.eks. kubeindsamlinger, samt at der betales en forholdsvis høj pris for behandlingen. Den gennemsnitlige indsamlings- og behandlingspris for de seks indsamlingsordninger er præsenteret i Tabel 9. Denne opgørelse viser, at pr. ton er det ordningen for indsamling af batterier, metal og småt elektronik i kuber, der er mest omkostningsfuld. Dette skyldes hovedsagelig, at den mængde affald, man indsamler i disse kuber, er vægtmæssigt lille, da det til stor del er dåser, som har en lille massefylde.

Tabel 8. Omkostninger og indtægter for dagrenovationssystemet (2005-årspriseniveau).

	Indsamlet mængde (ton)	Indsamling (DKK)	Behandling (DKK)	I alt (DKK)
Restaffald	69.031	47.387.399	36.379.337	83.766.736
Papir – bringeordninger	8.085	2.515.360	-2.752.943	-237.583
Papir – henteordninger	10.447	5.859.215	-3.557.204	2.302.011
Flasker og glas	4.148	1.811.384	-736.270	1.075.114
Affald fra kuber til batterier, metal og småt elektronik	11,9	280.596	46.846	327.442
Batterier på skraldespande	12,5	-	97.711	97.711
I alt	91.735	57.853.954	29.477.477	87.331.431

Tabel 9. Gennemsnitlige enhedsomkostninger for indsamling og behandling (2005-årspriseniveau)

	Indsamling (DKK/ton)	Behandling (DKK/ton)	I alt (DKK/ton)
Restaffald	687	527	1.267
Papir - bringeordning	311	-341	-30
Papir - henteordning	561	-341	221
Flasker og glas	436	-178	259
Affald fra kuber til batterier, metal og småt elektronik	20.456	3.904	24.360
Batterier på skraldespande	-	7.820	7.820

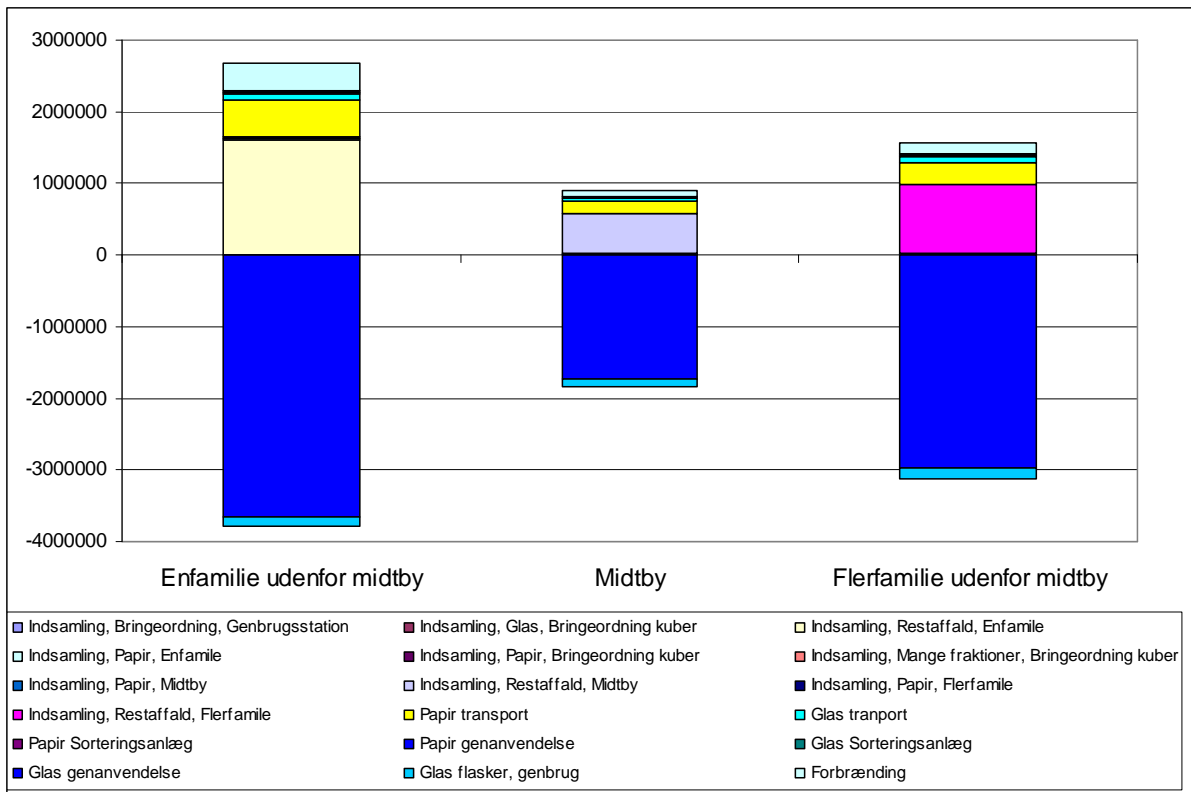
Ud fra massestrømmene for de tre delsystemer Midtby, Flerfamilieboliger udenfor midtby og Enfamilieboliger udenfor midtby kan omkostningerne deles op på de tre delsystemer. Dette er gjort ved at fordele den totale omkostning for hver fraktion vha. den procentmæssige massefordeling. For papir indsamlet på genbrugsstationen bruges samme enhedsomkostning som papir indsamlet via bringeordning. Omkostninger pr. delsystem er vist i Tabel 10.

Tabel 10. Omkostninger for delt på de tre delsystemer (2005-årspriseniveau).

	Enfamilieboliger udenfor midtbyen (DKK)	Midtby (DKK)	Flerfamilieboliger udenfor midtbyen (DKK)
Restaffald	36.667.731	17.373.685	29.725.321
Papir - bringeordning	-75.695	-35.877	-61.332
Papir - henteordning	1.007.827	477.644	816.540
Papir - genbrugsstation	-28.302	-13.426	-22.951
Flasker og glas	470.644	223.092	381.378
Affald fra kuber til batterier, metal og småt elektronik	0	327.442	0
Batterier på skraldespande	97.711	0	0
I alt	38.139.916	18.352.560	30.838.955

De miljøøkonomiske omkostninger udgør for dagrenovationssystemet i alt -3.659.587 DKK beregnet med priserne fra (DMU 2007). Dvs. der er en miljøøkonomisk besparelse for affaldsbehandlingen i det nuværende system. Ud af de ca. 3,7 millioner udgør delsystemerne Enfamilieboliger udenfor midtbyen 32%, Midtbyen 25% og Flerfamilieboliger udenfor midtbyen 43% af besparelsen. De største godskrivninger kommer fra sparede emissioner af NO_x og SO₂, mens de største belastninger kommer fra emissioner af Pb. Figur 11 viser miljøomkostningerne for

de tre delsystemer og hvilke processer der bidrager til det samlede resultat. For alle tre delsystem er det papirgenanvendelse, der er den proces, der er den største og bidrager til, at alle tre delsystem har en overordnet miljøøkonomisk besparelse. Det er undgået udledning af NO_x fra godskrivning af jomfruelig papirproduktion, der er den største post her. Den største omkostning i de tre delsystemer skyldes indsamling af restaffald, igen er det NO_x, der giver det største bidrag. Sammenlignet med de budgetøkonomiske omkostninger for dagrenovationssystemet er de miljøøkonomiske omkostninger små. De er af en størrelsesorden modsvarende ca. 4% af budgetøkonomien. De miljøøkonomiske beregninger er meget usikre og afhænger meget af hvilke emissioner, der er prissatte. I den valgte metode er det kun få emissioner der er prissatte, nemlig PM_{2,5}, NO_x, Nitrat, SO₂, Sulfat, Hg og Pb. Andre prissætningskilder kan derfor give et helt andet resultat. Dette er nærmere diskuteret under afsnittet med den samlede økonomi for husholdningsaffald, se afsnit 7.2.



Figur 11: Miljøomkostninger for dagrenovationssystemet fordelt på de tre delsystemer og processer (DKK)

5 Resultat: Storskrald

5.1 Livscyklusvurdering

5.1.1 Ikke-toksiske miljøpåvirkninger – alle fraktioner

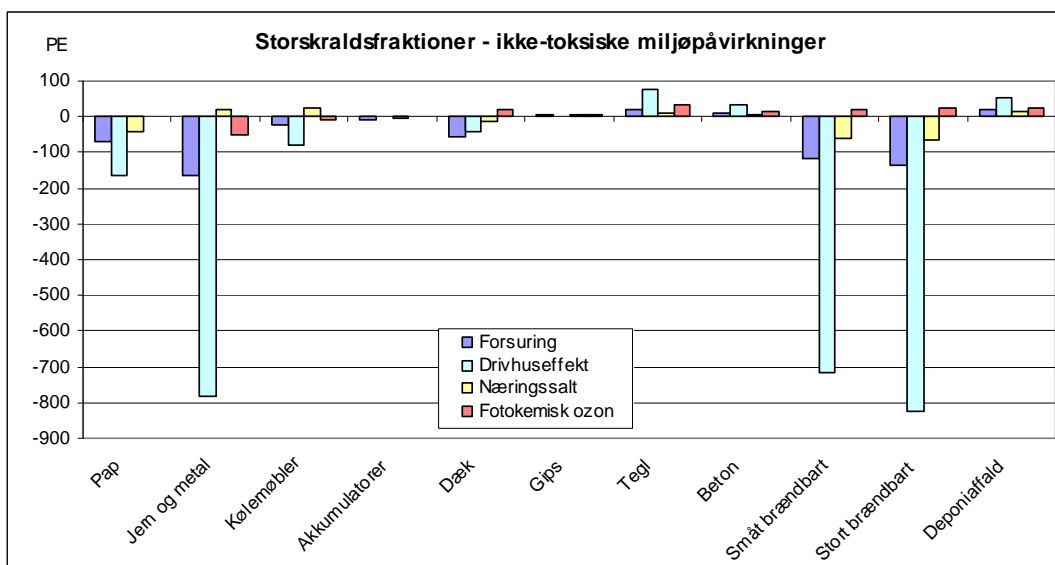
Resultatet for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger fordelt på fraktioner er vist i Figur 12. For de fleste fraktioner, hvor affaldet nyttiggøres (pap, jern og metal, kølemøbler, akkumulatorer, dæk, småt brændbart og stort brændbart), ses undgåede miljøpåvirkninger for især forsurening, drivhuseffekt og næringssaltbelastning. De vigtigste stoffer, der giver bidrag hertil er SO₂ og NO_x til forsurening, CO₂ til drivhuseffekt og NO_x til næringssaltbelastning. Alle disse emissioner kan som hovedregel relateres til energianvendelse inkl. opstrømsproduktion i de substituerede teknologier. Da genanvendelse er mindre energikrævende end produktion af nye produkter, opnår man således en række undgåede miljøpåvirkninger. Ved forbrænding fortrænges kulbaseret energiproduktion, hvilket ligeledes medfører færre forbrændingsrelaterede emissioner. Kul er regnet som 100% fossilt brændsel, mens det er antaget at kun 25% af C-indholdet i brændbart affald er af fossil oprindelse. Kun C af fossil oprindelse regnes for at give et bidrag til øget drivhuseffekt. Derfor opnås en væsentligt besparelse i drivhuseffekt, selvom den samlede CO₂-produktion er større ved affaldsforbrænding end ved kulkraft pr. produceret energienhed. Emission af NO_x er mindre ved affaldsforbrænding end ved kulkraft pr. produceret energienhed, hvilket er årsagen til undgåede miljøpåvirkninger for forsurening og næringssaltbelastning. Dertil kommer, at svovlindholdet er højere i kul end i brændbart storskrald, hvilket medfører undgået emission af SO₂, som giver det væsentligste bidrag til forsurening.

For papaffald undgås også næringssaltbelastning pga. mindre udledning af N og P til vandmiljøet fra papproduktion.

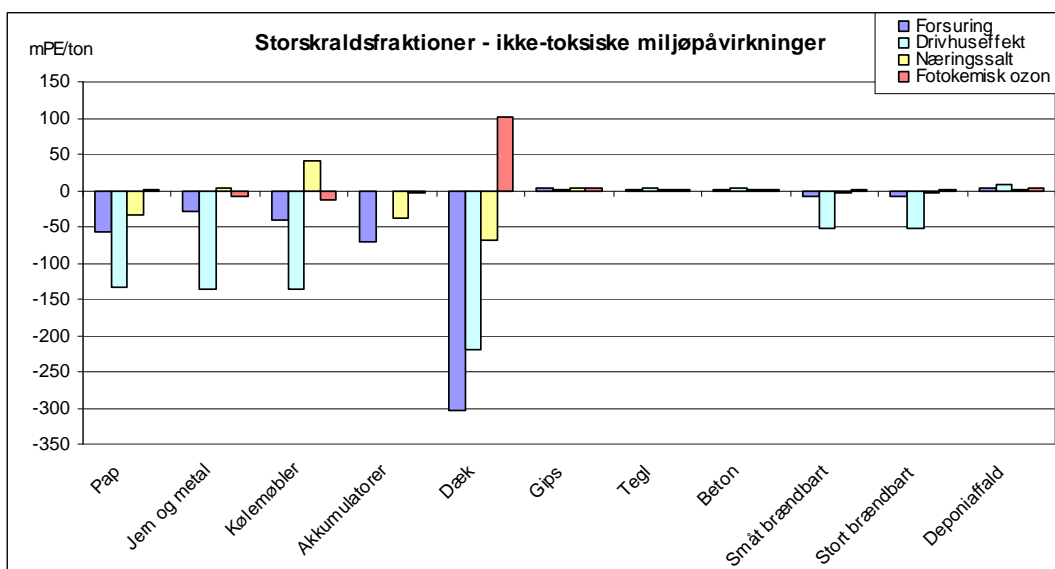
I de fleste tilfælde er der en nettobelastning for fotokemisk ozondannelse, hvilket kan relateres til transport af affaldet, da de væsentligste stoffer er VOC og CO fra forbrændingsmotorer.

Gips og deponiaffald substituerer intet, og derfor er der en nettobelastning fra transport og oparbejdning. Tegl og beton substituerer grus, men knusning af tegl og beton er mere energikrævende end udgravning af grus, og derfor er der også her en nettobelastning på alle miljøpåvirkningskategorier.

I Figur 13 er de ikke-toksiske miljøpåvirkninger pr. ton affald af hver fraktion vist. De største besparelser opnås for fraktioner, hvor affaldet substituerer for mere produktionsenergiekrævende materialer. Lidt mindre er miljøbesparelserne pr. ton af det brændbare affald. For gips, beton, tegl og deponiaffald er der et beskedent bidrag fra transport og oparbejdning pr. ton.



Figur 12. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (69887 ton storkrald).



Figur 13. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).

