



Miljøvurdering af husholdningsaffald i Herning Kommune

Dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald

Larsen, Anna Warberg; Fjelsted, Lotte; Boldrin, Alessio; Riber, Christian; Christensen, Thomas Højlund

Publication date:
2007

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Larsen, A. W., Fjelsted, L., Boldrin, A., Riber, C., & Christensen, T. H. (2007). *Miljøvurdering af husholdningsaffald i Herning Kommune: Dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald*. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

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.

Miljøvurdering af husholdningsaffald i Herning Kommune

*Dagrenovation, storskrald,
farligt affald og haveaffald*

28. juni 2007

Anna Warberg Larsen
Lotte Fjelsted
Alessio Boldrin
Christian Riber
Thomas Højlund Christensen

Institut for Miljø & Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Forord

Denne rapport er hovedrapporten for et projekt om miljøvurdering af håndteringen af husholdningsaffald i Herning Kommune. Projektet er udført i et samarbejde mellem Herning Kommune og Institut for Miljø & Ressourcer, DTU. Hovedrapporten er en sammenfatning af miljøvurderingens resultat, mens relevante systembeskrivelser, data og resultater er præsenteret i bilagsrapporter.

Følgende bilagsrapporter supplerer hovedrapporten:

- Bilagsrapport 1: Dagrenovation - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 2: Storskrald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 3: Farligt affald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 4: Haveaffald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 5: Indsamling og transport - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 6: Haveaffald – resultater (engelsk udgave)

Projektet er udført over 2,5 år i perioden 2004-2007, og miljøvurderingens basisår er 2005. Herning Kommune har leveret oplysninger til kortlægning af affaldsmængder og behandlingsveje for affaldet. Der er gennemført en forbrændingstest på forbrændingsanlægget Knudmoseværket for at fremskaffe data om restaffaldets sammensætning og data til modellering af forbrændingsprocessen. Desuden er der foretaget analyser af haveaffaldets sammensætning. Institut for Miljø & Ressourcer har stået for øvrig dataindsamling, beregning og modellering til miljøvurderingen samt afrapportering af projekts resultatet. Udover miljøvurderingen for Herning Kommune har projektet været væsentligt for udvikling og test af moduler i beregningsværktøjet EASEWASTE, der er udviklet af DTU.

Undervejs var der nedsat en styringsgruppe med repræsentanter fra både Herning Kommune og DTU. Der blev afholdt 3 styringsgruppemøder i løbet af projektperioden. Fra Herning Kommune har Mogens Bentzen, Inger Thamdrup, Bjarne Kallesøe, Gitte Østergaard, Hans Meinhardt og Jan Enemark Jensen deltaget i styringsgruppen, og fra DTU har Thomas Højlund Christensen, Christian Riber, Anna Warberg Larsen, Janus Kirkeby og Trine Lund Hansen deltaget. En stor tak til øvrige medarbejdere hos Herning Kommune og DTU, der har deltaget på styringsgruppemøderne og bidraget til projektarbejdet.

Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet takker for det udbytterige samarbejde i projekt

Anna Warberg Larsen
Projektleder

Indhold

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 1 | INDLEDNING | 2 |
| 1.1 | FORMÅL | 2 |
| 1.2 | AFGRÆNSNING..... | 2 |
| 1.3 | LÆSEVEJLEDNING..... | 2 |
| 2 | METODE OG MODEL..... | 4 |
| 2.1 | METODE: LIVSCYKLUSVURDERING..... | 4 |
| 2.2 | MODEL: EASEWASTE..... | 4 |
| 2.3 | DATA | 5 |
| 2.4 | SYSTEMAFGRÆNSNING..... | 5 |
| 3 | SYSTEMBESKRIVELSE | 8 |
| 4 | RESULTAT: DAGRENOVATION | 11 |
| 4.1 | BASIS-SCENARIO FOR DAGRENOVATION..... | 11 |
| 4.1.1 | Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug..... | 11 |
| 4.1.2 | Påvirkninger fra indsamling og transport..... | 15 |
| 4.1.3 | Andre miljøpåvirkninger..... | 16 |
| 4.2 | SCENARIER | 17 |
| 4.2.1 | Nedlægge ordning for indsamling af småt pap..... | 18 |
| 4.2.2 | Effekt af p-kasseordning | 19 |
| 4.2.3 | Indsamling af emballageaffald..... | 20 |
| 4.3 | KONKLUSION: DAGRENOVATION | 21 |
| 5 | RESULTAT: STORSKRALD | 23 |
| 5.1 | BASIS-SCENARIO FOR STORSKRALD..... | 23 |
| 5.1.1 | Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug..... | 23 |
| 5.1.2 | Resultater for dæk..... | 30 |
| 5.1.3 | Andre miljøpåvirkninger..... | 30 |
| 5.2 | SCENARIER | 31 |
| 5.2.1 | Nedlægge storskraldsordning..... | 31 |
| 5.3 | KONKLUSION: STORSKRALD | 33 |
| 6 | RESULTAT: FARLIGT AFFALD | 35 |
| 6.1 | BASIS-SCENARIO FOR FARLIGT AFFALD..... | 35 |
| 6.1.1 | Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug..... | 35 |
| 6.1.2 | Andre miljøpåvirkninger..... | 41 |
| 6.2 | KONKLUSION: FARLIGT AFFALD | 42 |
| 7 | RESULTAT: HAVEAFFALD | 43 |
| 7.1 | BASIS-SCENARIO FOR HAVEAFFALD | 43 |
| 7.1.1 | Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug..... | 43 |
| 7.1.2 | Andre miljøpåvirkninger..... | 45 |
| 7.2 | SCENARIER | 45 |
| 7.2.1 | Forbrænding | 47 |
| 7.2.2 | Hjemmekompostering 1 | 48 |
| 7.2.3 | Hjemmekompostering 2 | 48 |
| 7.3 | KONKLUSION: HAVEAFFALD..... | 49 |
| 8 | RESULTAT: SAMMENSTILLING AF ALLE AFFALDSTYPER | 50 |
| 9 | OPSUMMERING..... | 52 |
| 10 | REFERENCER..... | 55 |

1 Indledning

1.1 Formål

Formålet med dette projekt er at foretage en miljøvurdering af håndtering af husholdningsaffald i Herning 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. 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 Knudmoseværket for at fremskaffe data om restaffaldets sammensætning og forbrændingsanlæggets effektivitet samt at gennemføre analyser af haveaffaldets sammensætning. Udover miljøvurderingen for Herning Kommune er formålet også at opbygge databaser, udvikle og teste moduler i beregningsværktøjet EASEWASTE, der er udviklet af DTU.

1.2 Afgrænsning

Miljøvurderingen omfatter alt husholdningsaffald i Herning Kommune, hvilket vil sige affaldstyperne dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald. Alle processer for indsamling og behandling af affaldet indgår 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 2.4. Analyse og vurdering af økonomiske, 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 miljøvurderingen. Den anvendte metode er den danske LCA-metode UMIP (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.

Kapitel 3 opsummerer systembeskrivelsen for håndteringen af husholdningsaffald i Herning Kommune. I systembeskrivelsen kortlægges affaldsmængder og ruter i behandlingsforløbet for alle dele af affaldssystemet. Der er udarbejdet en systembeskrivelse for henholdsvis dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald i hver sin bilagsrapport.

I kapitel 4 præsenteres resultaterne for affaldstypen dagrenovation. Der er udarbejdet scenarier for alternativ behandling af pap, p-kassefraktioner og plast- og metalemballage.

I kapitel 5 præsenteres resultaterne af miljøvurderingen af storskrald. Fokus er lagt på identifikation af fraktioner, som ud fra en systembetragtning er vigtige at genanvende.

Kapitel 6 behandler resultaterne for farligt affald.

I kapitel 7 opsummeres resultaterne for behandling af haveaffald. Der er opstillet fire alternative behandlingsscenarier. Resultaterne er uddybet i Bilagsrapport 6.

I kapitel 8 sammenstilles resultaterne for hver af affaldstyperne (dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald) for at identificere hvor i det samlede system, de største miljøpåvirkninger findes.

Konklusionerne findes i kapitel 9.

Vedlagt denne rapport findes følgende bilagsrapporter:

- Bilagsrapport 1: Dagrenovation - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 2: Storskrald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 3: Farligt affald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 4: Haveaffald - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 5: Indsamling og transport - systembeskrivelse
- Bilagsrapport 6: Haveaffald – resultater (engelsk udgave)

I bilagsrapport 1-5 er opstillet en beskrivelse af affaldssystemet, hvor man kan se hvilke processer, der er inkluderet. Desuden er relevante data til modelleringen præsenteret. Bilagsrapport 6 præsenterer resultaterne for haveaffald i en engelsk version. I kapitel 7 i nærværende rapport findes en opsummering på dansk.

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, forsurening, nærings saltbelastning, 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).

Ressourceforbrug normaliseres i forhold til den eksisterende reserve pr. verdensborger af den pågældende ressource. Enheden er personreserver (PR). For fornybare og udtømmelige ressourcer - alt andet lige - er reserven uendelig stor, og det normaliserede resultat er derfor 0. Disse kan i stedet opgøres som anvendte mængder (kg) af de pågældende materialer, 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, nikkel, zink, mangan, bly og antimon. 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. Derfor anvendes dette projekt til også at undersøge, hvor store mængder (kg) behandlingsrest, der opstår i affaldssystemet, uden at det kan føres til viderebehandling i modellen.

2.2 Model: EASEWASTE

Til modellering af affaldssystemet anvendes beregningsprogrammet EASEWASTE. 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 forskellige 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 udspredding 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 2.4.

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).