5.1.2 Toksiske miljøpåvirkninger – alle fraktioner

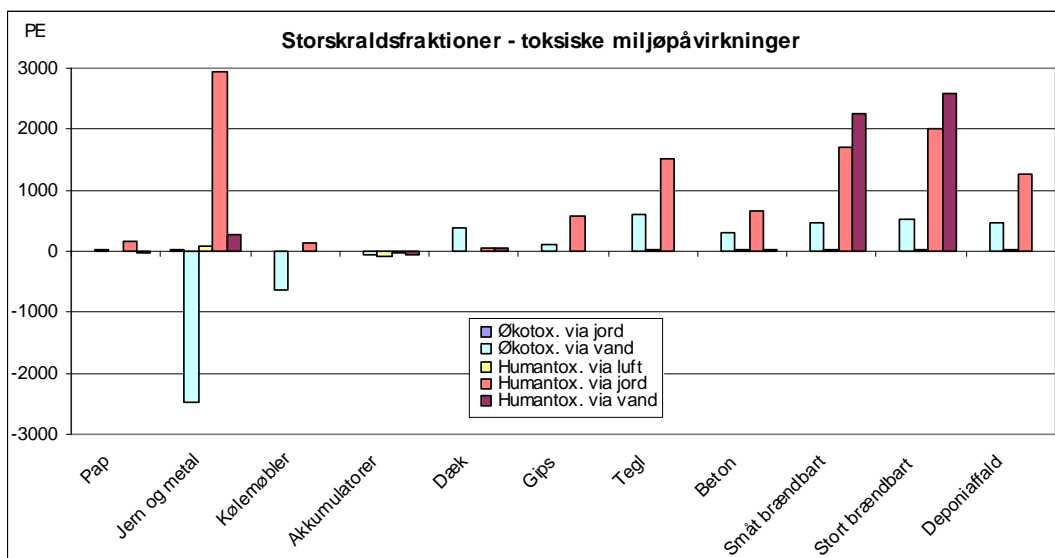
Figur 14 og Figur 15 viser resultaterne for de toksiske miljøpåvirkninger for storskrald opgjort henholdsvis på den totale mængde storskrald og pr. ton af fraktionen.

For pap, gips, tegl, beton og deponiaffald er der væsentlige påvirkninger i kategorierne økotoksicitet via vand og humantoksicitet via jord. Det skyldes henholdsvis emission af PAH og VOC, der kan relateres til transportprocesserne. Udvaskning af tungmetaller fra tegl, beton og deponiaffald har i sammenligning hermed meget lille betydning. Fra papgenvidningen modvirkes påvirkninger fra transport dog i et vist omfang af undgået emission af tungmetaller, som stammer fra opstrømsprocesser fra det sparede energiforbrug.

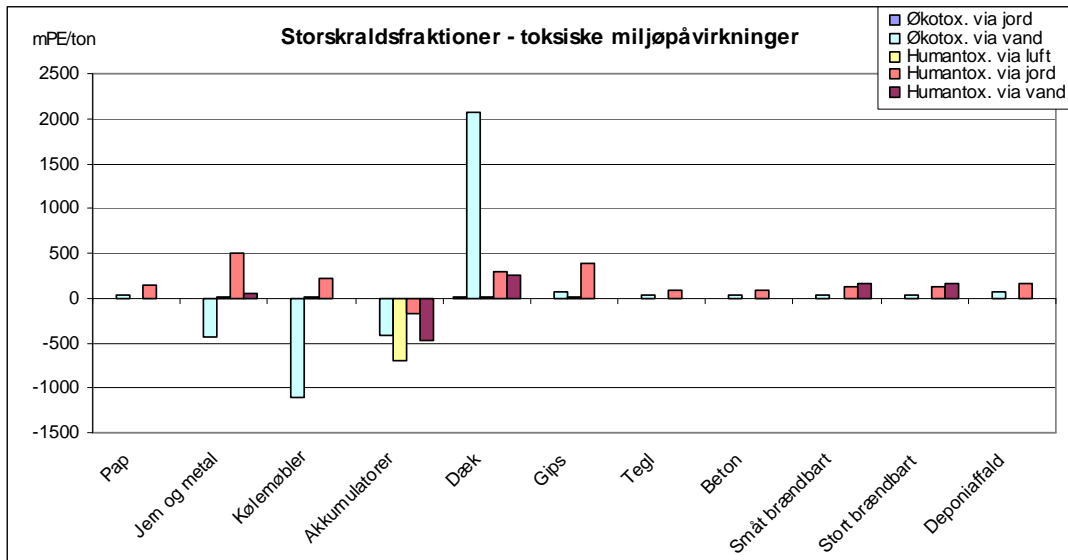
Lidt anderledes er det for jern og metal og kølemøbler, hvor der ses en undgået belastning af økotoksicitet via vand som følge af undgået produktion af nye metaller. De væsentligste undgåede emissioner er jern (jern- og aluminiumproduktion) og PAH (aluminiumproduktion).

De undgåede toksiske påvirkninger fra genvidning af akkumulatorer skyldes i alle tilfælde næsten udelukkende emission af bly fra blyfremstilling.

Det brændbare affald transporteres kort, og derfor er det ikke udelukkende transportprocesserne, der til de toksiske miljøpåvirkninger. Som resultatet for dagrenovation viser, giver kviksølv fra affaldet alene det største bidrag til humantoksicitet via vand (ca. 99%). Kviksølv bidrager også til humantoksicitet via jord (ca. 36%), men VOC fra forbrændingsmotorer er stadig den vigtigste (ca. 62%). For økotoksicitet via vand bidrager tungmetaller og dioxin fra røggassen til mindre end 10% af den samlede belastning i denne kategori. Selen (økotoksicitet via jord og vand) og NO_x (humantoksicitet via luft og jord) er de to vigtigste emissioner fra den undgåede kulbaserede energiproduktion. Et væsentligt usikkerhedsmoment er dog, at selen ikke er målt på forbrændingsanlægget, og derfor kun tæller med i substitutionsprocessen. Det skal også overvejes, om NO_x reelt udgør et toksicitetsproblem, ligesom det er tilfældet med VOC og strontium, hvilket er diskuteret nærmere i afsnit 4.1.1.



Figur 14. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (69887 ton storskrald).



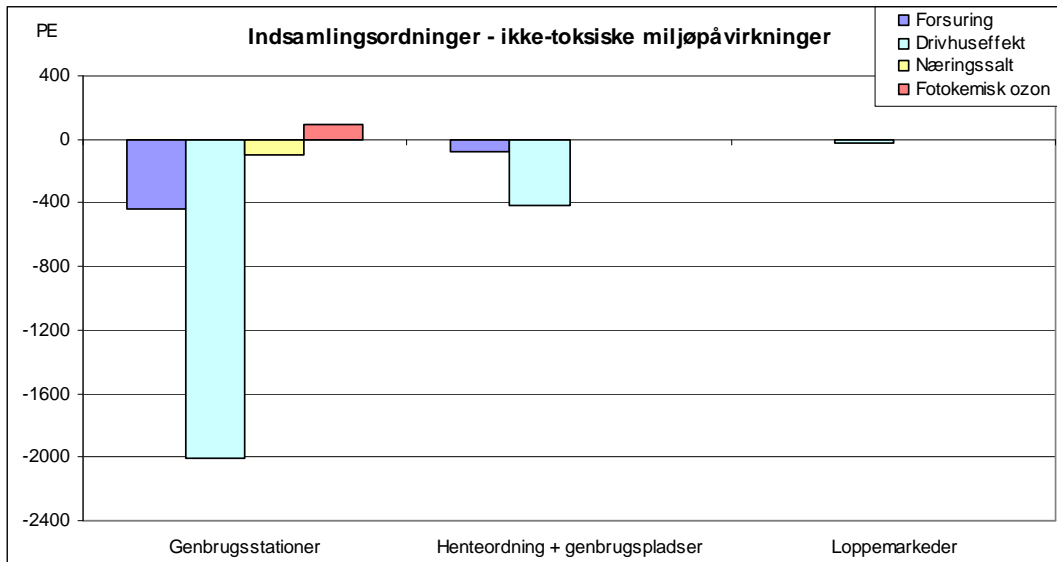
Figur 15. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).

5.1.3 Ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger - indsamlingsordninger

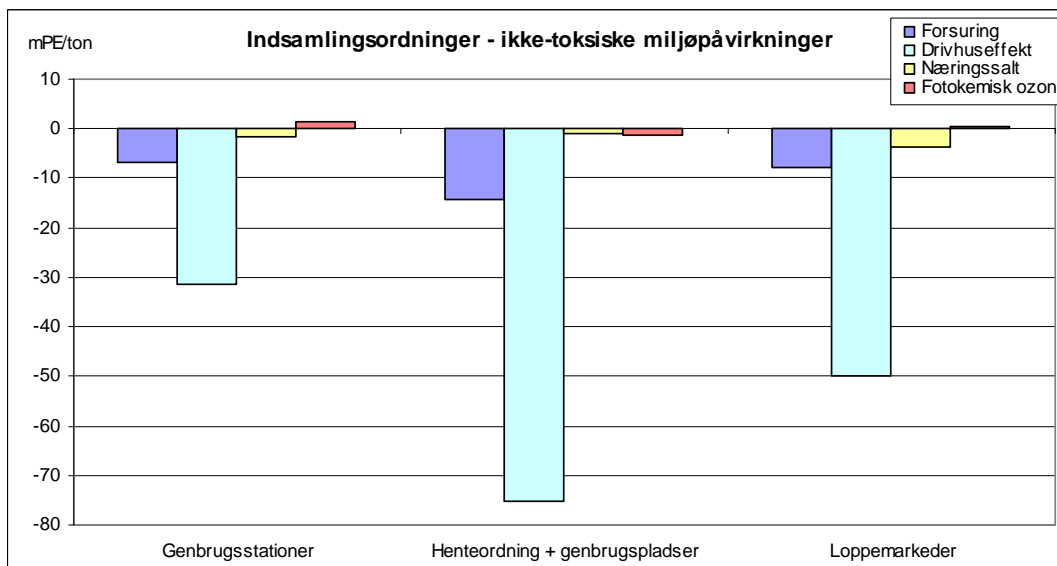
Livscyklusvurderingens resultater kan også præsenteres opgjort på indsamlingsordninger i stedet for fraktioner. Resultaterne i Figur 16 viser, at de største ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger – også undgåede påvirkninger – findes for affald fra genbrugsstationerne, hvor også de største affaldsmængder indsamles. Dernæst følger storskraldsordningerne, mens bidraget fra loppemarkeder stort set er uden betydning for det samlede resultat.

Betragter man derimod de ikke-toksiske miljøpåvirkninger pr. ton indsamlet affald i de tre ordninger, se Figur 17, opnås de største besparelser på storskraldsordningerne efterfulgt af loppemarkeder og til sidst genbrugsstationer. En væsentlig årsag hertil er, at der på genbrugsstationerne indsamles store mængder tegl, beton og deponiaffald, som er energi- og ressourcekrævende at behandle og derfor ikke medfører miljømæssige besparelser.

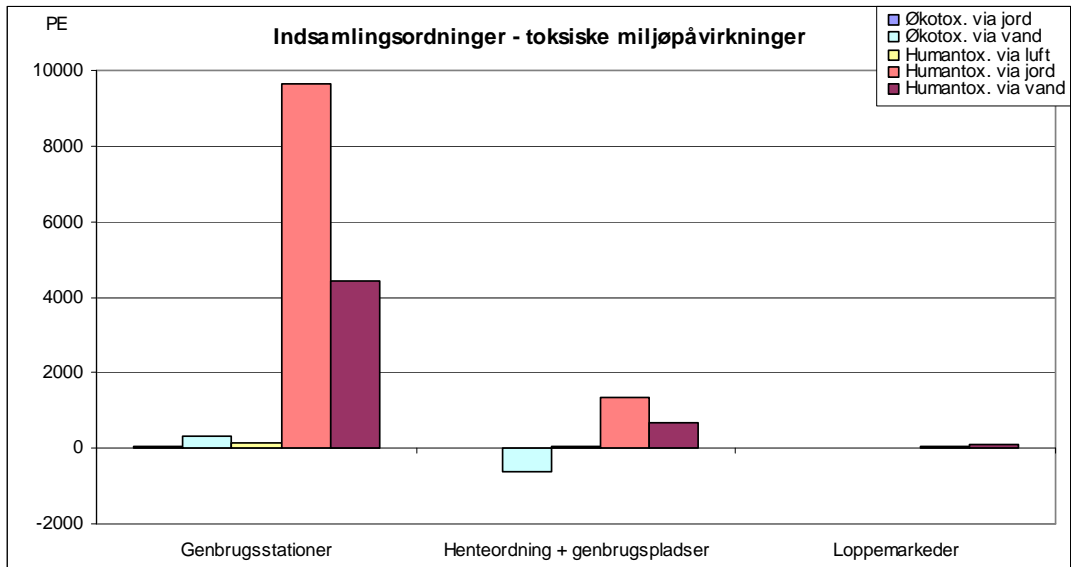
Affald fra loppemarkeder består overvejende af brændbart storskrald og derfor ses en relativ stor miljøbelastning for humantoksicitet via vand. Humantoksicitet via jord, som er en påvirkning, der især forårsages af VOC fra transport, er relativ stor for storskraldsordningerne. Det skyldes, at affaldet herfra indeholder relativt meget metalaffald, som skal transporteres langt. Tilsvarende er der en relativ stor besparelse på økotoksicitet via vand, hvilket skyldes metalgenvindingsprocesserne. Resultaterne for de toksiske miljøpåvirkninger for den totale mængde storskrald og pr. ton affald ses i Figur 18 og Figur 19.



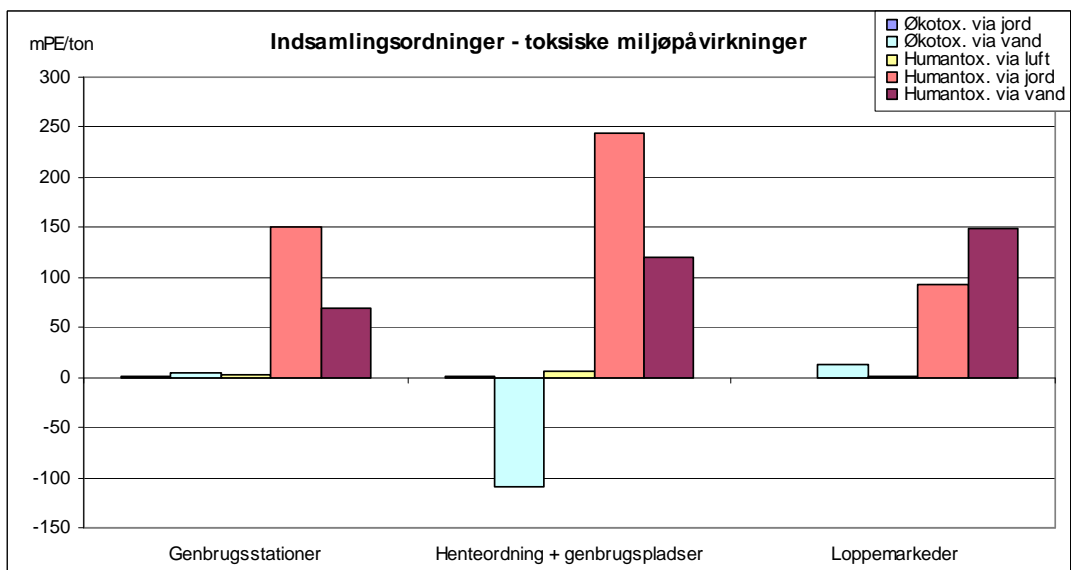
Figur 16. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. indsamlingsordning (69887 ton storskrald).



Figur 17. Ikke-toksiske miljøpåvirkning opgjort pr. indsamlingsordning (pr. ton affald).



Figur 18. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. indsamlingsordning (69887 ton storskrald).



Figur 19. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. indsamlingsordning (pr. ton affald).

5.1.4 Fossile brændsler – alle fraktioner

Forbruget af fossile brændsler relaterer sig næsten udelukkende til produktionsenergi og transportenergi. Derfor er det meget afhængigt af det valgte energiscenarier. De største besparelser findes for kul for det brændbare affald, hvor affaldsforbrænding substituerer kulkraft, se Figur 20.

For gips, tegl, beton og deponiaffald, hvor affaldsbehandlingen ikke erstatter energikrævende produktion af andre materialer, ses et nettoforbrug af fossile brændsler, hvilket skyldes olie som brændstof til transport af affaldet. Overordnet set opvejes anvendelse olie til transport af energibesparelser andre steder i systemet.

Pr. ton affald opnås de største ressourcebesparelser for genanvendelse af dæk, hvilket skyldes undgået forbrug af både naturgas og olie, formentligt både som råstof og energi til gummiproduktion. Derudover ses der besparelser på op til 5 mPR/ton for genvinding af metaller. Resultaterne opgjort pr. ton affald af hver fraktion er vist i Figur 21.

5.1.5 Metaller – alle fraktioner

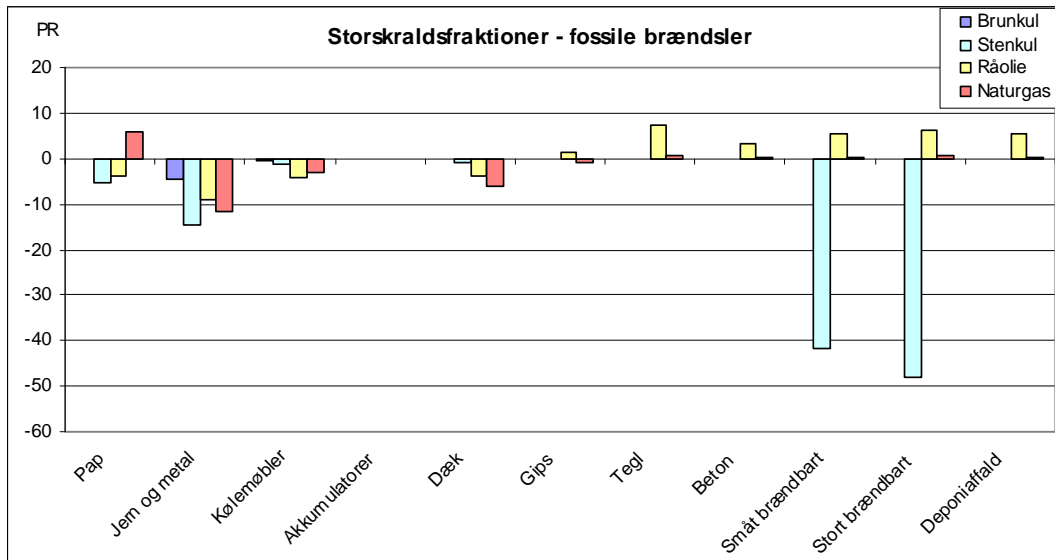
Resultaterne for forbrug af metaller opgjort pr. fraktion er vist i Figur 22 og Figur 23 henholdsvis for den totale mængde storskrald og pr. ton affald. Kun fraktioner, hvor der indgår genvinding af metaller, er vist her.

Den suverænt største ressourcebesparelse både totalt og pr. ton affald er genvinding af bly fra blyakkumulatorer. Resultaterne er vægtet i forhold til ressourcereservernes forsyningshorisont. Den er relativ kort for bly, 21 år, mod fx 43 år for olie og 118 år for jern. Blygenvinding medfører et forbrug af antimon.

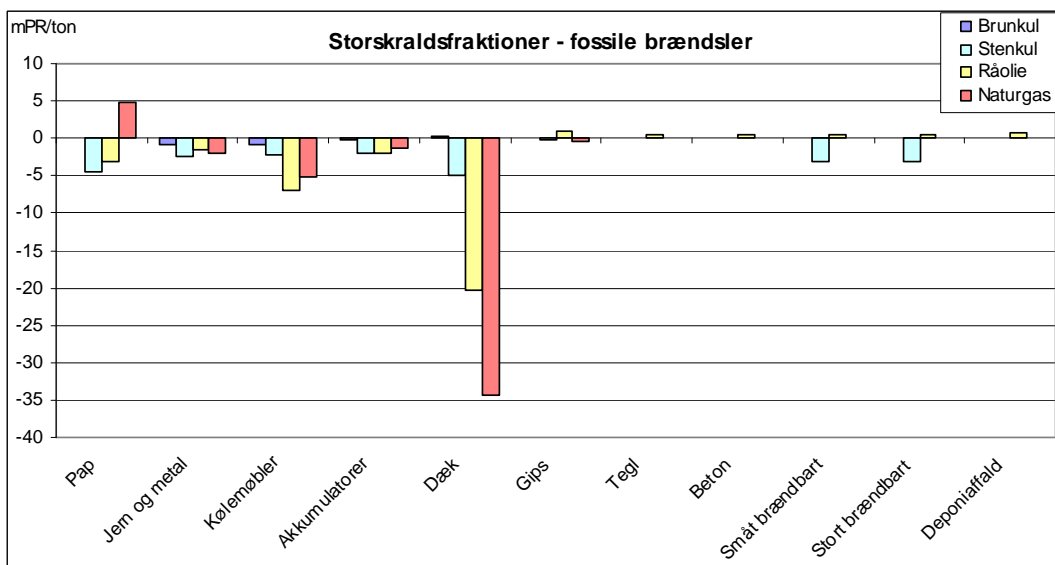
Derudover opnås der besparelser for aluminium, kobber, jern og mangan som følge af genvinding af metaller fra jern og metal og kølemøbler.

Den mængde jern, der kan genanvendes fra fælge fra dæk og søm fra gipsplader er stort set uden betydning i forhold hertil.

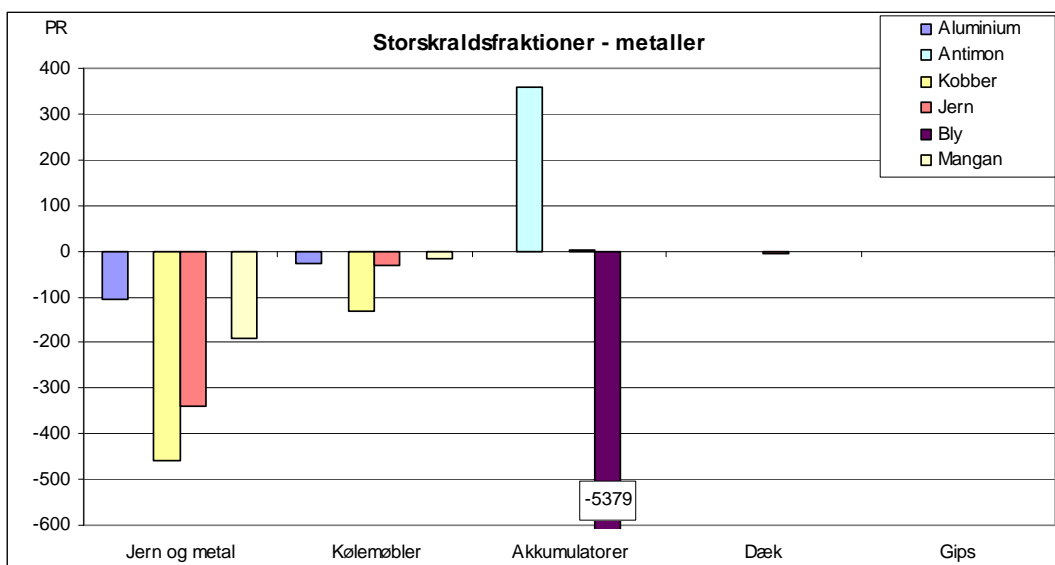
Det skal bemærkes, at ressourceforbrug og besparelser er 1-2 størrelsesordner større for metaller end for fossile brændsler. Det betyder, at indsamling af metaller til genvinding ressourcemæssigt er den vigtigste gevinst ved håndteringen af storskrald. Det energiforbrug, der er forbundet med håndteringen, opvejes klart af fordelene ved at genvinde metaller.



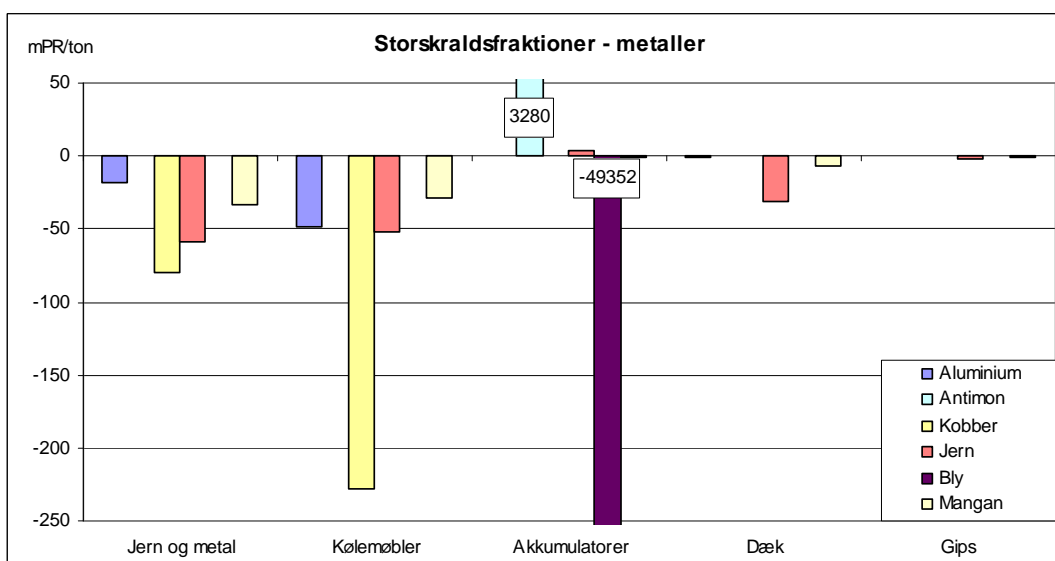
Figur 20. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. fraktion (69887 ton storskrald).



Figur 21. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).



Figur 22. Forbrug af metaller opgjort pr. fraktion (69887 ton storskrald).



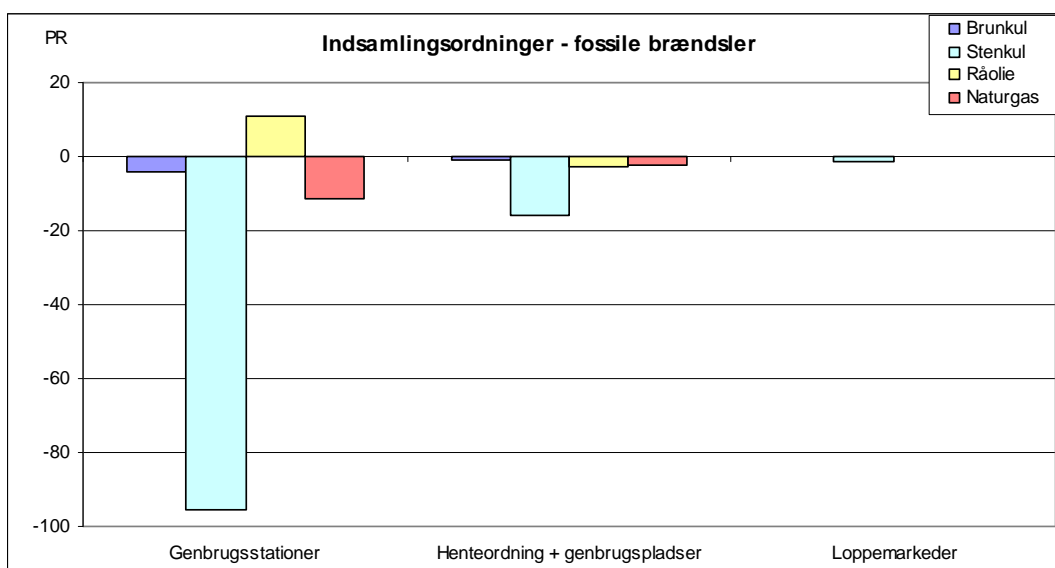
Figur 23. Forbrug af metaller opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).

5.1.6 Ressourceforbrug – indsamlingsordninger

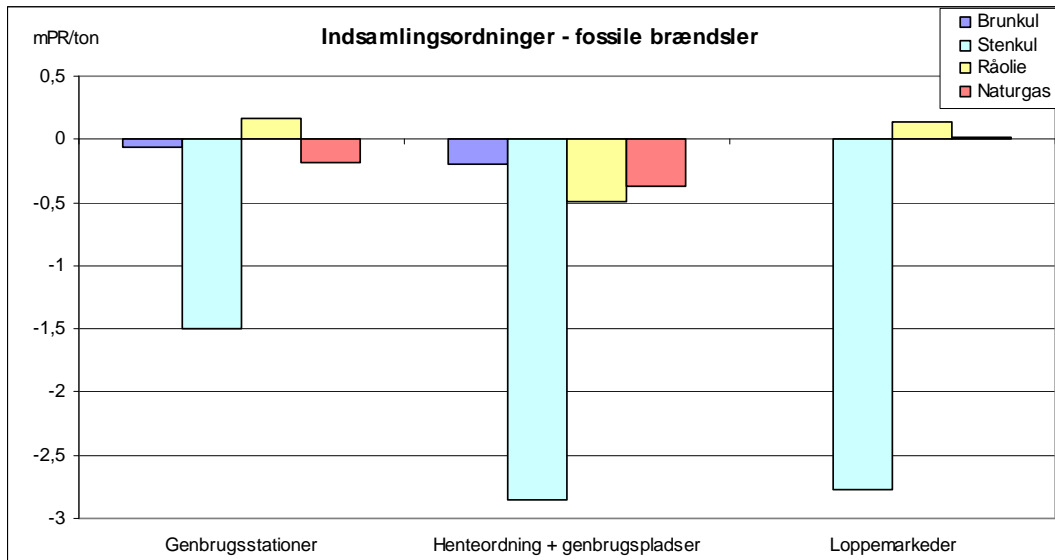
Alle ressourceforbrug kan også opgøres pr. indsamlingsordning i stedet for pr. fraktion. Resultaterne ses i Figur 24, Figur 25, Figur 26 og Figur 27.

Affald fra genbrugsstationerne giver de største besparelser af brunkul, stenkul og naturgas, fordi der her indsamles de største mængder affald til genanvendelse. Samtidig ser man dog også, at genbrugsstationerne giver et nettoforbrug af råolie, mens henteordningerne giver en nettobesparelse af råolie. Brændstofforbruget ved kørsel til genbrugsstationerne er i samme størrelse som forbruget i henteordninger, så bilkørsel er ikke forklaringen her på. Forskellen er derimod, at der på genbrugsstationerne indsamles tegl, beton og deponiaffald, hvis behandling medfører forbrug af olie. Det samme er tilfældet for loppemarkederne, hvor der også ses et nettoforbrug af olie. Loppemarkederne afleverer kun brændbart storskrald og deponiaffald, som begge har et nettoforbrug af olie til indsamling, transport og behandling.