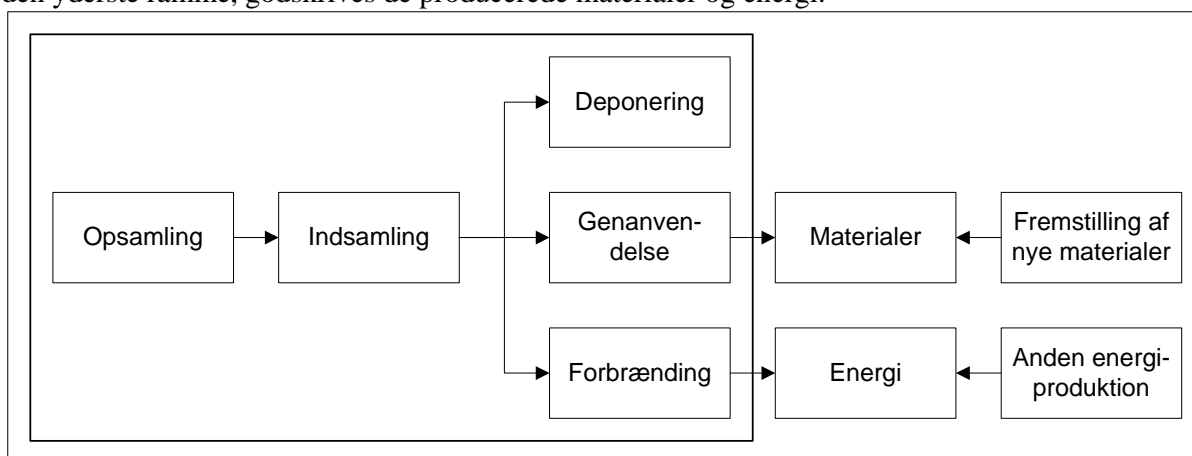
2.3 Data

Data for affaldssammensætning og behandlingsteknologier er enten indsamlet af Herning Kommune og DTU eller hentet i tilgængelige databaser og rapporter. En række 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. 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 produkter som 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.

2.4 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 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 fremstillet 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 ens affaldssystem påvirker markederne for disse produkter. Den vigtigste overvejelse i forhold til systemet for Herning 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 varmeproduktion. 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. Dette er yderligere uddybet i bilagsrapport 1.

Alt affald i systemet er så vidt muligt ført til nyttiggørelse eller slutdisponering. Der er dog enkelte undtagelser. Fra de anvendte teknologier og eksterne processer er der ofte en mindre mængde behandlingsrest, som må opgøres i de affaldskategorier, der er nævnt i afsnit 2.1. Det vil kræve et uforholdsmæssigt stort arbejde at skaffe data på behandlingen af de sidste dele af affaldet.

Resultater af dette projekt viser, at behandlingsresterne typisk er i størrelsesordenen 5% af den indkomne affaldsmængde, hvilket må siges at være minimalt. Dette er undersøgt for alle affaldstyper, se resultater i afsnit 4.1.3, 5.1.3, 6.1.2 og 7.1.2. Fra affaldsforbrændingsanlægget kommer en række restprodukter, som videre skal håndteres. Det drejer sig om genanvendelse af slagger, 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.

3 Systembeskrivelse

Livscyklusvurderingen foretages for alt husholdningsaffald i Herning Kommune produceret i 2005. Systemet omfatter både dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald, og her opsummeres, hvilke affaldsfraktioner og indsamlingsordninger affaldstyperne omfatter. For hver af affaldstyperne er de affaldsfraktioner, der sorteres i, identificeret, og årsmængderne for hver affaldsfraktion er opgjort. Dernæst er det identificeret hvor og hvordan, affaldet behandles. For mere detaljerede beskrivelser henvises til bilagsrapporter 1-5.

Dagrenovation er den type af affald, der dagligt produceres i husholdningen. Det er mængdemæssigt den største affaldstype med en årlig mængde på 19.532 ton. Der er etableret kildesortering af papir, pap, glas samt 'problemaffald'. Affald, der ikke kildesorteres i de nævnte fraktioner, bortskaffes som restaffald og brændes på forbrændingsanlægget. Papir og pap indsamles gennem en henteordning, mens glas kan afleveres i centralt placerede kuber. Disse fraktioner går til genanvendelse, og da det er store mængder betyder det, at genanvendelsesprocenten for dagrenovation er 29%. I kommunen findes en p-kasseordning, som er en henteordning for 'problemaffald'. Dette affald er bl.a. farligt affald og genanvendeligt affald, der findes i mindre mængder, men som ikke bør komme i restaffaldet. Denne ordning har vist sig at være en vigtig indsamlingsvej for batterier.

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 er genbrugspladsen ved Nederkærgård Genbrugs- og Affaldsplads, 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 henteordning, hvor borgerne efter tilkald kan få afhentet storskrald. Etageboliger kan indgå aftale om faste afhentninger. Selvom der udsorteres 16 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 9.278 ton samt 4.800 ton 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. Alt slags farligt affald kan afleveres på genbrugspladsen. Visse fraktioner indsamles via p-kasseordningen eller hos forhandlere. Endvidere kan etageboliger tilmelde sig en såkaldt viceværtordning, som er en henteordning for farligt affald. Affaldet sendes til Modtagestationen Vestjylland I/S, hvorfra det afsættes til behandlingsanlæg. Behandlingsformer kan være genvinding, forbrænding eller anden form for destruktion samt deponering. Den totale mængde farligt affald er opgjort til 124 ton i 2005, heraf er ca. to tredjedele malingaffald.

Haveaffald omfatter udover 'det grønne affald' fra haven også sten og jord. Borgerne kan aflevere haveaffaldet på en særskilt plads ved Nederkærgård Genbrugs- og Affaldsplads samt på en plads i Sunds. Haveaffaldet komposteres i udendørs miler på Østdeponi Affaldsbehandlingsanlæg. En del af den færdige kompost sælges til borgerne, mens resten anvendes som afdækningsjord på deponeringsanlægget. Træstød kan ikke omsættes ved kompostering og bliver i stedet tørret og anvendt som opstartsbrændsel på forbrændingsanlæg. Registreringen af haveaffald er usikker, men der regnes med, at der i 2005 blev indsamlet 3.590 ton haveaffald.

Miljøvurdering af husholdningsaffald i Herning Kommune

Tabel 1 viser den totale mængde husholdningsaffald og enhedsmængden pr. borger i kommunen i basisåret fordelt på affaldstyper og –fraktioner. Samlet set produceres der årligt 37.324 ton husholdningsaffald, hvilket svarer til 636 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 1. 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 | 13.728 | 233,9 | Ja | Forbrænding |
| Papir og pap | 4.842 | 82,5 | Ja | Genanvendelse |
| Glas | 848 | 14,4 | Ja | Genanvendelse |
| P-kasse | 114 | 1,9 | Delvist | Forbr/genanv/dep |
| Total dagrenovation | 19.532 | 332,7 | | |
| Storskrald | | | | |
| Planglas | 165 | 2,8 | Ja | Genanvendelse |
| Autoruder | 13 | 0,2 | Ja | Genanvendelse |
| Vinduer og døre | 144 | 2,5 | Ja | Genanvendelse |
| Pap | 286 | 4,9 | Ja | Genanvendelse |
| EPS | 6 | 0,1 | Nej | Genanvendelse |
| PP | 25 | 0,4 | Ja | Genanvendelse |
| Tæpper | 272 | 4,6 | Nej | ? |
| Jern og metal | 1.309 | 22,3 | Ja | Genanvendelse |
| Kølemøbler | 89 | 1,5 | Ja | Genanvendelse |
| EE-affald | 251 | 4,3 | Nej | Genanvendelse |
| Kabler | 18 | 0,3 | Ja | Genanvendelse |
| Akkumulatorer | 25 | 0,4 | Ja | Genanvendelse |
| Dæk | 39 | 0,7 | Ja | Genanvendelse |
| Beton og tegl | 4.800 | 81,8 | Ja | Genanvendelse |
| Rent træ | 1.380 | 23,5 | Ja | Genanvendelse |
| Gips | 56 | 1,0 | Nej | Genanvendelse |
| Trykimprægneret træ | 175 | 3,0 | Nej | ? |
| Brændbart affald | 3.574 | 60,9 | Ja | Forbrænding |
| Deponiaffald | 1.451 | 24,7 | Ja | Deponering |
| Total storskrald | 14.078 | 239,8 | | |
| Farligt affald | | | | |
| Malingaffald | 81 | 1,4 | Ja | Forbrænding |
| Usorteret affald | 17 | 0,3 | Nej | Genan./forbr./dep. |
| Batterier | 2 | 0,0 | Nej | Genanv./dep. |
| Spildolie | 8 | 0,1 | Ja | Genanvendelse |
| Spraydåser | 4 | 0,1 | Nej | Genanvendelse |
| Lyskilder | 5 | 0,1 | Nej | Genanvendelse |
| Øvrige fraktioner | 7 | 0,1 | Nej | Genan./forbr./dep. |
| Total farligt affald | 124 | 2,1 | | |
| Haveaffald | | | | |
| Haveaffald | 3.440 | 58,6 | Ja | Kompostering |
| Træstød | 150 | 2,6 | Nej | Forbrænding |
| Total haveaffald | 3.590 | 61,2 | | |
| Total husholdningsaffald | 37.324 | 635,8 | | |

Systemet omfatter affald fra alle husstande i Herning Kommune. I 2005 er antallet af borgere opgjort til 58.702. Systemet er opdelt på enfamilieboliger (16.408 husstande) og etageboliger (10.503 husstande), da indsamlingsordningerne er forskellige for de to boligtyper. Det er forudsat, at den totale affaldsmængde pr. borger er konstant uanset boligformen. For dagrenovation er der dog regnet med, at de to boligtyper producerer restaffald med forskellig sammensætning.

Miljøvurderingen inkluderer alle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug forbundet med indsamling, transport og behandling af husholdningsaffaldet. Nyttiggørelse af energi og materialer substituerer andre produkter på de givne markeder, og denne effekt af affaldssystemet godskrives i miljøvurderingen.