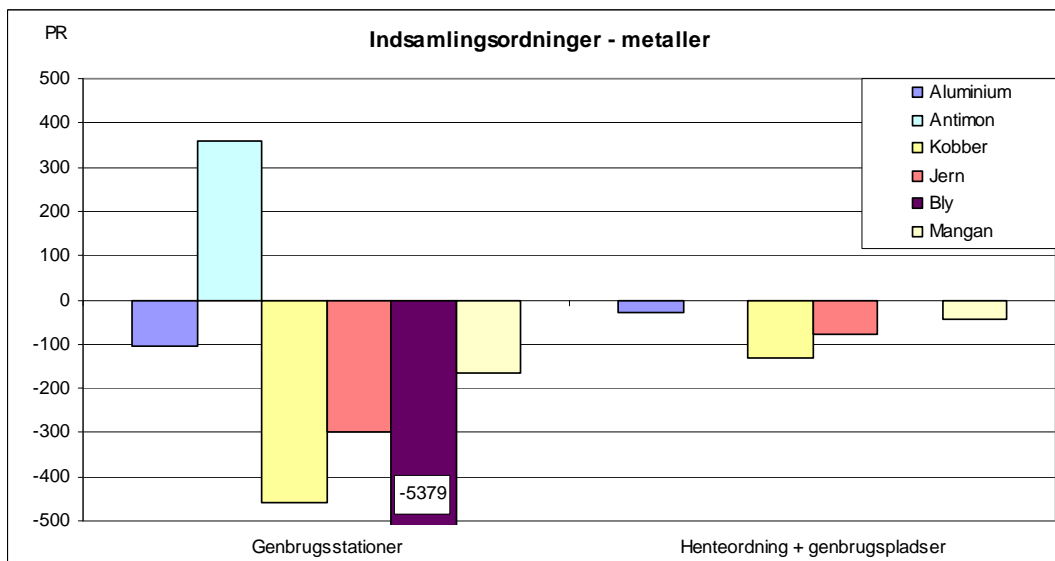
For metalressourcerne er genbrugsstationerne også den vigtigste indsamlingsordning, særligt fordi blyakkumulatorer indsamles her. Fra loppemarkederne indsamles der ikke metaller, og derfor er de ikke med i resultaterne for metalressourcer.



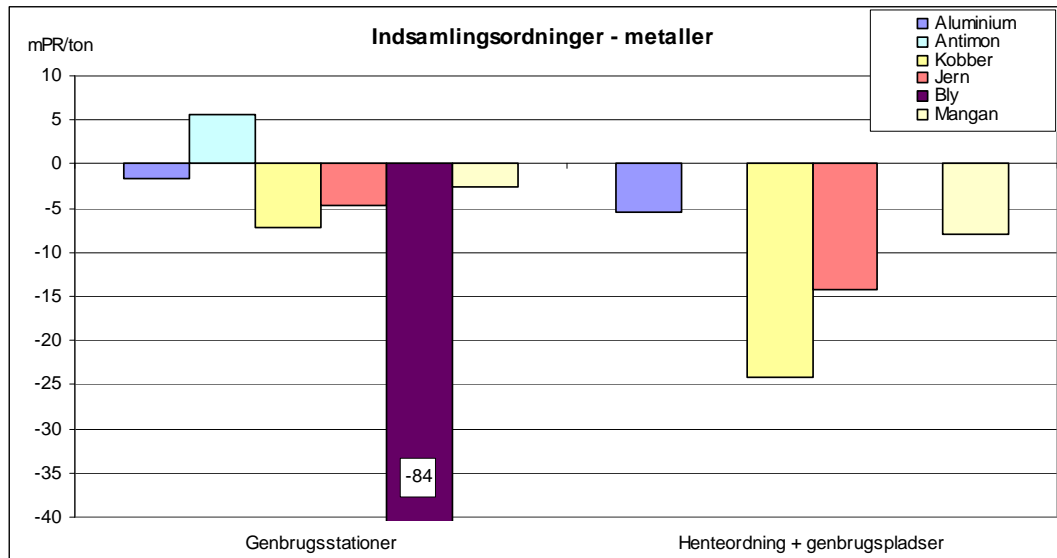
Figur 24. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. indsamlingsordning (69887 ton storskrald).



Figur 25. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. indsamlingsordning (pr. ton affald).



Figur 26. Forbrug af metaller opgjort pr. indsamlingsordning (69887 ton storskrald).



Figur 27. Forbrug af metaller opgjort pr. indsamlingsordning (pr. ton affald).

5.1.7 Følsomhedsanalyse

Miljøvurderingens væsentligste forudsætninger og antagelser undersøges i denne følsomhedsanalyse. Formålet er at identificere, hvordan ændrede forudsætninger vil påvirke det samlede resultat. Følsomhedsanalysen kan ikke direkte bruges ved tolkning af basissceneriet, men den kan vise, hvor det samlede resultat er særligt følsomt overfor de givne forudsætninger. Dette er vigtigt at være opmærksom på det, når der opstilles fremtidige scenarier for affaldssystemet.

Affaldssystemet giver undgåede miljøpåvirkninger og ressourceforbrug som følge af, at genvundne materialer og energi substituerer konventionelle produkter. Det er antaget, at metaller og energi kan erstatte konventionelle produkter 100%, mens substitutionsraten for pap og plast kun er 90% på grund af lødighedstab. I analysen nedjusteres disse substitutionsrater 10%, hvilket vil betyde en forværring af miljøvurderingens resultat. Brændbart affald er en stor fraktion i storskraldssystemet, og emissioner via røggassen har stor betydning i både ikke-toksiske og toksiske påvirkningskategorier. Der skelnes mellem processpecifikke og affaldsspecifikke røggasemissioner. I analysen nedjusteres de begge 10% for at se, hvor meget dette vil forbedre miljøvurderingens resultater.

Indsamling og transport af affald formodes i de fleste tilfælde at have mindre betydning for miljøvurderingens samlede resultat. Dette undersøges i analysen ved at nedjustere indsamling og transport 10%, hvilket vil forbedre resultaterne.

Følgende følsomhedsscenarioer er undersøgt:

1. Substitutionsrate pap nedsættes fra 90% til 80%
2. Substitutionsrate jern og metal nedsættes fra 100% til 90%
3. Substitutionsrate kølemøbler nedsættes fra 100% til 90%
4. Substitutionsrate blyakkumulatorer nedsættes fra 100% til 90%
5. Substitutionsrate energi fra forbrænding nedsættes 10%
6. Indhold af fossilt C og metaller i brændbart affald nedsættes 10%
7. Processpecifikke emissioner på forbrændingsanlægget nedsættes 10%
8. Indsamling og transport nedsættes 10%

I Tabel 11 og Tabel 12 er de absolutte ændringer i hvert af følsomhedsscenerierne vist og sammenlignet med miljøvurderingens samlede resultat for storskraldsfraktionerne.

Tabel 11. Absolutte ændringer i miljøpåvirkninger for følsomhedsscenerier (PE).

	Drivhus-effekt	For-suring	Nærings-salt	Fotok. ozond.	Økot. Jord	Økot. Vand	Human. Luft	Human. jord	Human. vand
<i>Miljøvurdering</i>	-2440,5	-519,6	-105,3	84,1	61,0	-285,7	163,6	11025,8	5138,3
1. Pap	+28,2	+10,6	+7,2	+0,3	0,0	+4,9	+0,2	+21,1	+2,2
2. Jern og metal	+160,7	+70,0	+29,2	+14,3	+0,2	+383,2	+6,0	+405,1	+20,7
3. Kølemøbler	+17,3	+10,0	+3,8	+1,5	0,0	+74,7	+0,7	+49,7	+2,9
4. Akkumulatorer	+1,1	+1,2	+0,6	+0,1	0,0	+5,4	+7,7	+5,1	+5,1
5. Brændbart – energi	+281,4	+72,1	+62,7	+1,1	0,0	+5,2	+0,9	+143,3	+49,9
6. Brændbart – kemisk sam.	-93,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-7,4	-0,5	-165,6	-524,4
7. Brændbart – processpec.	0,0	-37,2	-42,6	-0,2	0,0	-1,5	-0,5	-86,7	-4,3
8. Indsamling + transport	-27,4	-6,9	-4,2	-11,6	-2,4	-208,4	-11,5	-530,9	-2,6

Tabel 12. Absolutte ændringer i ressourceforbrug for følsomhedsscenerier (PR).

	Brun-kul	Sten-kul	Råolie	Natur-gas	Alumi-nium	Anti-mon	Kobber	Jern	Bly	Man-gan
<i>Miljøvurdering</i>	-5,0	-112,6	8,3	-13,6	-134	358	-592	-376	-5379	-210
1. Pap	0,0	+0,8	+0,6	0,0	-	-	-	-	-	-
2. Jern og metal	+0,5	+2,8	+3,0	+3,3	+11	-	+46	+38	-	+19
3. Kølemøbler	+0,1	+0,3	+0,6	+0,4	+3	-	+13	+3	-	+2
4. Akkumulatorer	+0,0	+0,0	+0,0	0,0	-	-	-	-	+538	-
5. Brændbart – energi	+0,0	+9,8	+0,0	0,0	-	-	-	-	-	-
6. Brændbart – kemisk sam.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7. Brændbart – processpec.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Indsamling + transport	+0,0	+0,0	-2,6	-0,2	-	-	-	-	-	-

De valgte ændringer i scenarierne er tilfældigt valgte og siger intet om, hvor realistisk det er at foretage en sådan ændring. De er imidlertid valgt for at illustrere, hvor vigtige de opstillede forudsætninger er for miljøvurderingens resultat. En anden måde at vise det på er ved at beregne følsomhedsforholdet (SR) for de valgte ændringer. Et følsomhedsforhold på 1 betyder, at en ændring i processen på 1% vil ændre det samlede resultat 1%. Et følsomhedsforhold på 2 vil betyde en ændring på 2% i det samlede resultat, mens et følsomhedsforhold på 0,5 kun vil betyde en ændring på 0,5% i det samlede resultat. Jo nærmere følsomhedsforholdet er på 0, jo mindre følsomt er det samlede resultat over for ændringer i den pågældende proces. Bemærk, at værdien af et følsomhedsforhold både kan være positiv eller negativ. Det har imidlertid ikke betydning for tolkning af følsomheden. I det følgende er det således den numeriske værdi af følsomhedsforholdet, som omtales. Hvis kun én proces bidrager i påvirkningsvirkningskategorien, vil følsomhedsforholdet altid være 1. Hvis der er flere delprocesser, som bidrager til påvirkningskategorien, vil de hver have et følsomhedsforhold med en værdi mellem 0 og 1

($0 < SR < 1$). Summen af disse følsomhedsforhold vil være 1 ($\Sigma SR = 1$). I en situation, hvor der påvirkninger og undgåede påvirkninger pga. substitution, gælder det stadig, at summen af alle delprocessers følsomhedsforhold vil være 1. Men følsomhedsforholdet for en given delproces kan godt være større end 1 ($SR > 0$). Det skyldes, at en lille miljøpåvirkning kan være summen af store påvirkninger og store undgåede påvirkninger. En ændring i en stor påvirkning vil i sådanne tilfælde forårsage en relativ stor ændring i det samlede resultat. Hvis følsomhedsforholdet er større end 1, kan man forvente, at en ændring i processen slår kraftigt igennem i det samlede resultat.

Følsomhedsforhold for scenarierne er vist i Tabel 13 og Tabel 14. Den relative følsomhed skal i tolkningen holdes op i mod de absolutte størrelser af hver påvirkning og ressourceforbrug. Det er som nævnt lige meget om værdien af forholdet er positivt eller negativt.

Miljøvurderingens resultat er generelt set ikke særligt følsomt overfor antagelser om substitutionsrater ved genvinding af pap, blyakkumulatorer og materialer fra kølemøbler. Dog bidrager blyakkumulatorer alene til ressourceforbrug af bly, og derfor er følsomhedsforholdet her 1. Substitutionsraten for materialer fra jern og metal-fraktionen er derimod en mere følsom parameter, der slår igennem på både ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger, fossile brændsler og metaller. Det skyldes dels, at det er en stor fraktion, og dels at de tilknyttede processer er energikrævende og udleder toksiske stoffer samt at genvindingen er forbundet med besparelser i metalressourcer.

Resultaterne er følsomme overfor substitutionsraten for forbrændingsenergi. Det skyldes, at mindre substitution vil medføre øget udledning af CO_2 , NO_x og SO_2 , som er de vigtigste bidragsydere til de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Derimod er de toksiske miljøpåvirkninger ikke følsomme overfor energisubstitution. På ressourcesiden er den mest følsomme ressource ikke overraskende substitution af stenkul, men forholdet er ikke over 1.

Det viser sig, at resultaterne ikke er specielt følsomme overfor ændringer i den kemiske sammensætning af brændbart affald. Den mest følsomme kategori er humantoksicitet via vand, hvor forbrændingsanlægget suverænt er den største bidragsyder til den kategori. Samlet betyder det, at hvis kviksølvindholdet i brændbart affald ikke er korrekt, vil det have størst betydning for kategorien humantoksicitet via vand, som har den næsthøjeste nettopåvirkning målt i PE. Følsomheden på drivhuseffekt skyldes udelukkende indholdet af fossilt C.

Den mest følsomme kategori for de processpecifikke emissioner er næringssaltbelastning. Det kan udelukkende tilskrives udledning af NO_x . Selvom den samlede påvirkning fra næringssaltbelastning kun er ca. -105 PE, dækker det over store påvirkninger fra forbrændingsanlægget og store undgåede påvirkninger fra energisubstitution. Derfor er resultat meget følsomt overfor ændring. En reduktion af NO_x -udslippet på forbrændingsanlægget på 10% vil reducere systemets samlede næringssaltbelastning med 40%. Forsuring er også forholdsvis følsomt overfor ændringer, hvilket skyldes især udledning af SO_2 og NO_x .

For indsamling og transport er den mest følsomme ikke-toksiske kategori fotokemisk ozondannelse, hvilket skyldes udledning af VOC og CO. Den mest følsomme toksiske kategori er økotoksicitet via vand, men de absolutte ændringer i Tabel 11 viser, at den største ændring i påvirkning kommer fra humantoksicitet via jord. Grunden til, at indsamlings- og transportprocesser har indvirkning på økotoksicitet via vand og humantoksicitet via jord, er udledning af VOC fra udstødningsgasser. Ikke overraskende er forbruget af olie følsomt overfor transport og indsamling, men betragtes de

absolutte ressourceforbrug er olie mindre vigtigt end stenkul og naturgas og slet ikke så vigtig som ressourcebesparelserne for metallerne.

Tabel 13. Følsomhedsforhold for miljøpåvirkninger for følsomhedsscenarier.

	Drivhus-effekt	For-suring	Nærings-salt	Fotok. ozond.	Økot. jord	Økot. vand	Human. luft	Human. Jord	Human. vand
1. Pap	0,104	0,184	0,613	-0,028	-0,002	0,155	-0,010	-0,017	-0,004
2. Jern og metal	0,658	1,348	2,770	-1,702	-0,037	13,413	-0,367	-0,367	-0,040
3. Kølemøbler	0,071	0,192	0,362	-0,181	-0,003	2,615	-0,044	-0,045	-0,006
4. Akkumulatorer	0,005	0,024	0,057	-0,011	0,000	0,191	-0,470	-0,005	-0,010
5. Brændbart – energi	1,153	1,388	5,955	-0,127	-0,002	0,183	-0,055	-0,130	-0,097
6. Brændbart – kemisk sam.	-0,381	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,260	0,033	0,150	1,021
7. Brændbart – processpec.	0,000	-0,716	-4,040	0,027	0,000	-0,054	0,033	0,079	0,008
8. Indsamling + transport	-0,112	-0,133	-0,399	1,384	0,392	-7,295	0,704	0,482	0,005

Tabel 14. Følsomhedsforhold for ressourceforbrug for følsomhedsscenarier.