4 Resultat: Dagrenovation

4.1 Basis-scenarie for dagrenovation

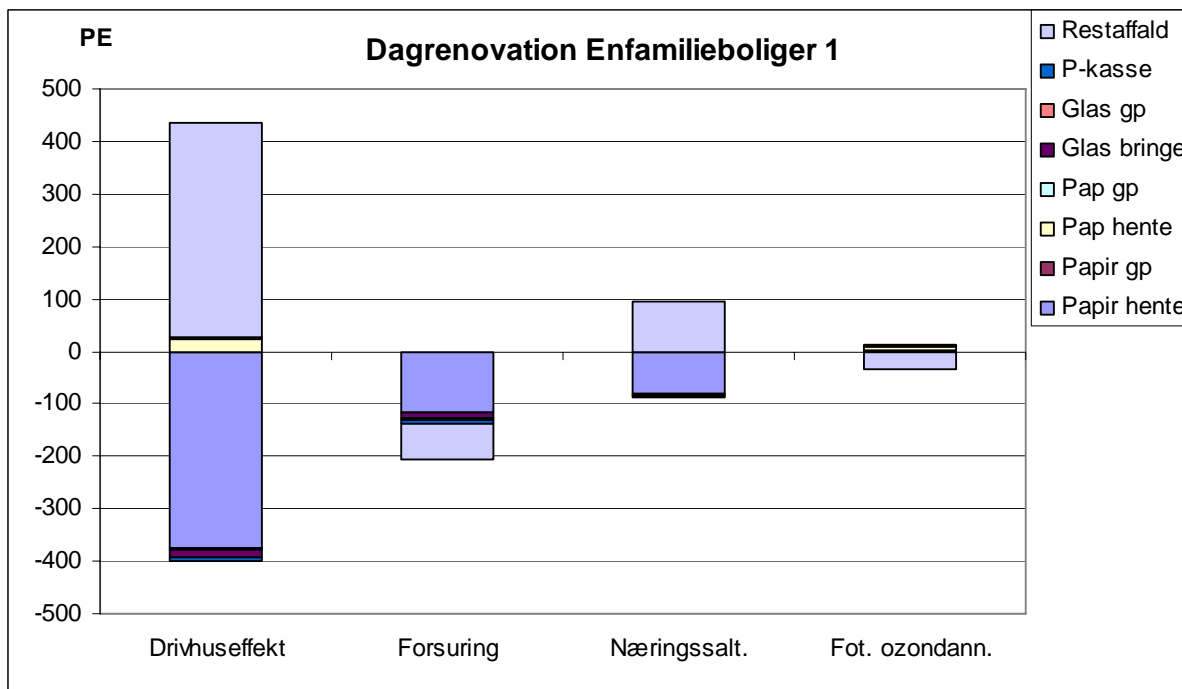
4.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug

Basisscenariet er det nuværende affaldssystem i Herning Kommune med de mængder og behandlingsformer, som er beskrevet i bilagsrapport 1. Figur 2 og Figur 3 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger for henholdsvis enfamilieboliger og etageboliger. I begge delsystemer har restaffald og henteordning for papir de største påvirkninger. Genanvendelse af papir giver store besparelser på drivhuseffekt, forsurening og næringssaltbelastning, fordi genanvendelse er mindre energikrævende end fremstilling af nyt papir. For pap er forskellen i energiforbrug mellem genanvendelse og jomfruelig produktion mindre, og det betyder, at den formodede gevinst ved genanvendelse udebliver. Faktisk ses en nettobelastning på kategorierne drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse.

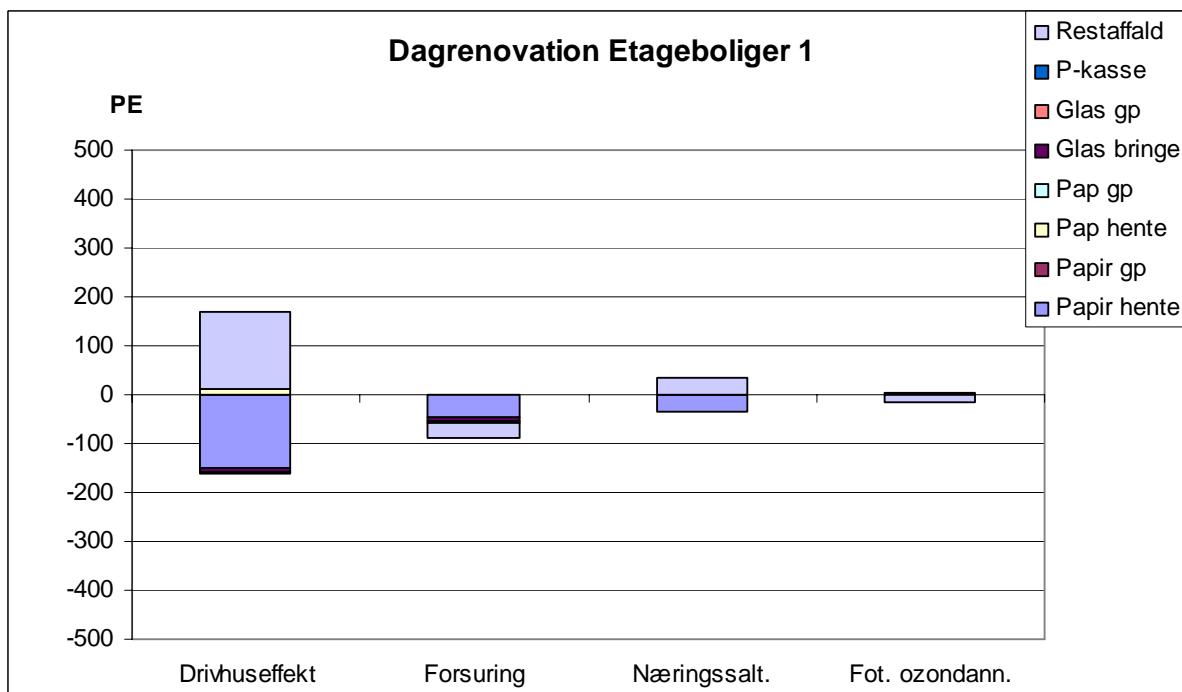
Forbrænding af restaffald giver en belastning til drivhuseffekt, fordi der er en nettoudledning af CO₂ fra fossile brændsler. Hvis den energi, der produceres i forbrændingsenergien, kan afsættes et sted, hvor det substituerer for et andet brændsel, skal denne gevinst medregnes. I Herning Kommune opnås der kun en mindre besparelse ved substitution af varmeproduktion på forbrændingsanlægget, fordi dette erstatter varmeproduktion på Herningværket baseret på naturgas og biomasse. Naturgas har relativt lave emissionsfaktorer for drivhusgasser, mens biomasse regnes for CO₂-neutralt. Samtidig er elproduktionen på forbrændingsanlægget mindre effektiv end på kraftvarmeværket. Det betyder, at man ved at brænde affald producerer mindre el, end man ville gøre på kraftværket, da varmeproduktionen er styrende for den samlede energiproduktion. Den mistede elproduktion på biomasse og gas erstattes af kulbaseret produktion til nettet. Det betyder et ekstra bidrag af CO₂. Dertil kommer, at affaldet indeholder plast, som er fossilt, idet det er lavet af olie, og derfor også giver emission af CO₂.

Generelt set er der en nettobesparelse i miljøpåvirkninger ved genanvendelse af papir, glas og p-kassefraktioner, en nettobelastning ved genanvendelse af pap, mens forbrænding af restaffald både har besparelser og belastninger.

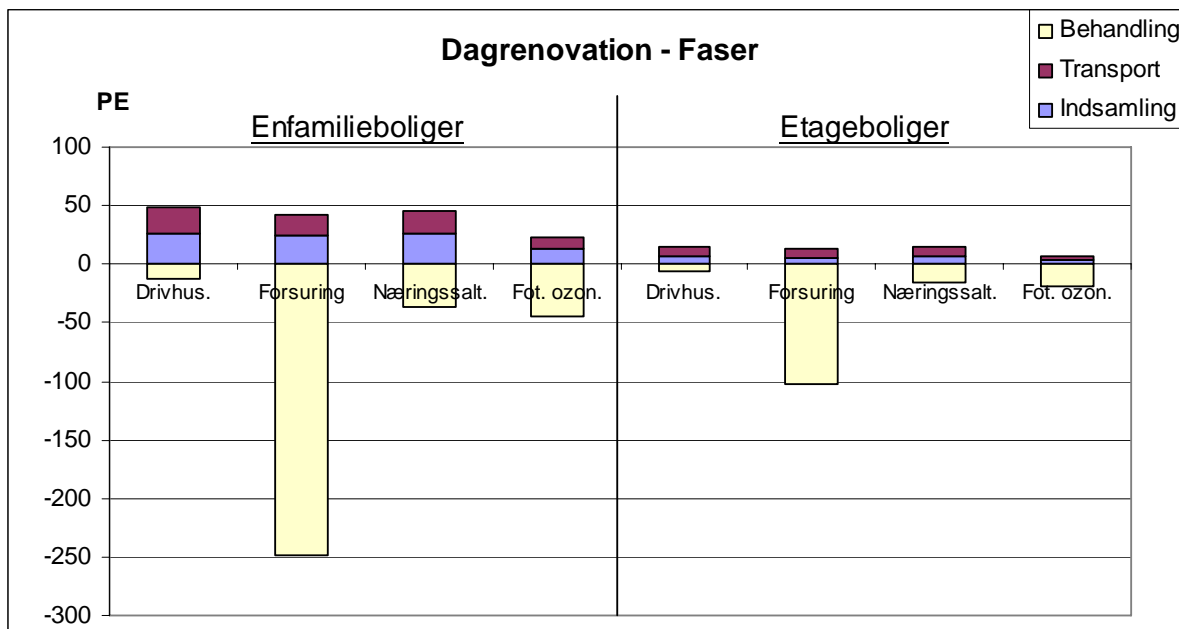
Figur 4 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort på affaldssystemets faser. *Indsamling* omfatter indsamling og transport til første modtageanlæg, *transport* er videretransport til behandlingsanlæg, mens *behandling* er affaldsbehandling fratrukket substitution af materialer og energi. Det ses, at den samlede miljøpåvirkning fra behandling er negativ pga. gevinsten ved, at energi og materialer substituerer for anden produktion. Indsamling og transport giver en positiv påvirkning, da disse faser ikke har nogen godskrivning af undgåede processer. Påvirkningen opvejes på nogle af kategorierne af en større besparelse fra behandlingsfasen.



Figur 2. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra indsamlingsordninger fra enfamilieboliger (13.974 ton).



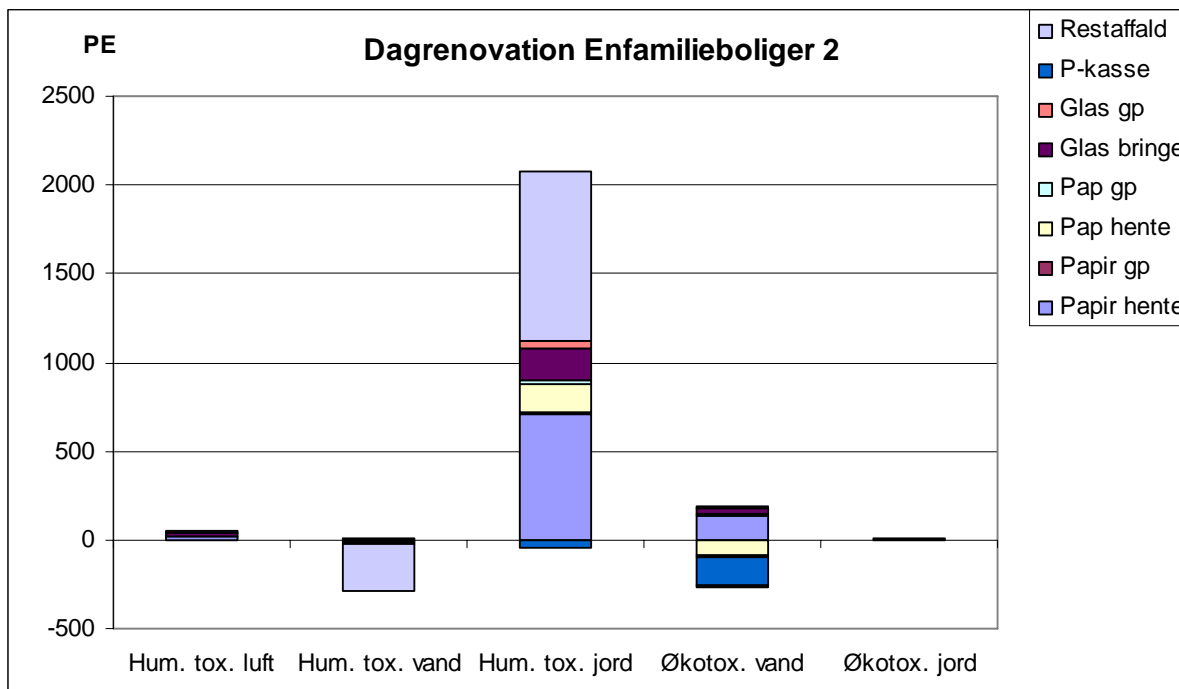
Figur 3. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra indsamlingsordninger fra etageboliger (5.558 ton).



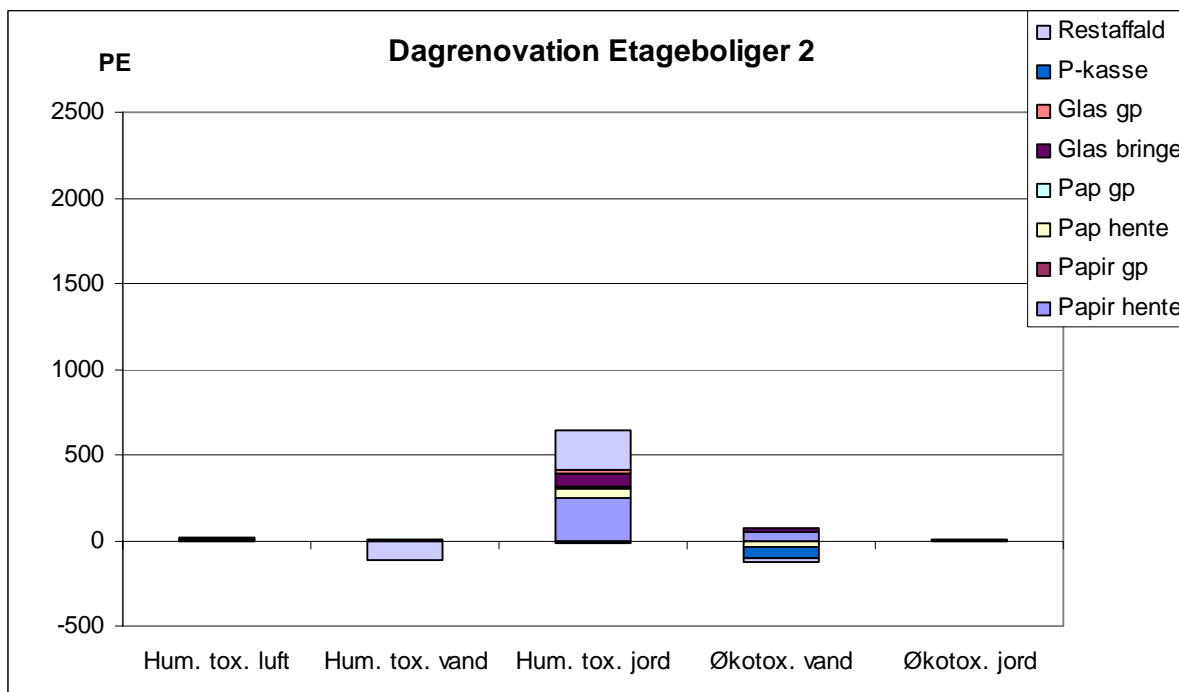
Figur 4. Potentiel miljøbelastning opgjort på systemfaser for enfamilie- og etageboliger (13.974 +5.558 ton).

De toksiske miljøpåvirkninger for delsystemerne enfamilieboliger og etageboliger fremgår af Figur 5 og Figur 6. Det skal bemærkes, at skalaen er 5 gange større end for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Der er større usikkerhed på beregning af de toksiske påvirkninger og enkelte stoffer kan have stor indflydelse på resultatet. I dette tilfælde er det især VOC (uforbrændte kulbrinter) og i mindre grad også NO_x fra bilmotorer, der er meget dominerende. Det betyder, at indsamling og transport bidrager til mere end 80% af toksicitet via luft og jord, mens behandlingsfasen er dominerende for toksicitet via vand. For behandlingsdelen alene er der tale om undgåede miljøpåvirkninger i størrelsesordenen 0-200 PE pr. påvirkningskategori. Fra restaffald er det især undgåede emissioner af dioxin, da forbrændingsanlægget renser røggassen bedre, end de anlæg, der substitueres, gør det. For p-kassen ses en besparelse ved økotoksicitet i vand, hvilket skyldes undgåede emissioner af PAH (en type kulbrinter) fra jomfruelige aluminiumsproduktion.

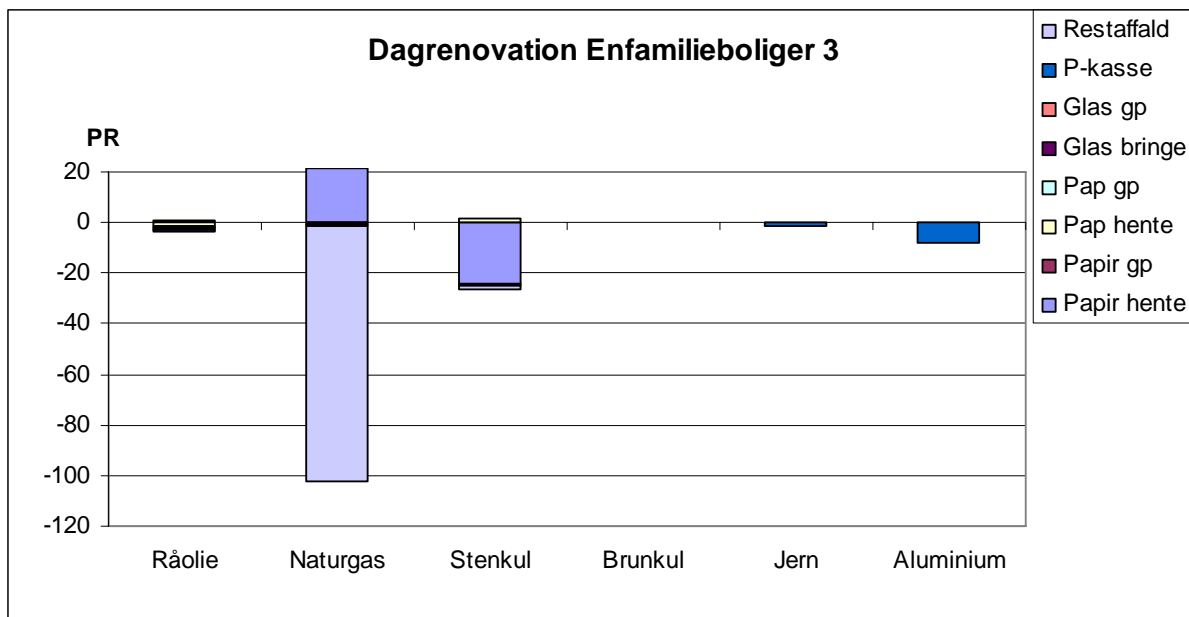
Ressourceforbrug for de vigtigste ressourcer er vist i Figur 7 og Figur 8. Resultatet viser, at energisubstitution ved forbrænding af restaffald giver den største besparelse målt i personreserver. Besparelsen er 130 PR naturgas. Derudover spares ca. 10 PR aluminium fra indsamling af metal i p-kasserne. Samlet set giver affaldssystemet ressourcebesparelser på nær for råolie, som er råstoffet til diesel til indsamling og transport. Energi til papirproduktion giver en nettobesparelse, mens papproduktion har et nettoforbrug af fossile brændsler – i begge tilfælde dog ikke mere end et par personreserver. Tolkning af resultaterne for papir og pap er meget følsom over for det valgte energiscenarie.