	Brun-kul	Sten-kul	Råolie	Natur-gas	Alumi-nium	Anti-mon	Kobber	Jern	Bly	Man-gan
1. Pap	0,0	0,066	-0,612	0,009	-	-	-	-	-	-
2. Jern og metal	0,953	0,248	-3,615	2,387	0,792	-	0,779	1,000	-	0,91
3. Kølemøbler	0,116	0,023	-0,742	0,327	0,209	-	0,222	0,087	-	0,079
4. Akkumulatorer	0,002	0,003	-0,039	0,015	-	-	-	-	1,000	-
5. Brændbart – energi	0,000	0,866	-0,058	0,003	-	-	-	-	-	-
6. Brændbart – kemisk sam.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7. Brændbart – processpec.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Indsamling + transport	-0,022	-0,001	3,090	-0,139	-	-	-	-	-	-

5.1.8 Opsummering på LCA for storskrald

Der er forskel i miljøbelastningen på affaldet fra de forskellige indsamlingsordninger, men det skyldes i høj grad, at ordningerne omfatter forskellige affaldsfraktioner. Behandlingsmåden frem for indsamlingsmåden ser ud til at være den vigtigste faktor for storskraldsfraktionerne.

Genvinding af metaller og plast har store miljø- og ressourcemæssige fordele i alle kategorier. Derfor opnås væsentligste miljø- og ressourcebesparelser fra genanvendelse af jern og metal, kølemøbler, blyakkumulatorer og dæk. Dette indikerer, at det er vigtigt at sikre udsortering af disse fraktioner fra brændbart og deponeringsejnet affald.

Dette bekræftes også af resultaterne for brændbart storskrald, der viser, at udledning af tungmetaller via røggassen giver store miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier. Tungmetallholdige materialer bør ikke findes i det brændbare affald. Forbrænding har dog også store fordele, idet udnyttelse af energien substituerer for kulbaseret energiproduktion.

Behandling af tegl, beton og deponiaffald giver nettomiljøbelastninger og nettoressourceforbrug, men påvirkningerne er relativt små og dækkes af besparelser andre steder i systemet.

Der, hvor Århus Kommune bedst kan reducere miljøbelastning og ressourceforbrug fra affaldssystemet, er ved at indrette systemet således, at problematiske og/eller genanvendelige fraktioner udsorteres fra affaldet. Derudover er røggasrensning og reduktion af indsamling og transport også væsentlige indsatsområder, som ligger inden for kommunens handlingsfelt, se også opsummering af LCA for dagrenovation i afsnit 4.1.5. Afsætning af affaldsprodukter og substitution af energi og materialer er som følsomhedsanalysen også vigtigt, men det er vanskeligt for kommunen direkte at påvirke markederne.

5.2 Økonomisk vurdering

For storskraldssystemet er omkostningerne kun opdelt på indsamlingsordninger, dvs. de er ikke fordelt mellem de tre områder Midtby, Flerfamilieboliger udenfor midtby og Enfamilieboliger udenfor midtby. Indsamlingsomkostningerne og behandlingsomkostningerne er præsenteret for hver indsamlingsordning i Tabel 15, og behandlingsomkostningerne er også præsenteret for hver affaldsfraktion i Tabel 16. Indsamlingsomkostningerne antages at være de samme for alle de fraktioner, der indsamles gennem de forskellige ordninger, da det ikke har været muligt at identificere de specifikke omkostninger. For storskrald er det genbrugsstationerne, der er den store udgiftspost, ca. 75% af omkostningerne stammer fra denne del af systemet. Ser man på hvilke fraktioner, det er der ligger til grund for de høje behandlingsomkostninger for genbrugsstationerne, kan det ses, at de største udgifter er for stort brændbart, småt brændbart og affald til deponi. Som det var tilfældet for dagrenovationens restaffald skyldes dette dels de store mængder og dels den høje behandlingspris. Studerer man de gennemsnitlige enhedsomkostninger, som kan ses i Tabel 17, og ser bort fra oprydningen, kan det ses, at det er de to henteordninger, der har de højeste indsamlingsomkostninger i forhold til den mængde affald, der indsamles. De højeste gennemsnitlige behandlingsomkostninger kommer fra ordningerne Loppemarkeder og Henteordning – Separat indsamling. Det skyldes, at de fraktioner, der afleveres i disse ordninger har høje behandlingspriser: Stort brændbart, småt brændbart, affald til deponi og elektronikskrot.

Tabel 15. Omkostninger og indtægter for storskraldssystemet (2005-årspriseniveau)

	Indsamlet mængde (ton)	Indsamling ¹ (DKK)	Behandling (DKK)	<i>I alt</i> (DKK)
Genbrugsstationer	64.909	14.799.252	28.566.261	43.365.513
Henteordning – Modtageplads	3.375	4.258.282	1.553.650 ²	5.811.932
Oprydning	97	3.362.794	-	3.362.794
Henteordning – Separat indsamling	2.436	2.756.512	1.698.920	4.455.432
Loppemarkeder	500	114.000	397.700	511.700
<i>I alt</i>	71.317	25.290.840	31.003.856	56.294.696

¹ For henteordningerne og oprydning er tallene inklusive de øvrige udgifter der har blevet allokeret til ordningerne baseret på indsamlet mængde.

² Inklusive behandlingsomkostninger for affald fra oprydning

Tabel 16. Omkostninger for behandling og transport af storskraldssystemet (DKK 2005-årspriseniveau)

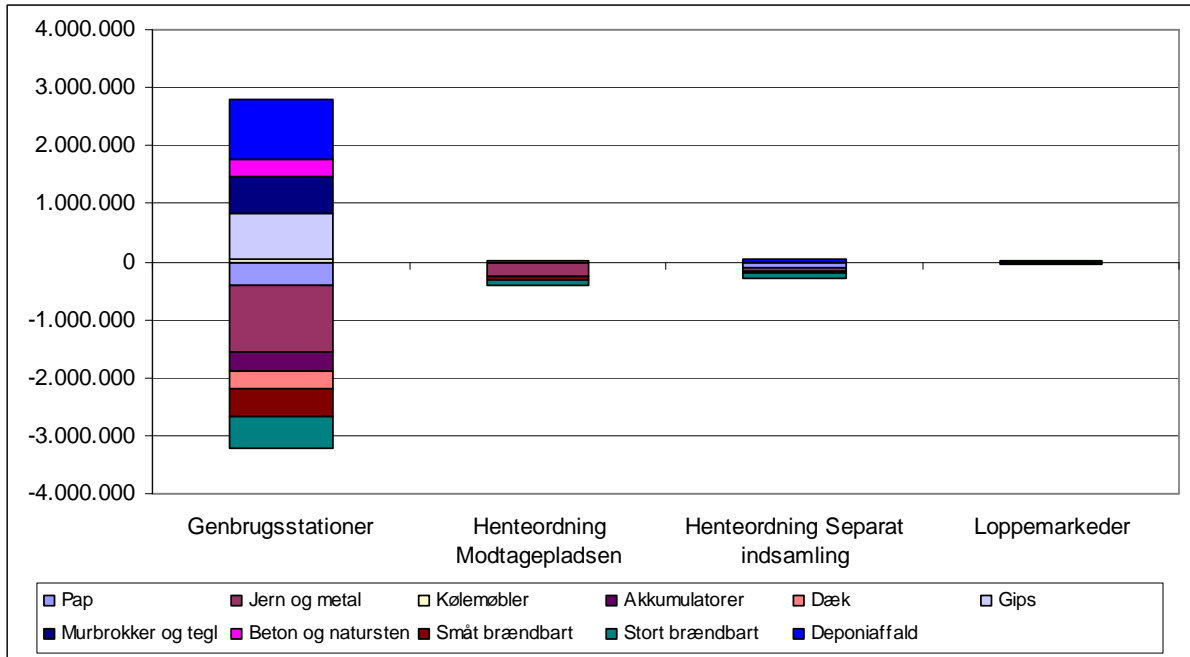
	Genbrugsstationer	Henteordning Modtagepladsen	Henteordning Separat indsamling	Loppe-markeder	I alt
Pap	-123.773		-28.316		-152.089
Jern og metal	-3.606.394	-781.806	-154.470		-4.542.670
Kølemøbler	45.621	18.204			63.825
EE-affald	1.964.160	347.520	432.000		2.743.680
Akkumulatorer	-70.399				-70.399
Dæk	40.680				40.680
Vinduer	1.465.835				1.465.835
Gips	767.000				767.000
Murbrokker og tegl	2.092.324				2.092.324
Beton og natursten	329.762				329.762
Imprægneret træ	268.650				268.650
Asbest	980.602				980.602
PVC	192.035				192.035
Småt brændbart	8.053.398	545.544	383.172	120.930	9.103.044
Stort brændbart	10.199.808	1.078.312	756.682	216.310	12.251.112
Deponiaffald	5.100.154		309.853	60.459	5.470.465
I alt	28.566.261	1.553.650	1.698.920	397.700	31.003.856

Tabel 17. Gennemsnitlige enhedsomkostninger for indsamling og behandling (2005-årspriseniveau)

	Indsamling (DKK/ton)	Behandling (DKK/ton)	I alt (DKK/ton)
Genbrugsstationer	228	440	668
Henteordning – Modtageplads	1.262	447	1.709
Oprydning	34.668		34.668
Henteordning – Separat indsamling	1.132	697	2.457
Loppemarkeder	228	795	1.023

De miljøøkonomiske omkostninger udgør for storskraldssystemet i alt -1.035.927 DKK beregnet med priserne fra (DMU 2007). Dvs. der er en miljøøkonomisk besparelse for affaldsbehandlingen i det nuværende system. Delsystemerne Genbrugsstationer, Henteordning - Modtageplads, Henteordning – Separat indsamling og Loppemarkeder udgør henholdsvis 39%, 37%, 22% og 2% af den miljøøkonomiske besparelse. Figur 28 viser miljøomkostningerne for de tre delsystemer og hvilke affaldsfraktioner der bidrager til det samlede resultat. Fraktionen EE-affald er ikke modelleret i livscyklusvurderingen og derfor ikke heller i den miljøøkonomiske del. Fraktionen vinduer indgår som i LCA'en i stort brændbart og deponiaffald. Fraktionerne Imprægneret træ, Asbest og PVC indgår i miljøomkostningerne for deponiaffald. Godskrivningerne kommer fra de genanvendelige og brændbare fraktioner, dvs. pap, jern og metal, akkumulatorer, dæk, småt brændbart samt stort brændbart. Det er især sparede emissioner af NO_x og SO₂ der giver dette resultat. For akkumulatorer er det dog sparede emissioner af bly, der er af størst betydning. De største belastninger kommer ligeledes fra emissioner af NO_x og SO₂.

Sammenlignet med de budgetøkonomiske omkostninger er de miljøøkonomiske omkostninger små, idet de kun modsvarer ca. 2% af budgetøkonomien. Dog er ikke alle fraktioner modellerede, men dette vil ikke have nogen større indflydelse for resultaterne.



Figur 28: Miljøomkostninger for storskraldssystemet fordelt på de fire delsystemer og affaldsfraktioner (DKK)

6 Resultat: Farligt affald

6.1 Livscyklusvurdering

6.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger

Resultaterne for farligt affald er opgjort pr. fraktion. De tre fraktioner, der indgår i miljøvurderingen, er malingaffald, spildolie og blyakkumulatorer, og disse er indsamlet via storskraldsordninger, viceværtordning, forhandlere eller genbrugsstationer.

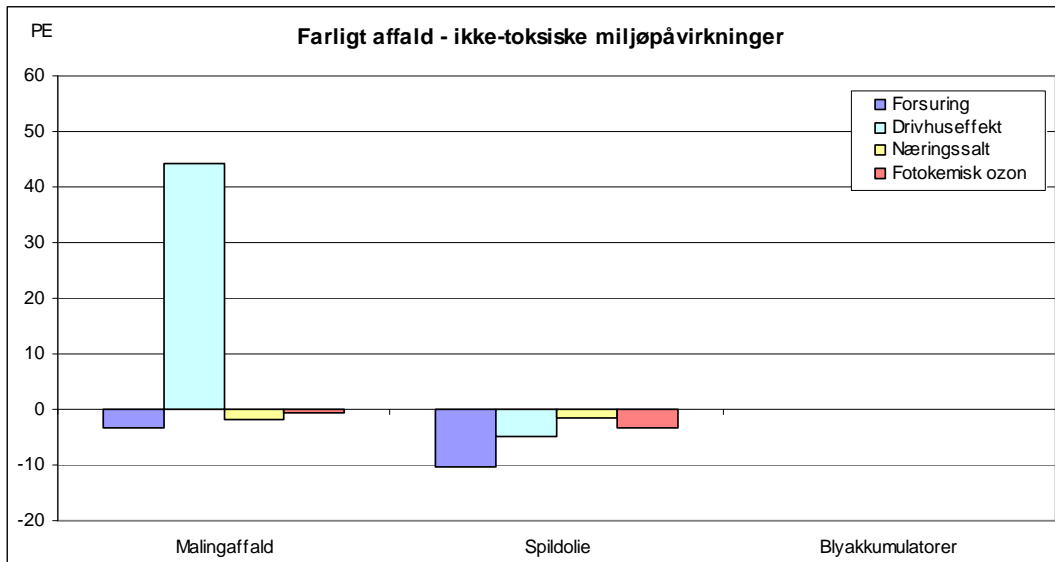
Resultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger er vist i Figur 29 og Figur 30 for henholdsvis den totale mængde og pr. ton af hver fraktion. Der indsamles en meget lille mængde blyakkumulatorer via ordningerne for farligt affald (udover den mængde fra genbrugsstationerne, som er opgjort som storskrald), og derfor er miljøpåvirkningerne herfra minimale sammenlignet med malingaffald og spildolie.

Pr. ton opnås de største undgåede miljøpåvirkninger fra genvinding af spildolie. De er i samme størrelsesorden som for dæk, der er den storskraldsfraktion, der giver de største undgåede påvirkninger pr. ton. Der er således væsentlige miljømæssige fordele ved genvinding af olie og olieholdige produkter.

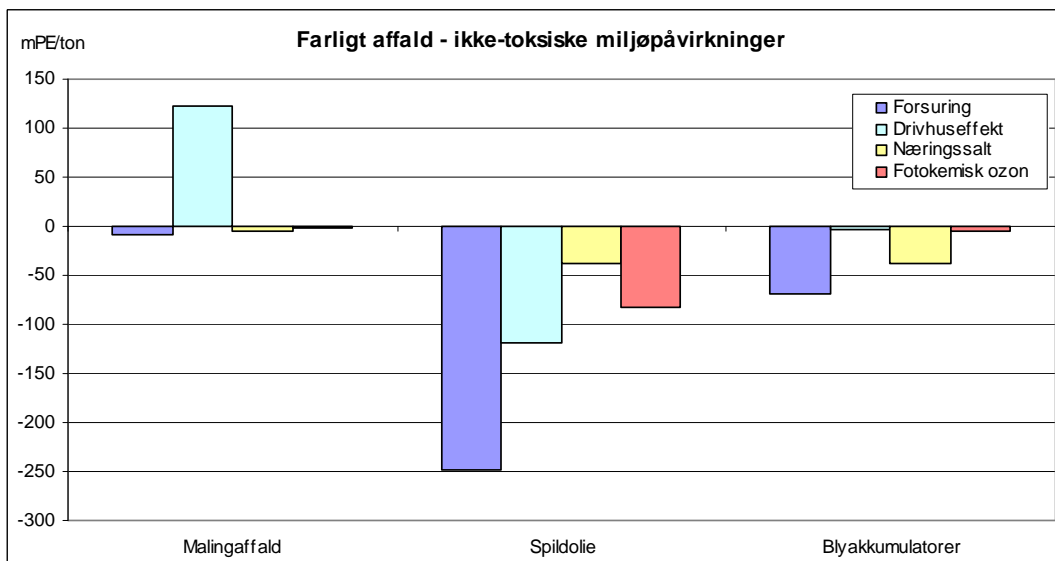
De næststørste undgåede påvirkninger fås for blyakkumulatorer. Behandling af malingaffald giver en belastning til drivhuseffekt på 123 mPE/ton. Bortset fra denne belastning giver behandling af farligt affald undgåede miljøpåvirkninger i alle kategorier af ikke-toksiske miljøpåvirkninger.