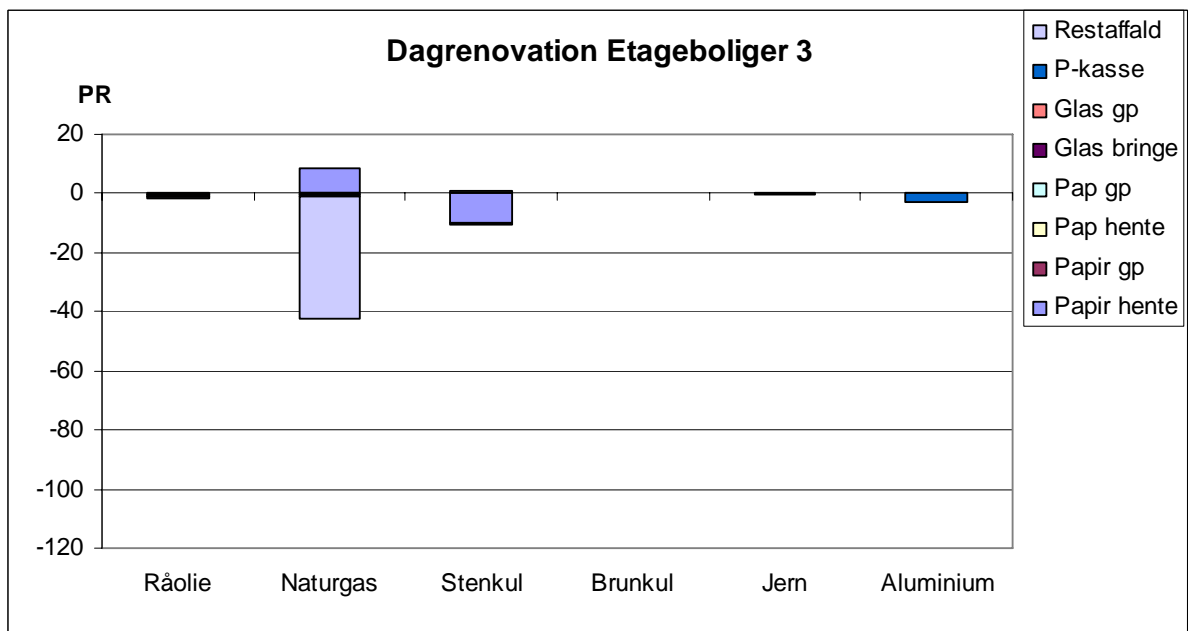
Figur 5. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra indsamlingsordninger for enfamilieboliger (13.974 ton).



Figur 6. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra indsamlingsordninger fra etageboliger (5.558 ton).



Figur 7. Ressourceforbrug for indsamlingsordninger for enfamilieboliger (13.974 ton).



Figur 8. Ressourceforbrug for indsamlingsordninger for etageboliger (5.558 ton).

4.1.2 Påvirkninger fra indsamling og transport

Miljøpåvirkningerne fra indsamling og transport er direkte proportional med brændstofforbruget. I Figur 4 ses det, at miljøpåvirkningens størrelse er i størrelsesordenen 20-50 PE for enfamilieboliger og 7-15 PE for etageboliger. En ændring i brændstofforbruget på 10% - for hele systemet - vil betyde en ændring på højst 6 PE pr. påvirkningskategori. Det vurderes således, at usikkerheder i estimering af brændstofforbrug til indsamling og transport ikke vil have signifikant betydning for tolkning af resultaterne af de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Det skal dog bemærkes, at kørsel i

privat bil til glaskuber ikke er inkluderet, da kørselsmønsteret er ukendt. Hvis man antager, at al aflevering til kuber skete med bil og turene ikke skete med andre formål som fx indkøb, kan det beregnes hvor meget transport, der kunne tillades, før hele systemets miljøgevinster blev opbrugt. Et overslag viser, at det er 1,2 km per kg affald i bilen. Dette virker meget lavt, men realistisk set sker langt fra alle afleveringer med bil og heller ikke kun med det ene formål at aflevere glas i kuben. Dog er det vigtigt at være bevidst om at placere kuber, hvor aflevering kan ske til fods eller i forbindelse med andre ærinder.

Som nævnt er der større usikkerhed på tolkningen af de toksiske miljøpåvirkninger, og indsamling og transport giver et meget væsentligt bidrag til disse. En ændring på 10% vil dog heller ikke her føre til ændring af resultaterne. Den vigtigste toksiske emission er VOC. Udstødningsgas indeholder ca. 1 g VOC pr. liter brændstof. VOC er en blanding af mange forskellige organiske forbindelser, der er resultatet af ufuldstændig forbrænding i bilmotorer. De organiske forbindelser har forskellige toksiske egenskaber over for mennesker og økosystemer. Derfor er der en væsentlig usikkerhed forbundet med at opgøre de toksiske effekter fra bilmotorer. De toksiske effekter fra biler vil kunne reduceres betydeligt (halveres), hvis der skiftes fra Euro2, som der er regnet med her, til Euro3 eller Euro4-motorer. Det skyldes reduktion af emissionen af VOC, NO_x og CO, hvilket også vil give en reduktion af forsurening, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse. Tabel 2 viser udviklingen i de europæiske emissionsstandarder for lastbiler.

Tabel 2. Europæiske emissionsstandarder for lastbiler og busser (Wikipedia, 2007).

| | CO (carbonmonooxid) [g/kWh] | HC (Hydrocarboner) [g/kWh] | NO_x (Kvælstofoxider) [g/kWh] | PM (Partikler) [g/kWh] |
|--------------------|--|---|--|-------------------------------------|
| Euro II okt. 1998 | 4,0 | 1,1 | 7,0 | 0,15 |
| Euro III okt. 2000 | 2,1 | 0,66 | 5,0 | 0,10 |
| Euro IV okt. 2005 | 1,5 | 0,46 | 3,5 | 0,02 |
| Euro V okt. 2008 | 1,5 | 0,46 | 2,0 | 0,02 |

4.1.3 Andre miljøpåvirkninger

Forbrug af fornybare ressourcer og mængden af behandlingsrester indgår også i LCA-metoden, men tolkningen af disse er mere tvivlsom. Derfor er der ikke lagt vægt på disse i tolkning af resultaterne. Affaldsbehandlingen medfører et forbrug af vand på 2,4 m³ pr. ton dagrenovation, men dette omfatter også opdæmning af vand til vandkraft, hvilket stammer fra eksterne processer som fx elproduktion. Der spares 250 kg træ pr. ton dagrenovation, hvilket hovedsageligt stammer fra substitueret papirproduktion. Hertil skal lægges en ukendt mængde sparet biomasse til energiproduktion. Undgået produktion af nyt glas sparer udvinding af sand og kalk. Tabel 3 opsummerer forbruget af fornybare ressourcer pr. ton dagrenovation fra enfamilieboliger.

Tabel 3. Forbrug af fornybare ressourcer pr. ton dagrenovation fra enfamilieboliger.

| | Forbrug | Hovedprocesser |
|------------------------|--------------------|--------------------------------|
| Uspecificeret vand | 2,4 m ³ | Alle processer |
| Uspecificeret træ | -251 kg | Papirproduktion |
| Calciumcarbonat (kalk) | - 35 kg | Glasproduktion, røggasrensning |
| Kvartssand | -29 kg | Glasproduktion |

Der er ligeledes lavet en screening af mængden af behandlingsrester, hvis videre behandling ikke kan opgøres i miljøvurderingen, se Tabel 4. Her er den væsentligste effekt mængden af slagge fra forbrænding. De vigtigste miljøpåvirkninger fra deponering eller genanvendelse af slagge som

fyldmateriale vil være udvaskning af salte og tungmetaller. Udvaskning er nøje reguleret, fx med modning af slagge før anvendelse, og derfor anses dette ikke for at give væsentlige forureningsproblemer i løbet af de første 100 år, som er miljøvurderingens tidshorisont. Hvert ton dagrenovation giver derudover 42 kg, ca. 5%, affald, som skal viderebehandles, hvilket må siges, at være minimalt. Samlet set forventes udelukkelse af behandlingsresterne derfor ikke at ændre det samlede resultat af miljøvurderingen.

Tabel 4. Behandlingsrester pr. ton dagrenovation fra enfamilieboliger.

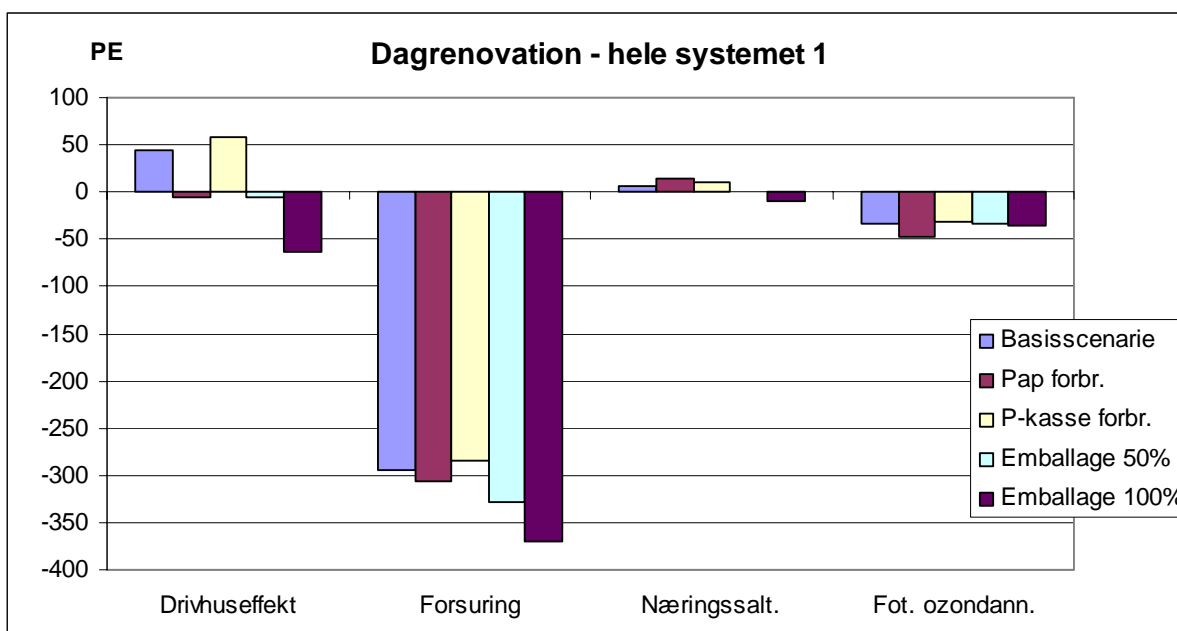
| | Forbrug | Behandlingsform |
|-----------------------------|---------|--|
| Volumenaffald | 42 kg | Genanvendelse, forbrænding, deponering |
| Slagge, aske røggasrensning | 102 kg | Genanvendelse, deponering |
| Farligt affald | -0,2 kg | Specialbehandling |
| Radioaktivt affald | -0,1 kg | Deponering |

4.2 Scenarier

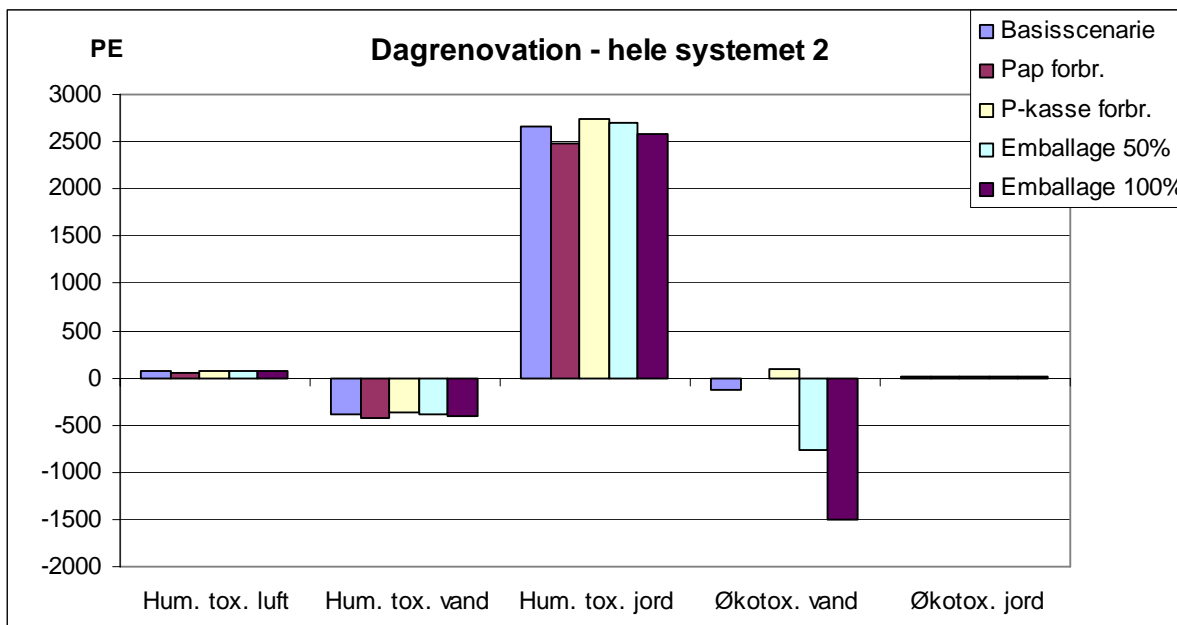
Basisscenariet sammenlignes med følgende scenarier for fremtidige ordninger:

- Nedlægge ordning for indsamling af småt pap
- Effekt af p-kasseordning
- Starte indsamling af plast- og metalemballage (50% af potentiel mængde)
- Starte indsamling af plast- og metalemballage (100% af potentiel mængde)

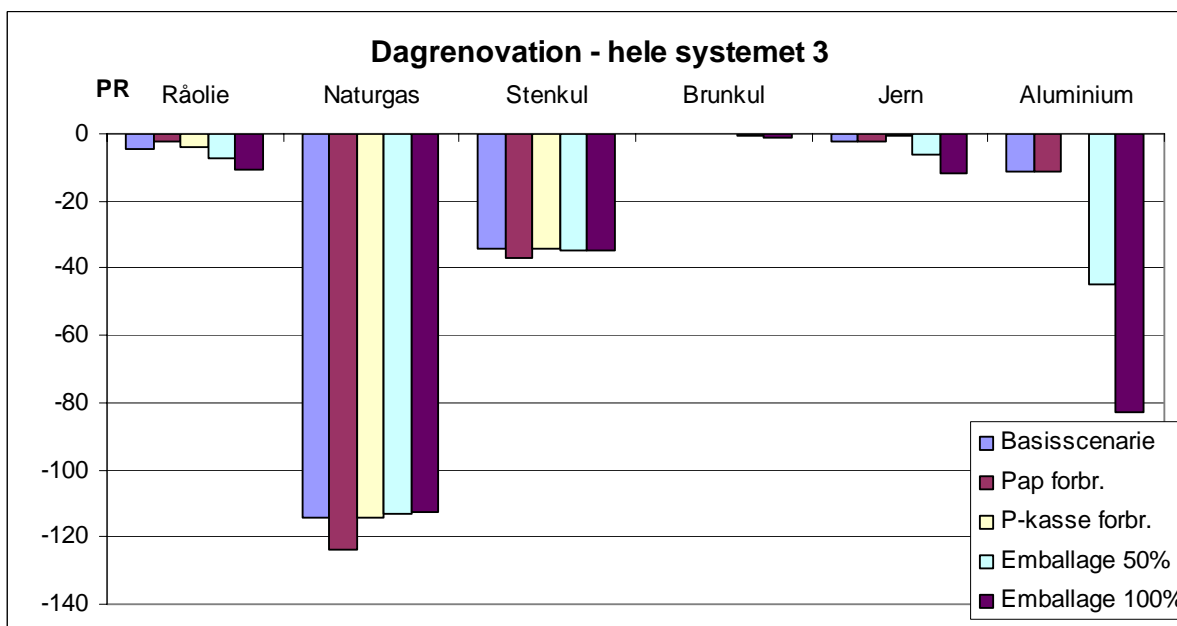
Resultaterne er vist i nedenstående figurer (Figur 9, Figur 10 og Figur 11). Efterfølgende gennemgås forudsætninger og tolkning af resultaterne for hvert scenarie.



Figur 9. Sammenligning af scenarier: Ikke-toksiske miljøpåvirkninger (19.532 ton).



Figur 10. Sammenligning af scenarier: Toksiske miljøpåvirkninger (19.532 ton).



Figur 11. Sammenligning af scenarier: Ressourceforbrug (19.532 ton).

4.2.1 Nedlægge ordning for indsamling af småt pap

4.2.1.1 Forudsætning

Småt pap er den ene af de to fraktioner, der indsamles separat i papirbeholderen. Pap har en lavere kvalitet end aviser og er derfor dyrere at behandle. Der er også et praktisk problem med indsamling af pap, da det ofte kiler sig fast i beholderen. Kommunen har besluttet at nedlægge indsamling af pap separat fra enfamilieboliger. De heraf følgende miljøkonsekvenser beregnes i dette scenarie.

Tømmingsfrekvensen for papirbeholdere vil skulle sættes ned til en gang pr. 6, 8 eller 12 uger. Dieselforbruget til indsamling af papir vil muligvis blive lavere, da papir kan komprimeres mere end pap i beholdere, men dette er ikke inkluderet i modelleringen. Der er regnet på nedlæggelse af ordninger for både enfamilieboliger og etageboliger. Ændringerne er opsummeret i Tabel 5, og resultatet er vist i Figur 9, Figur 10 og Figur 11.

Tabel 5. Scenarie for nedlægnings af papindsamling.

| | Mængde | Basisscenarie | Scenarie pap |
|--|-----------------------|--|---|
| Pap fra enfamilieboliger Henteordning Genbrugsplads | 533,3 ton 39,5 ton | Indsamling: Henteordning og genbrugsplads Behandling: Sortering + genanvendelse | Indsamling: Indsamles som restaffald Behandling: Forbrænding på Knudmoseværket |
| Pap fra etageboliger Henteordning Genbrugsplads | 212,1 ton 16,0 ton | Indsamling: Henteordning og genbrugsplads Behandling: Sortering + genanvendelse | Indsamling: Indsamles som restaffald Behandling: Forbrænding på Knudmoseværket |

4.2.1.2 Tolkning

Både for ikke-toksiske miljøpåvirkninger, toksiske miljøpåvirkninger og ressourceforbrug er der samlet set tale om en forbedring ved at brænde pap i stedet for genanvende det, men der er afvigelser inde for de enkelte kategorier. Den største forbedring er reduktion af 50 PE for drivhuseffekt. Det skyldes, at der ved forbrænding sker udnyttelse af energien i papaffaldet, mens energiforbruget til genanvendelse af pap ikke afviger væsentligt fra energiforbruget til fremstilling af nyt pap.

4.2.2 Effekt af p-kasseordning

4.2.2.1 Forudsætning

P-kasseordningen blev indført for at lette borgernes håndtering af 'problemaffald', hvilket forventedes at have både miljø- og sikkerhedsmæssige effekter. Det er ikke på tale at nedlægge ordningen, men dette scenarie viser effekten af at have indført den. En væsentlig effekt af p-kasseordningen er udsorteringen af batterier, når man betragter sorteringseffektiviteten for de enkelte materialefraktioner. Af den potentielle mængde batterier i restaffald udsorteres 35-40% til p-kasserne. Der fjernes også en mindre mængde metaller og andre ikke-brændbare materialer fra restaffaldet. Effekten af p-kasseordningen undersøges i dette scenarie ved at modellere, at materialerne i stedet forbliver i restaffaldet og brændes.

I basisscenariet er glas, metal og brændbart affald modelleret. Behandlingen af deponiaffald, EE-affald, spraydåser, medicin, lyskilder, batterier og maling er derimod ikke modelleret. For deponiaffald, medicin og maling forventes dette ikke at have nogen væsentlig betydning for sammenligningen, da behandlingsformen stort set er den samme i de to alternativer (deponiaffald slutdeponeres, medicin og maling brændes). Resultatet for maling er vist i afsnit 6 om farligt affald, og det ses, at miljøbelastningen ved specialforbrænding er relativ lav. Miljøbelastningens størrelse vil dog afhænge af energiudnyttelsen på det givne anlæg. For EE-affald, spraydåser, lyskilder og batterier forventes specialbehandling efter udsortering i alle tilfælde at være en bedre behandlingsmulighed end forbrænding. Da behandlingen af disse fraktioner ikke modelleres i

sammenligningen, vil denne gevinst ved p-kasseordningen ikke optræde i resultatet. Ændringerne i forhold til basisscenariet er præsenteret i Tabel 6, mens resultaterne er vist grafisk i Figur 9, Figur 10 og Figur 11.