Også for de toksiske miljøpåvirkninger, Figur 31 og Figur 32, er den lille mængde blyakkumulatorer, der indsamles via ordningerne for farligt affald, uden betydning for det samlede resultat. Opgjort pr. ton er det dog en væsentlig fraktion, da den giver undgåede toksiske effekter i 4 ud af 5 toksiske kategorier. Det skyldes i alle tilfælde næsten udelukkende undgået emission af bly fra blyproduktion.

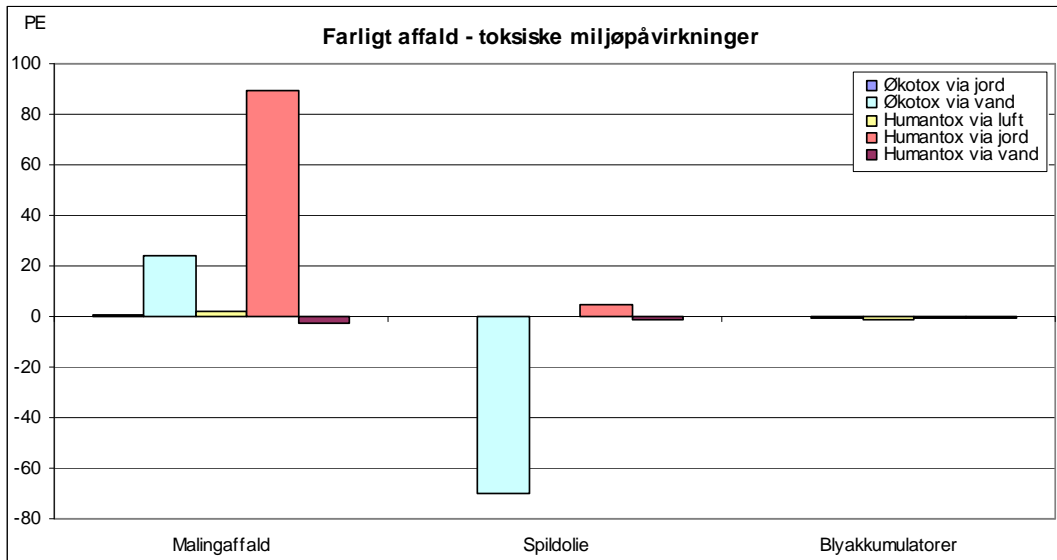
Behandling af malingaffald medfører i alle tilfælde undgåede toksiske påvirkninger, fordi den substituerede energiproduktion er mere forurenende, end det specialforbrændingsanlæg, hvor malingaffaldet brændes. I 4 af de 5 kategorier ses dog en nettopåvirkning, hvilket skyldes emissioner fra indsamling og transport. Det er samme tilfældet for behandling af spildolie. Her medfører indsamling og transport, at der bliver en nettopåvirkning i 3 af de 5 kategorier.



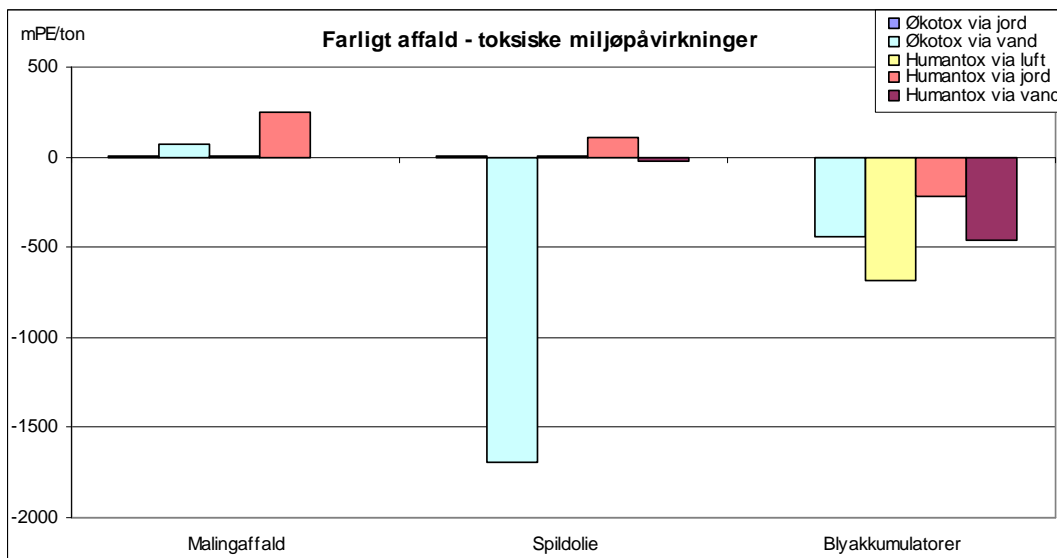
Figur 29. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (402 ton farligt affald).



Figur 30. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).



Figur 31. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (402 ton farligt affald).

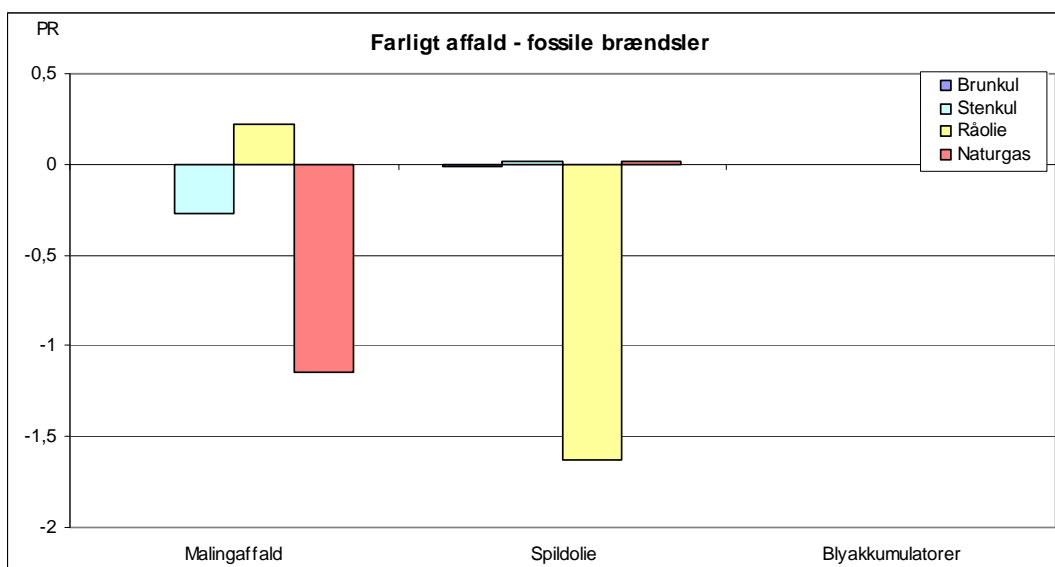


Figur 32. Toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).

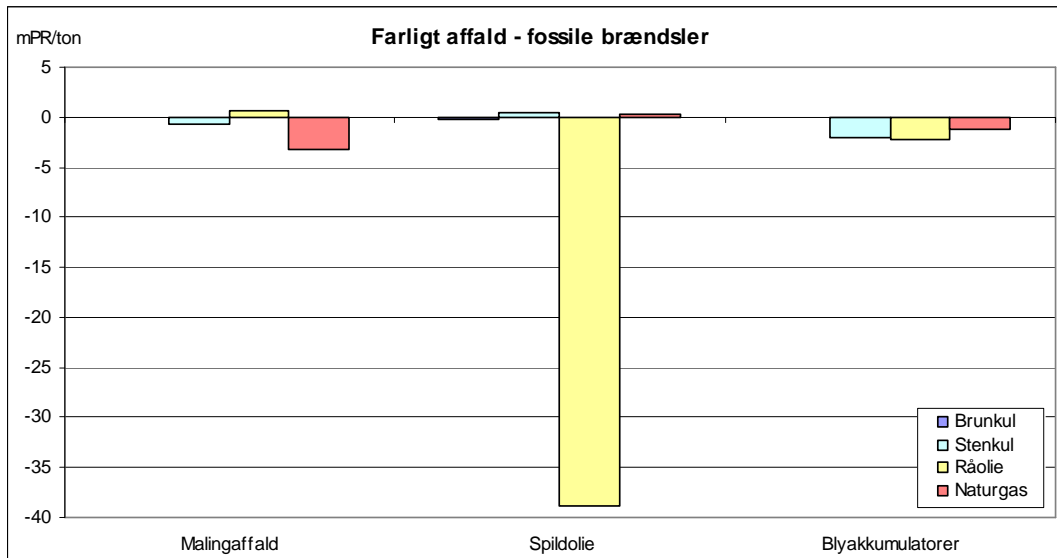
6.1.2 Ressourceforbrug

For de fossile brændsler, hvis resultater er vist i Figur 33 og Figur 34, opnås en relativ stor ressourcebesparelse af råolie som følge af genvinding af spildolie. Igen er besparelsen i samme størrelsesorden som for dæk (ca. 35 mPR/ton) og væsentlig større end for øvrige fraktioner af farligt affald og storskrald (ca. 5 mPR/ton). Derudover giver forbrænding af malingaffald et undgået forbrug af stenkul og naturgas pga. anvendelse af forbrændingsvarmen til energiproduktion. Forbruget af råolie skyldes anvendelse af diesel til indsamling og transport. Det sparede forbrug af fossile brændsler fra behandling af blyakkumulatorer stammer fra den undgåede produktion af nyt bly.

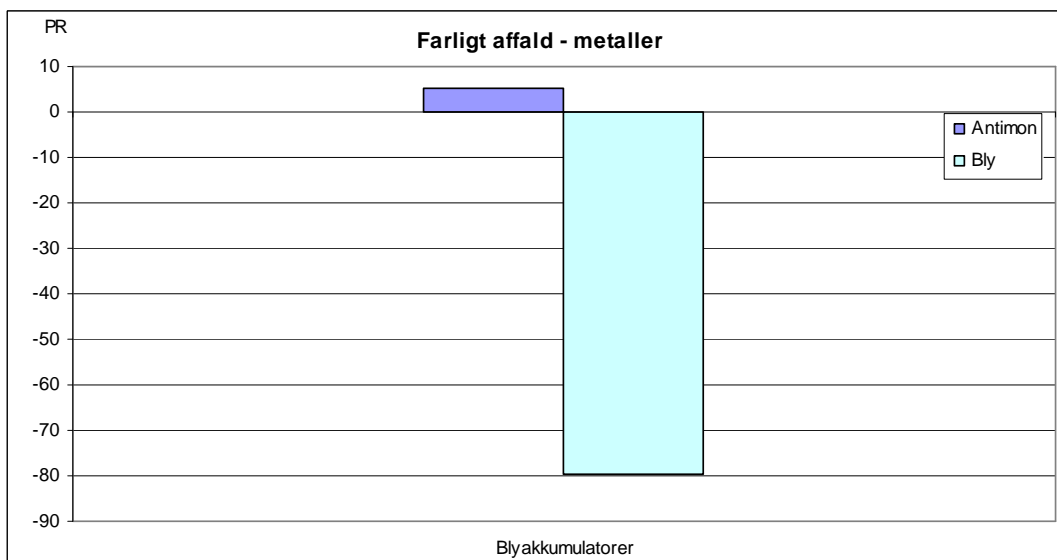
Resultaterne for metalressourcer er vist i Figur 35 og Figur 36. Blyakkumulatorer er den eneste fraktion af farligt affald i denne miljøvurdering, hvor der sker genvinding af metaller. Som i tilfældet med blyakkumulatorer fra storskrald er ressourcebesparelsen på bly ca. 49 PR/ton, mens der er et forbrug af antimon på ca. 3 PR/ton. Det er i størrelsesordenen 1000 gange større end ressourcebesparelserne af fossile brændsler pr. ton affald fra de andre fraktioner af farligt affald.



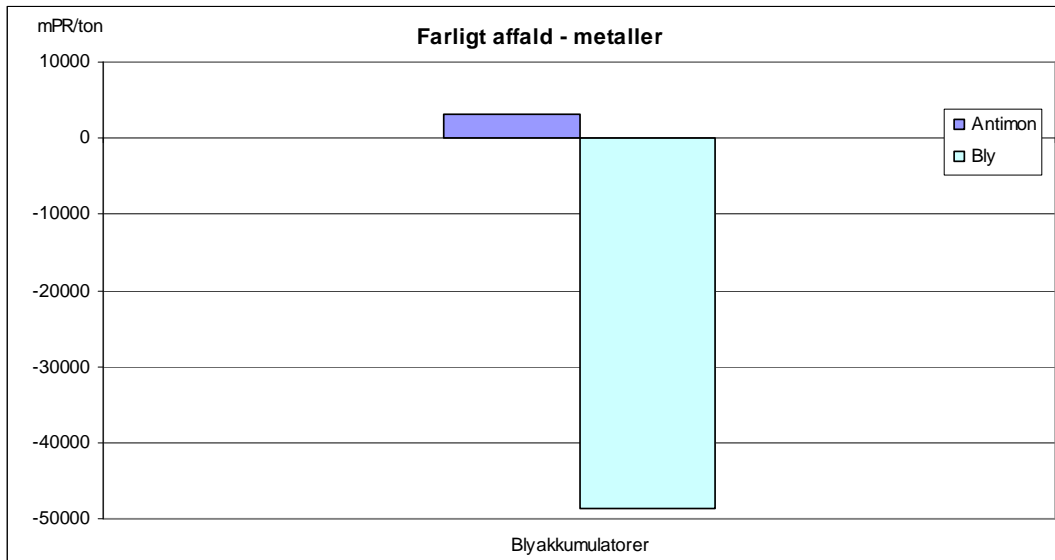
Figur 33. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. fraktion (402 ton farligt affald).



Figur 34. Forbrug af fossile brændsler opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).



Figur 35. Forbrug af metaller opgjort pr. fraktion (402 ton farligt affald).



Figur 36. Forbrug af metaller opgjort pr. fraktion (pr. ton affald).

6.1.3 Opsummering på LCA for farligt affald

Der er ikke gennemført en særskilt usikkerheds- og følsomhedsanalyse af resultaterne for farligt affald, da det ikke vurderes at være nødvendigt at undersøge forudsætningerne.

Energisubstitutionen er afgørende for resultatet for behandling af malingaffald. Hvis malingaffaldet skulle behandles på et andet anlæg, ville det være nødvendigt at gennemføre en ny vurdering med den energisubstitution, der er gældende på anlægget. Gevinsterne ved genvinding af olie fra spildolie og bly fra blyakkumulatorer overgår klart omkostningerne ved at oparbejde det. Imidlertid kan der være miljømæssige påvirkninger fra indsamling og transport af affaldet, som kan være af betydning, hvis påvirkningerne fra behandlingsfasen er små.

6.2 Økonomisk vurdering

For systemet for farligt affald er omkostningerne, som for storskraldssystemet, kun opdelt på indsamlingsordninger. Da mængden af farligt affald er meget lille i forhold til dagrenovationsmængden og storskraldsmængden, og da det farlige affald til dels indsamles som en integreret del af storskraldssystemet, er der her antaget, at indsamlingen af farligt affald er omkostningsfri. Behandlingsomkostningerne for hver af indsamlingsordningerne og for hver affaldsfraktion kan ses i Tabel 18 og Tabel 19. Også for denne affaldsfraktion er det indsamlingen via genbrugsstationerne, der generer den største mængde, og dermed den største omkostning. Den største omkostning stammer fra behandling af maling for tre ud af de fem indsamlingsordninger. I storskraldsordningen, viceværtordningen og genbrugsstationerne er andelen af maling på vægtbasis henholdsvis 88%, 78% og 73%. For forhandlerordningen er medicin den mest omkostningsfulde fraktion, og for kontorer og institutioner, hvor man kun indsamler batterier er det angiveligt denne fraktion.

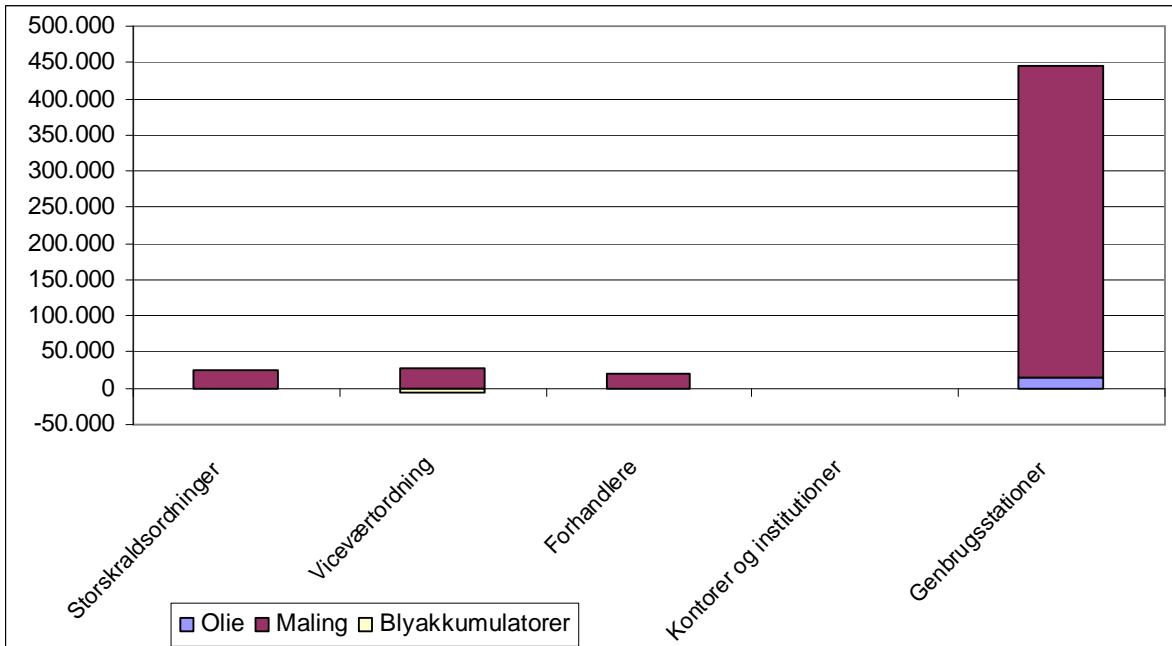
Tabel 18. Omkostninger og indtægter for systemet for farligt affald (2005-årspriseniveau)

	Indsamlet mængde (ton)	Indsamling (DKK)	Behandling (DKK)	I alt (DKK)
Storskraldsordninger	20,8	-	91.492	91.492
Viceværtordning	24,3	-	107.323	107.323
Forhandlere	35,0	-	220.084	220.084
Kontorer og institutioner	2,1	-	16.641	16.641
Genbrugsstationer	419	-	2.179.948	2.179.948
I alt	501,2	-	2.615.488	2.615.488

Tabel 19. Omkostninger for behandling af farligt affald fordelt på fraktion og indsamlingsordning (DKK, 2005-årspriseniveau)

Fraktion	Olie	Maling	Pesticid	Husholdningskemialier	Diverse batterier
Storskraldsordninger	-	71.415	-	-	13.490
Viceværtordning	4.979	73.542	156	3.077	9.603
Forhandlere	0	55.430	0	525	81.054
Kontorer og institutioner	-	-	-	-	16.641
Genbrugsstationer	253.896	1.189.402	23.592	266.885	165.886
I alt	258.875	1.389.789	23.747	270.487	286.674
Fraktion	Blyakkumulatorer	Lyskilder	Spraydåser	Medicin	Tom emballage
Storskraldsordninger	-	-	6.587	-	-
Viceværtordning	-1.351	12.534	2.670	99	2.014
Forhandlere	90	7.076	956	63.968	10.985
Kontorer og institutioner	-	-	-	-	-
Genbrugsstationer	-	175.921	98.226	6.140	-
I alt	-1.261	195.532	108.439	70.207	12.999

Resultatet af den miljøøkonomiske vurdering er vist i Figur 37. Det er kun tre af fraktionerne for farligt affald, der er modellerede i livscyklusvurderingen, da der ikke forefindes miljødata for behandling af de øvrige fraktioner. De tre fraktioner er spildolie, maling og blyakkumulatorer. Den største belastning stammer fra malingsaffaldet, da denne fraktion er den største. For spildeolie er det en mindre belastning, mens der for blyakkumulatorer er en godskrivning. Igen er det især NO_x og SO₂ der giver udslag, samt bly for akkumulatorene.



Figur 37: Miljøomkostninger for systemet for farligt affald fordelt på de fem delsystemer og affaldsfraktioner (DKK)

7 Resultat: Sammenstilling af alle affaldstyper

7.1 Livscyklusvurdering

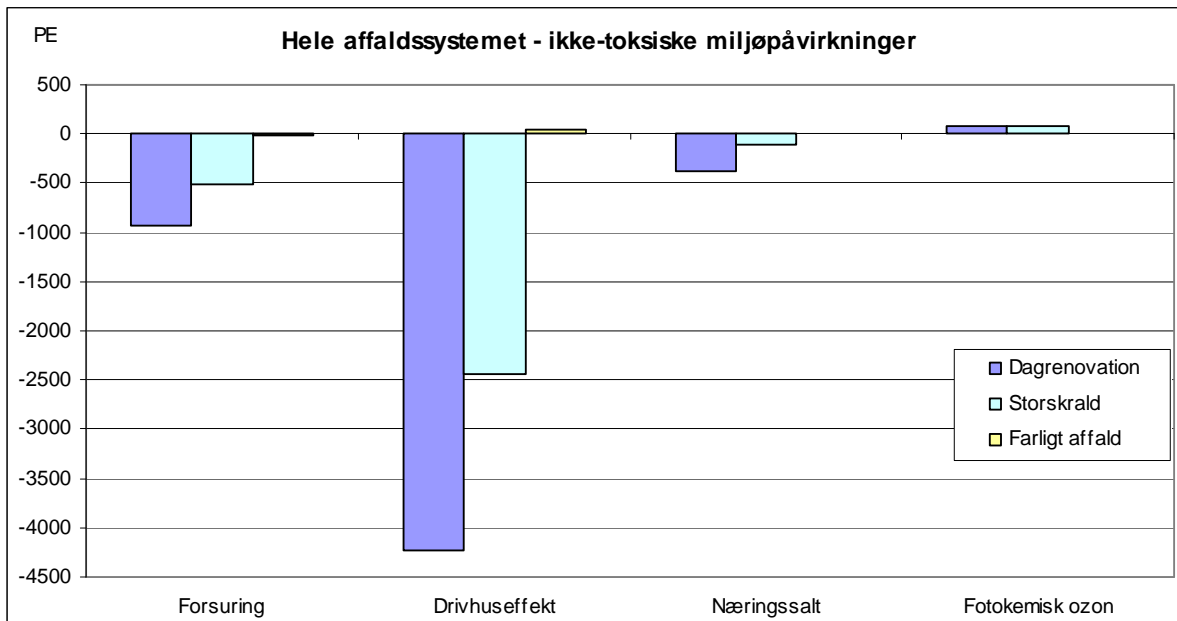
I de foregående afsnit er miljøvurderingen af de tre affaldstyper, dagrenovation, storskrald og farligt affald, gennemgået hver for sig. I dette afsnit sammenstilles resultaterne for de tre affaldstyper for at vise hvilke affaldstyper, der er mest dominerende i systemet. Sammenstilling af resultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger er præsenteret i Figur 38, og de toksiske miljøpåvirkninger er vist i Figur 39.

For de ikke-toksiske miljøpåvirkninger findes de største undgåede miljøpåvirkninger for dagrenovation efterfulgt af storskrald. Den største undgåede miljøpåvirkning findes for drivhuseffekt på -4236 PE henholdsvis -2440 PE for dagrenovation og storskrald. Dernæst kommer forurening med undgåede påvirkninger på -929 PE henholdsvis -520 PE for dagrenovation og storskrald. Miljøpåvirkninger og undgåede påvirkninger i kategorierne næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse er alle mindre end ± 500 PE. En vigtig betragtning er, om brændstofforbruget til indsamling og transport kan opvejes af de besparelser, der kommer fra substitution ved nyttiggørelse af affaldet. Det største transportarbejde er forbundet med håndteringen af storskrald, men de mange muligheder for genanvendelse gør, at der samlet set er tale om netto undgåede miljøpåvirkninger for denne affaldstype.

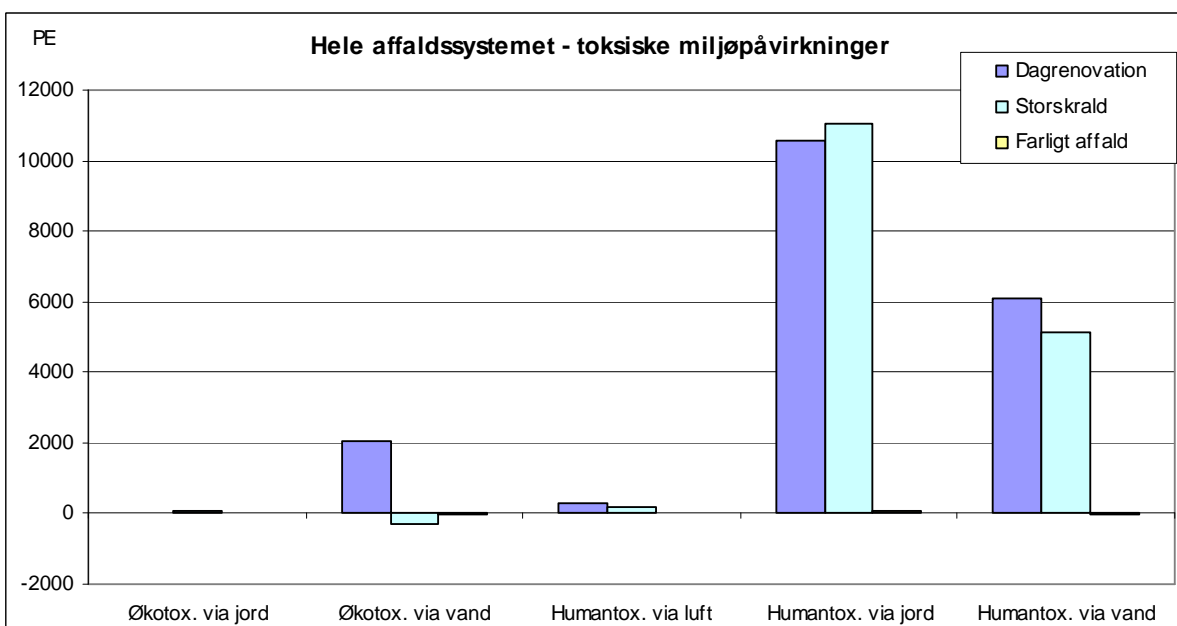
De toksiske miljøpåvirkninger er generelt større end de ikke-toksiske. Det vurderes dog, at metoden har større usikkerhed på beregning af de toksiske påvirkninger. Resultaterne har vist, at de toksiske miljøpåvirkninger er meget domineret af emissioner af enkelte stoffer. Det drejer sig bl.a. om VOC og NO_x fra forbrændingsprocesser og kviksølv, der frigives ved forbrænding af affaldet. På grund af disse emissioner er miljøpåvirkningerne for humantoksicitet via jord og humantoksicitet via vand over henholdsvis 10.000 PE og 5.000 PE for både dagrenovation og storskrald. Der er således tale om større miljøbelastninger for de toksiske end for de ikke-toksiske kategorier.

Det samlede resultat for ressourceforbrug er vist i Figur 40 for fossile brændsler og Figur 41 for metaller. Samlet set giver affaldssystemet ressourcebesparelser for både fossile brændsler og metaller. Forbrug af naturgas og stenkul afhænger af det valgte energiscenarie i LCA'en, men samlet er der tale om en besparelse af energiressourcer. Der er et lille forbrug af råolie, hvilket skal tilskrives indsamling og transport af affald. Ressourcemæssigt betyder indsamling og transport overordnet set ikke noget. De største ressourcebesparelser kommer fra genvinding af metaller fra storskrald og farligt affald. Den samlede ressourcebesparelser for metaller er -6408 PR mod -283 PR for fossile brændsler. Hele 80% af besparelsen for metallerne skal dog tilskrives genvinding af bly fra blyakkumulatorer.

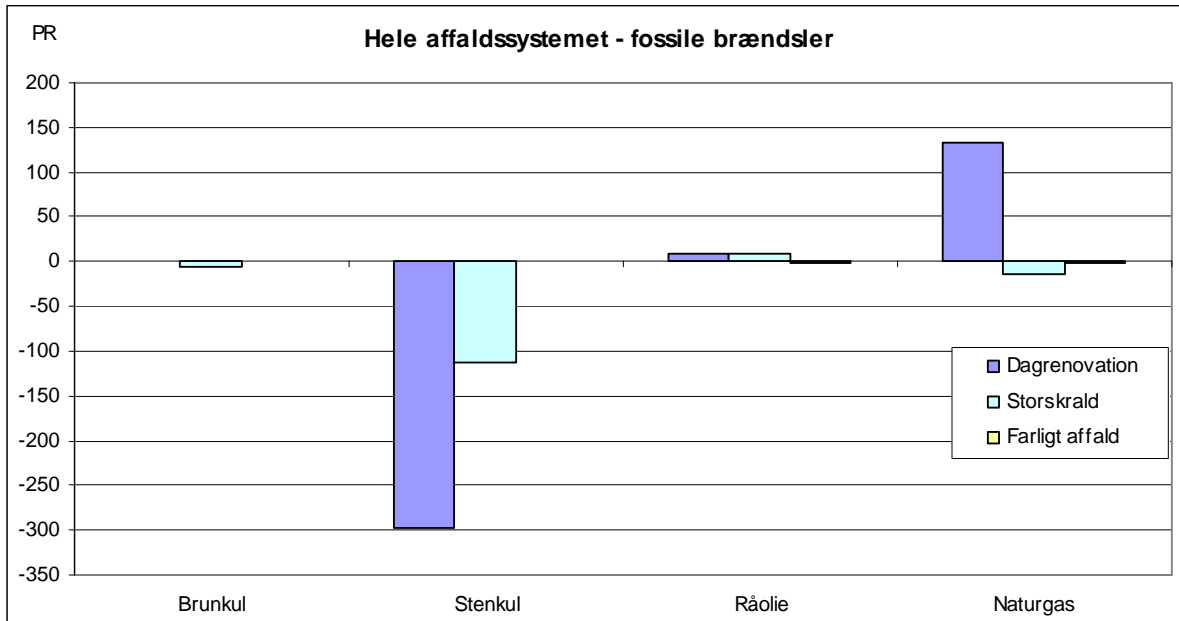
De fire figurer med de samlede resultater viser, at håndteringen af farligt affald er uden betydning for affaldssystemets samlede miljøbelastning. Imidlertid er det vigtigt, at netop farligt affald håndteres korrekt af både miljø- og arbejdsmiljømæssige grunde.