Tabel 6. Scenarie for effekt af p-kasseordningen.

| | Mængde | Basisscenarie | Scenarie p-kasseordning |
|---|---|--|-------------------------------|
| Emballage fra enfamilieboliger - Glas - Metal (1/3 aluminium, 2/3 jern) - Brændbart affald - Øvrige fraktioner | 4,1 ton 19,2 ton 17,3 ton 41,0 ton | Genanvendelse af glas og metal. Forbrænding af brændbart affald - ikke modelleret | Forbrænding på Knudmoseværket |
| Emballage fra etageboliger - Glas - Metal (1/3 aluminium, 2/3 jern) - Brændbart affald - Øvrige fraktioner | 1,7 ton 7,6 ton 6,8 ton 16,3 ton | Genanvendelse af glas og metal. Forbrænding af brændbart affald - ikke modelleret | Forbrænding på Knudmoseværket |
| Indsamling fra enfamilieboliger | | Separat henteordning | Indsamles som restaffald |
| Indsamling fra etageboliger | | Separat henteordning | Indsamles som restaffald |

4.2.2.2 Tolkning

For alle miljøpåvirkningskategorier ses små forbedringer ved at have en p-kasseordning fremfor at brænde affaldet. Der til kommer en ukendt påvirkning fra specialbehandling af EE-affald, spraydåser, lyskilder og batterier, som også forventes at være en forbedring. Selvom forbrænding af glas, metal og deponiaffald ikke er hensigtsmæssigt, er der dog tale om forholdsvis små mængder, som samlet set har mindre betydning for affaldssystemet. Der er en tendens til, at mængden af ikke-farligt affald i p-kasserne er stigende.

Det vil være mere interessant at kende den fulde effekt af at udsortere fraktioner som EE-affald, lyskilder og batterier, der vides at have et indhold af miljøfarlige stoffer. Dette er dog ikke belyst i denne miljøvurdering.

4.2.3 Indsamling af emballageaffald

4.2.3.1 Forudsætning

Kommunerne har fra 2006 skulle indsamle emballageaffald fra husholdninger. Emballageaffald omfatter emballager af papir, pap, glas, plast, metal og træ. Papir og glas indsamles allerede, mens det er besluttet ikke at indsamle emballage af pap ved henteordninger. De oplagte fraktioner at indsamle er plastflasker- og dunke samt dåser af aluminium og jern/stål. Træemballage er ikke relevant for husholdningsaffald. Ved genanvendelse af plast og metal undgås fremstilling af nye materialer, som er meget energikrævende processer, særligt for aluminium. Plast har en høj brændværdi og bidrager derfor til energiproduktionen på forbrændingsanlægget, mens aluminium og jern ikke bidrager med nogen brændværdi.

Potentialet af genanvendeligt plast- og metalemballage, der kan genanvendes, er først beregnet (se uddybning i bilagsrapport 1). Det vurderes, at hele potentialet på 126 ton plast, 58 ton aluminium og 121 ton jern er fuldt egnet til genanvendelse. Hvordan, affaldet skal indsamles, vides ikke. Det er valgt at modellere det som henteordningen for papir, der har et højere brændstofforbrug end

tømning af restaffaldsbeholdere. Nye indsamlingsordninger kunne være sammen med storskrald, i p-kassen, i separat beholder (enfamilieboliger) eller i containere ved affaldsøer (etageboliger). Ligeledes vides ikke, hvor emballageaffaldet skal behandles. Dette er simuleret med 2500 km transport i lastbil, hvilket svarer til transport til Sydeuropa. Modellering er lavet for indsamling af 50% af potentialet, hvilket er realistisk for en velfungerende ordning, samt 100% af potentialet, som er det maksmalt opnåelige. Forudsætningerne er opsummeret i Tabel 7, og resultaterne er præsenteret i Figur 9, Figur 10 og Figur 11.

Tabel 7. Scenarier for indsamling af plast- og metalemballage

| | Mængde 50% | Mængde 100% | Basisscenarie | Scenarie emballageaffald |
|---|----------------------------------|----------------------------------|--|--|
| Emballage fra enfamilieboliger - Plast - Aluminium - Jern | 44,5 ton 19,7 ton 39,9 ton | 89,2 ton 42,1 ton 88,2 ton | Forbrænding på Knudmoseværket med restaffald | Genanvendelse af plast, aluminium og jern. Evt. sortering er ikke inkluderet. |
| Emballage fra etageboliger - Plast - Aluminium - Jern | 18,5 ton 7,3 ton 14,5 ton | 37,2 ton 15,6 ton 32,3 ton | Forbrænding på Knudmoseværket med restaffald | Genanvendelse af plast, aluminium og jern. Evt. sortering er ikke inkluderet. |
| Indsamling fra enfamilieboliger | | | Indsamles som restaffald | Ny indsamlingsordning (som henteordning for papir + transport i lastbil 2500 km) |
| Indsamling fra etageboliger | | | Indsamles som restaffald | Ny indsamlingsordning (som henteordning for papir + transport i lastbil 2500 km) |

4.2.3.2 Tolkning

Sammenligning med basisscenariet viser, at der er store miljø- og ressourcebesparelser ved at genanvende plast og metal, hvis man kan etablere velfungerende indsamlingsordninger. Forbedringerne ses i sær på drivhuseffekt, forsuring og økotoksicitet, vand. For ressourcerne spares ca. 5 PR i fossile brændsler, hvilket til dels skyldes sparet forbrug af olie til ny plast. Det ekstra olieforbrug til transport overskygger ikke gevinsten ved genvinding. En vigtig forudsætning er dog, at plastaffaldet anvendes som substitution for fremstilling af ny plast. Effekten af at anvende det til fx plastpaller, der erstatter træpaller, kendes ikke. Til gengæld ses den største ressourcebesparelse i systemet, ca. 9 PR jern og 71 PR aluminium, ved genvinding af metal. Det er således ressourcemæssigt fornuftigt at indsamle metaller, da det dels sparer metalressourcer og dels energiressourcer til produktion af nyt metal. Metal kan dog også i en vis udstrækning genvindes fra forbrændingsslaggen. Denne mulighed er ikke modelleret i denne miljøvurdering.

4.3 Konklusion: Dagrenovation

Samlet set tegner resultaterne et billede af et velfungerende affaldssystem, hvor belastningen for ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra behandling er negativ som følge af genvinding af energi og materialer i affaldet. Indsamling og transport af affaldet bliver således de faser, der giver de største bidrag til miljøbelastningen. Behandlingsfasen fører også til undgåede miljøpåvirkninger på de toksiske kategorier, men påvirkningerne fra indsamling og transport er så store de overgår denne besparelse. De toksiske miljøpåvirkninger er væsentligt større end de ikke-toksiske, men skalaerne er ikke direkte sammenlignelige, da der er større usikkerhed på beregning af de toksiske påvirkninger. Indsamling og transport fylder som nævnt meget i de toksiske påvirkningskategorier, hvilket skyldes tilstedeværelsen af enkelte meget toksiske stoffer. Påvirkningen vil dog kunne

halveres, hvis der skiftes fra Euro2 til Euro3 eller Euro4-motorer, da dette vil halvere emissionen af VOC.

Optimering af brændstoføkonomien vil betyde en reduktion af miljøbelastningen. Dog er det under alle omstændigheder vigtigt fortsat at sikre, at affaldet behandles på en måde, hvor materialer og energi genvindes på en måde, der er skånsom for miljøet. Det kan ikke konkluderes generelt, om de største potentialer for miljøforbedringer ligger i indsamlings-, transport- eller behandlingsfasen. Effekten af konkrete ændringer må beregnes i hvert tilfælde.

På resourcesiden opvejes et mindre forbrug af olie til transportdelen af store ressourcebesparelser fra selve behandlingen. Besparelserne skyldes i sær energiudnyttelse ved forbrænding og genanvendelse, der kræver mindre energi end produktion af nye materialer.

Da den samlede miljøbelastning er lav, fører ændret behandling af selv små mængder til procentvis store ændringer i systemet. Dette ses ved alternativ behandling af pap, plast og metal. Resultaterne viser, at det sandsynligvis vil være bedre at brænde pap end at genanvende det, da der ikke er store energibesparelser ved genanvendelsen. Dette er dog forudsat, at forbrændingsenergien udnyttes til substitution af anden energiproduktion. Plast vil være bedre at genanvende, da det er ressourcekrævende at fremstille ny plast. Aluminium og jern vil ligeledes være hensigtsmæssigt at genvinde, da det både sparer energi- og metalressourcer. Ekstra dieselforbrug til indsamling og transport ser ikke ud til at udhule de potentielle gevinster.

Forbrændingsanlægget er centralt i vurderingen af dagrenovation, da størstedelen af det brændes. I det nuværende system tilskrives ikke lige så store besparelser for energiudnyttelse på Knudmoseværket, som ses ved andre forbrændingsanlæg. Derfor bør man undersøge, om det er muligt at forberede udnyttelsen af forbrændingsenergien til substitution for fossile brændsler. Det er forudsat, at energien fortrænger 50% biomasse og 50% naturgas, men ideelt set er bedre kun at fortrænge naturgas. Dette afhænger dog af muligheden for styring af varmeproduktionen på de to værker. En anden mulighed vil være at brænde affaldet på et andet forbrændingsanlæg, men den mulighed er ikke belyst i miljøvurderingen. Den forudsatte energisubstitution vedrører marginale ændringer, ikke systemskift, og energiscenariet vil i et sådan tilfælde skulle revideres. Derfor kan man ikke ud fra miljøvurderingen se, hvilke konsekvenser benyttelse af et andet anlæg vil føre til.