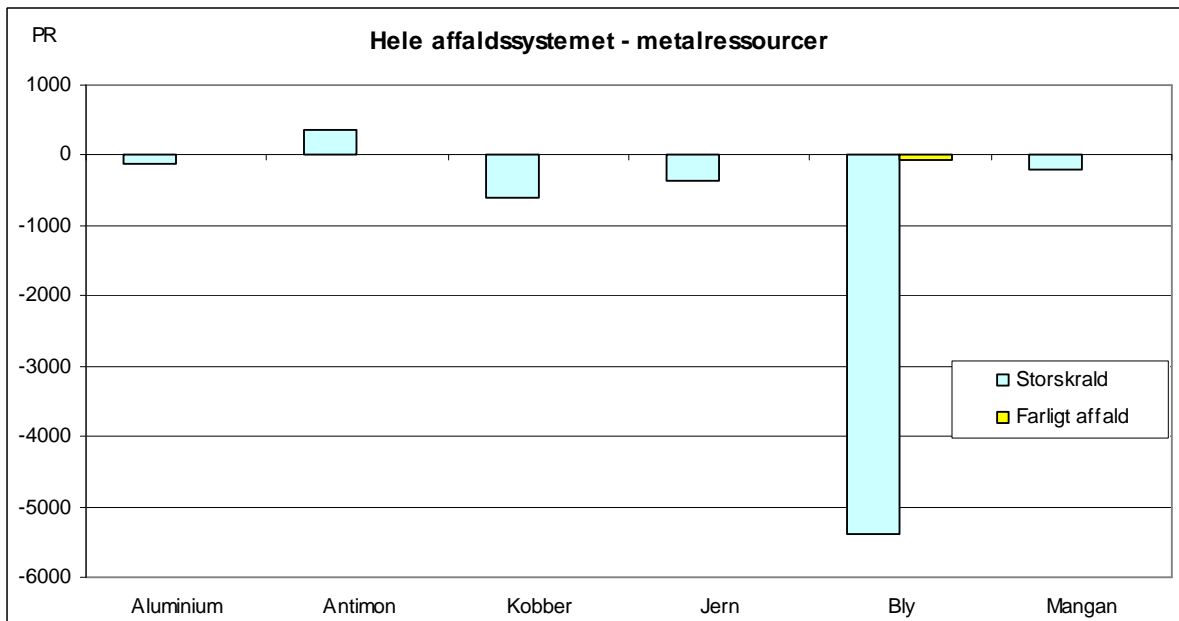
Figur 38. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra alle affaldstyper (162.000 ton husholdningsaffald).



Figur 39. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra alle affaldstyper (162.000 ton husholdningsaffald).



Figur 40. Forbrug af fossile brændsler fra alle affaldstyper (162.000 ton husholdningsaffald).

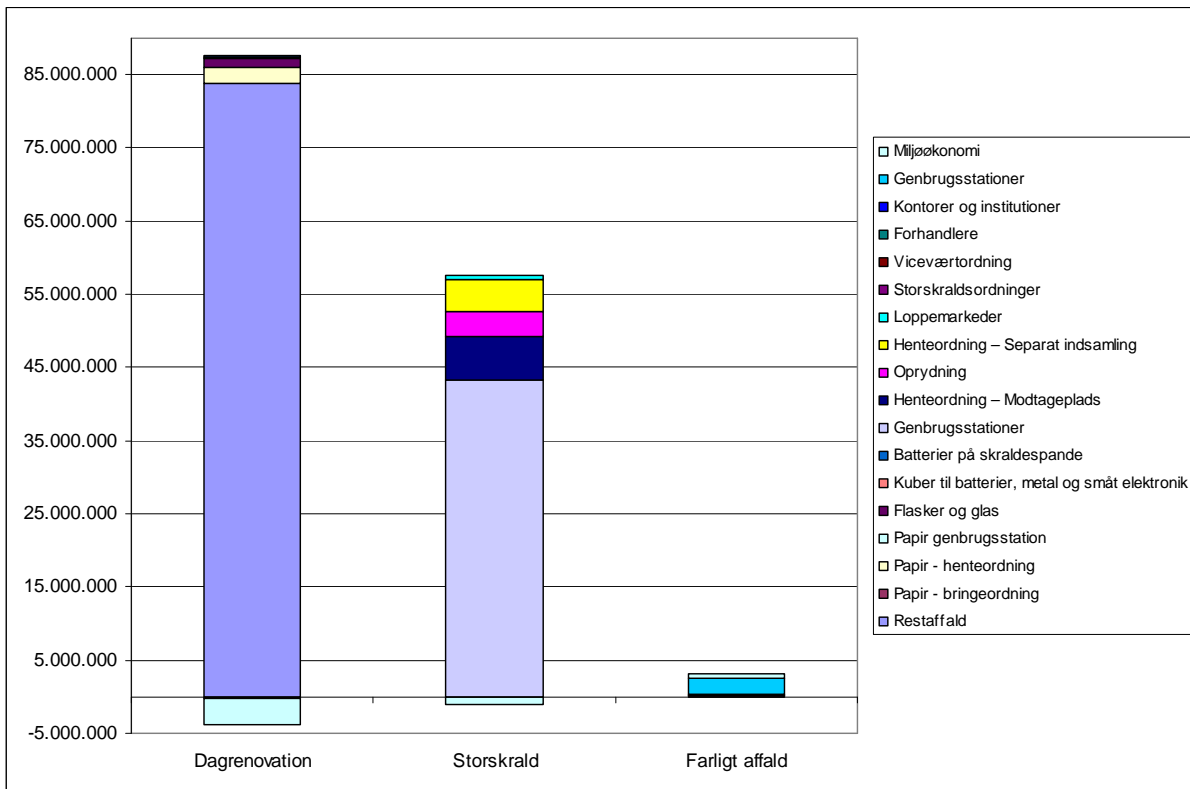


Figur 41. Forbrug af metalressourcer (162.000 ton husholdningsaffald).

7.2 Økonomisk vurdering

7.2.1 Samlet resultat

Som det kan ses i Figur 42 udgør dagrenovation den største del af omkostningerne i Århus Kommunes husholdningsaffaldssystem. Det er også denne del af systemet, der udgør den største affaldsmængde, så det er ikke overraskende, at den koster mest. Hvis omkostningerne opgøres i forhold til de affaldsmængder, der indsamles i de tre systemer, bliver de gennemsnitlige omkostninger 912 DKK/ton, 792 DKK/ton samt 6234 DKK/ton for henholdsvis dagrenovation, storskrald og farligt affald. Grunden til, at farligt affald har en meget højere pris per ton, skyldes de forholdsvis dyrere behandlingsomkostninger for denne affaldsfraktion.



Figur 42: Samlet økonomi (DKK)

7.2.2 Følsomhedsanalyse af miljøøkonomi

Kun få emissioner er prissatte ved den miljøøkonomiske opgørelse, der er valgt her. Videre svinger de prissætningen kraftigt mellem forskellige kilder, se Tabel 3. Derfor er de miljøøkonomiske beregninger lavet med alle de forskellige prisniveauer for at teste hvilken indflydelse dette har på resultaterne. Resultaterne fra beregningerne kan ses i Tabel 20. Omkostningerne svinger meget afhængigt af hvilken prissætning, der bruges, og dette er grunden til, at de miljøøkonomiske resultater tolkes med forsigtighed. Prissætningen fra (DMU 2007) er den seneste og er den med størst relevans for danske forhold og anses derfor for at være realistisk. Grunden til, at resultaterne bliver så forskellige, er, at priserne varierer kraftigt, og at antallet af emissioner, der er prissatte

også varierer meget. De høje omkostninger og besparelser ved brug af priser fra ECON skyldes især, at fossile CO₂-emissioner er prissatte.

Miljøøkonomiske omkostninger udgør kun få procent af det samlede økonomiske resultat. Derfor er det tvivlsomt om valg af en anden metode vil ændre nogen konklusioner, men metodevalg bør indgå i tolkningen af miljøøkonomi for scenarier for det fremtidige affaldssystem. Den valgte metode er blandt de metoder, der giver de laveste miljøomkostninger.

Tabel 20: Miljøomkostninger ved brug af forskellige priser (DKK)

	Dagrenovation	Storskrald	Farligt affald
(Rabl et al. 1998) lav NO ₂	-4.812.861	-3.047.382	-17.962
(Rabl et al. 1998) høj NO ₂	-7.017.368	-3.047.382	-17.962
(ECON 2000) alle lave	-2.476.751.386	-1.506.784.502	66.784.016
(ECON 2000) alle høje	-4.486.623.311	-2.729.641.383	120.978.549
(Andersen et al. 2004) alle lave	-3.880.949	-1.167.920	336.539
(Andersen et al. 2004) alle høje	-45.148.886	-28.573.449	-6.940
(ExternE 1999) alle lave	-515.114	-218.166	28.525
(ExternE 1999) alle høje	-8.135.723	-2.706.120	654.302
(DMU 2007)	-3.659.587	-1.035.927	512.407

8 Opsummering

Projektet har haft til formål at foretage en miljøvurdering af den nuværende håndtering af husholdningsaffald i Århus Kommune. Med udgangspunkt i mængderne af dagrenovation, storskrald og farligt affald i 2005 er der gennemført en livscyklusvurdering af hele affaldssystemet. Resultatet er opgjort som potentielle ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger samt ressourceforbrug. Livscyklusvurderingen er suppleret af en analyse af de budgetøkonomiske forhold for affaldssystemet samt en vurdering af miljøøkonomi for luftemissioner. Miljøvurderingen skal bruges som grundlag for vurdering af fremtidens affaldssystem i Århus Kommune. Derfor opsummeres her de vigtigste erfaringer, som inddrages bør i opstilling og tolkning af fremtidige scenarier.

Resultaterne har vist, at miljøbelastningen i alle miljøpåvirkningskategorier er bestemt af emission af enkelte stoffer:

• Drivhuseffekt:	CO ₂
• Forsuring:	SO ₂ og NO _x
• Næringssaltbelastning:	NO _x
• Fotokemisk ozondannelse	VOC og CO
• Humantoksicitet via luft:	VOC
• Humantoksicitet via jord:	VOC og kviksølv
• Humantoksicitet via vand:	Kviksølv
• Økotoksicitet via jord:	VOC
• Økotoksicitet via vand:	Jern, PAH'er og strontium

CO₂, SO₂ og NO_x er især knyttet til energiproduktion. Derfor er energisubstitution en vigtig faktor i affaldssystemet. VOC, CO og delvist NO_x stammer fra udstødningsgas fra især bilmotorer. Disse er derfor afgørende for miljøbelastningen fra indsamling og transport af affald. Dog er det kun kategorien humantoksicitet via jord, der reelt har betydning for det samlede LCA-resultat. Belastningen kan reduceres enten ved at skifte til bilmotorer med højere Euronorm eller ved at optimere indsamlingen og mindske transportafstandene for affaldet. Kviksølv frigøres ved forbrænding af affald, og denne miljøpåvirkning kan mindskes ved enten at fjerne kviksølvholdigt affald fra forbrændingsanlægget eller ved at rense røggassen bedre. Reduktion af de her nævnte emissioner er til en vis udstrækning inden for Århus Kommunens handlingsfelt. De øvrige emissioner, som især bidrager til økotoksicitet via vand, stammer fra eksterne opstrøms- og nedstrømsprocesser, som Århus Kommune vanskeligt kan påvirke.

Farligt affald er stort set uden betydning for LCA'ens resultater, men det er dog alligevel vigtigt, at affaldssystemet kan kapere denne affaldstype også, da det skal håndteres miljø- og arbejdsmiljømæssigt forsvarligt. Det kan undersøges, om behandlingen af malingaffald kan optimeres til bedre udnyttelse af forbrændingsenergien. Batterier er ikke med i denne miljøvurdering, da der ikke er tilstrækkelige data for alle behandlingsteknologier. En screening af genanvendelsesteknologier viser, at potentialet ved genanvendelse er en ressourcebesparelse på ca. 35 PR/ton. Det er især metallerne sølv, cadmium, zink, cobolt, kviksølv og nikkel, som bidrager. De miljømæssige påvirkninger er ikke analyseret. En væsentlig gevinst vil dog være reduktion af kviksølvindholdet i restaffald.

Resultaterne for storskrald og farligt affald viser, at der er miljømæssige gevinster ved genanvendelse af oliebaseerede produkter (spildolie, gummi og plast) og metaller (enten sjældne metaller i små mængder eller almindelige metaller i store mængder). Denne erfaring er vigtigt at have med i overvejelserne af, hvilke affaldsfraktioner der fremover skal udsorteres.

Budgetøkonomisk er behandling af restaffald den dyreste indsamlingsordning efterfulgt af genbrugsstationerne, men det er også her de største affaldsmængder indsamles og behandles. Den gennemsnitlige omkostning for behandling af farligt affald er ca. 8 gange højere end for de andre affaldstyper, men igen er det stort set uden betydning for de samlede omkostninger.

De miljøøkonomiske omkostninger udgør kun få procent af de samlede omkostninger, og derfor må budgetøkonomien forventes at være den vigtigste faktor ved tolkning af den økonomiske vurdering af fremtidige systemer.

9 Referencer

References

Andersen, M. S., Frohn, L. M., Jensen, S. S., Nielsen, J. S., Sørensen, P. B., Hertel, O., Brandt, J., and Christensen, J. 2004. Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Faglig rapport fra DMU, nr. 507.

DMU 2007. Beregningspriser for luftemissioner - 2007.

ECON 2000. Miljøkostnader ved affallsbehandling. ECON. ECON rapport 85:00.

ExternE 1999. ExternE Methodology Update 1998.

Kirkeby, J., Birgisdóttir, H., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Bhandar, G. S., and Hauschild, M. 2006. Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies: EASEWASTE. Waste Management & Research 24:3-15.

Larsen, A. W. and Fjelsted, L. 2007b. Bilagsrapport 2: Systembeskrivelse for storskrald Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Larsen, A. W. and Fjelsted, L. 2007a. Bilagsrapport 3: Systembeskrivelse for farligt affald Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Merrild, H. 2007a. Bilagsrapport 1: Systembeskrivelse for dagrenovation Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Merrild, H. 2007b. Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Rabl, A., Spadaro, J. V., and McGavran, P. D. 1998. Health risks of air pollution from incinerators: a perspective. Waste Management & Research 16:365-388.

Riber, C. 2007. Forbrænding af affald på Affaldscenter Århus Forbrændingsanlæg. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Stranddorf, H. K., Hoffmann, L., and Schmidt, A. 2005. Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA - opdatering af udvalgte UMIP97-data. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljønyt nr. 77.

Wenzel, H., Hauschild, M., and Alting, L. 1997. Environmental Assessment of Products. Volume 1 Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer Academic Publishers.