5 Resultat: Storskrald

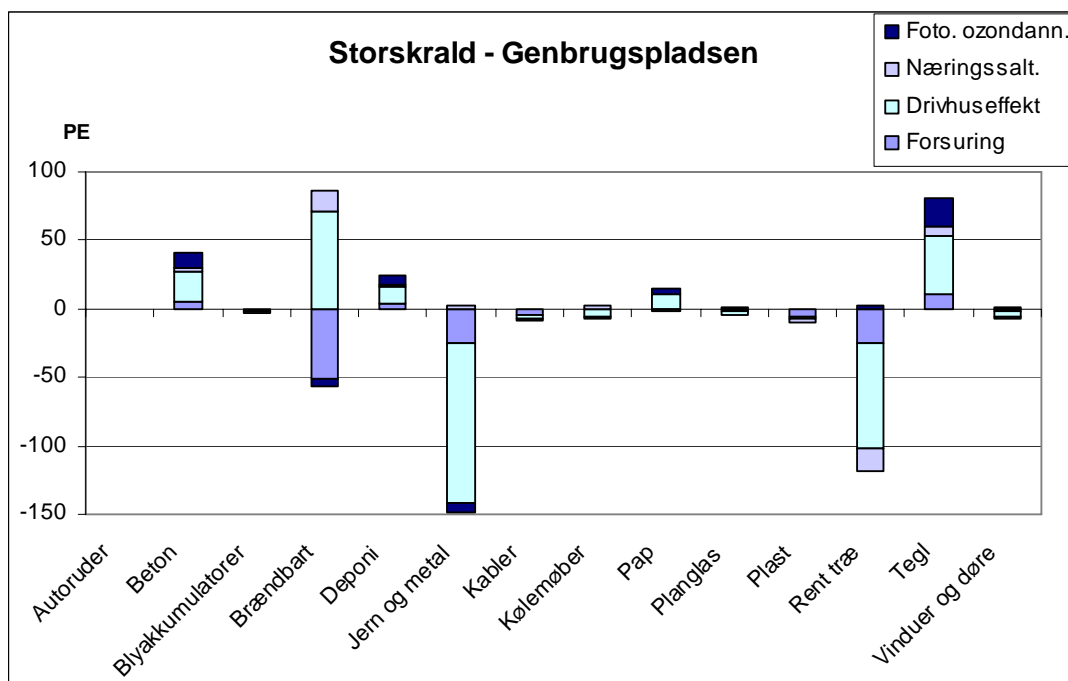
5.1 Basis-scenarie for storskrald

5.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug

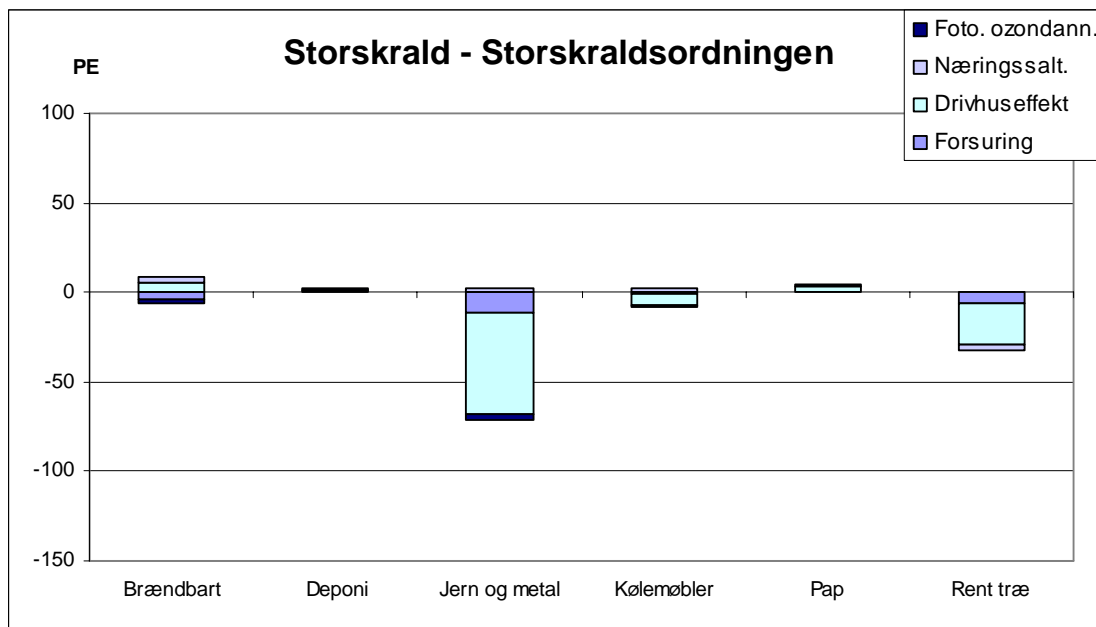
Basisscenariet er det nuværende affaldssystem i Herning Kommune med de mængder og behandlingsformer, som er beskrevet i bilagsrapport 2. Figur 12 og Figur 13 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra henholdsvis genbrugspladsen og storskraldsordningen. På genbrugspladsen er det fraktionerne brændbart og tegl, der har de største miljøpåvirkninger, efterfulgt af beton, deponeringsegnet og pap. Fra storskraldsordningen er det brændbart og pap, der giver de største miljøpåvirkninger, efterfulgt af jern og metal, kølemøbler og deponeringsegnet. De største besparelser i miljøpåvirkningerne opnås i begge indsamlingsordninger fra jern og metal og rent træ, efterfulgt af brændbart, plast, kabler samt kølemøbler fra genbrugspladsen og kølemøbler og brændbart fra storskraldsordningen.

De store besparelser i drivhuseffekt og forsuring, specielt fra jern og metal, skyldes, at genanvendelse af metallerne er mindre energikrævende end fremstilling af nye metaller. Miljøpåvirkningerne fra beton og tegl stammer alle fra indsamlingen, hvilket gør det vanskeligt at reducere. Indsamlingen er antaget at være med privatbil med ca. 57 kg per læs.

Generelt set giver genbrugspladsen en nettobesparelse på 108 PE og storskraldsordningen giver en nettobesparelse på 97 PE. Det skal bemærkes, at mængden af storskrald indsamlet via genbrugspladsen er 10 gange større end mængden indsamlet via storskraldsordningen.

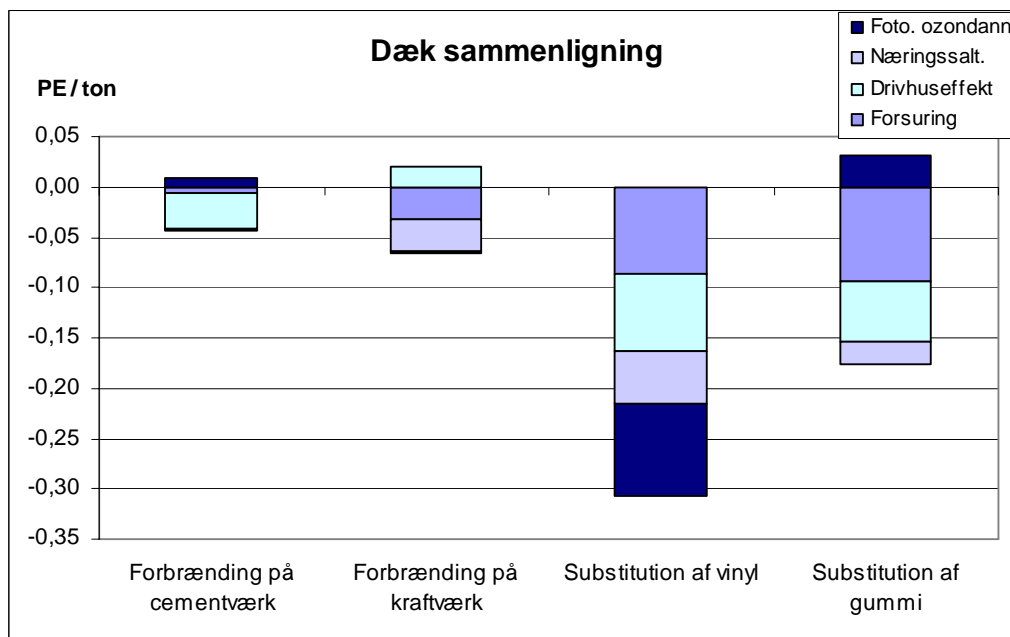


Figur 12. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra genbrugspladsen (11993 tons).



Figur 13. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra storskraldsordningen (1284 tons).

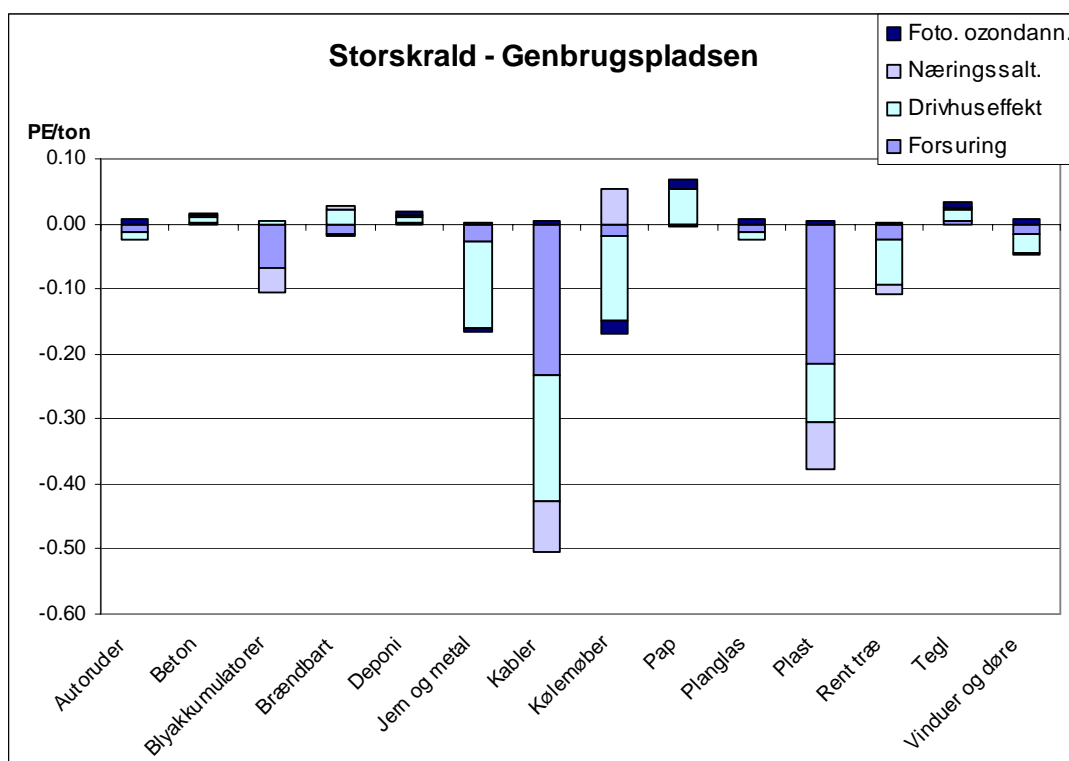
De potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra behandlingen af 1 ton dæk er vist for sig selv i Figur 14, da dæk kan genanvendes på flere forskellige måder, og det ikke er muligt at sige hvilken, der anvendes i det konkrete tilfælde. Der er stor forskel på de potentielle miljøpåvirkninger fra de forskellige behandlingsformer. Substitution af vinyl giver de største besparelser i miljøpåvirkningerne, mens substitution af gummi giver de største ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Generelt er der en nettobesparelse for alle 4 behandlingsformer. Bemærk, Figur 14 viser kun de potentielle miljøpåvirkninger fra behandlingen; indsamling og transport er ikke medtaget.



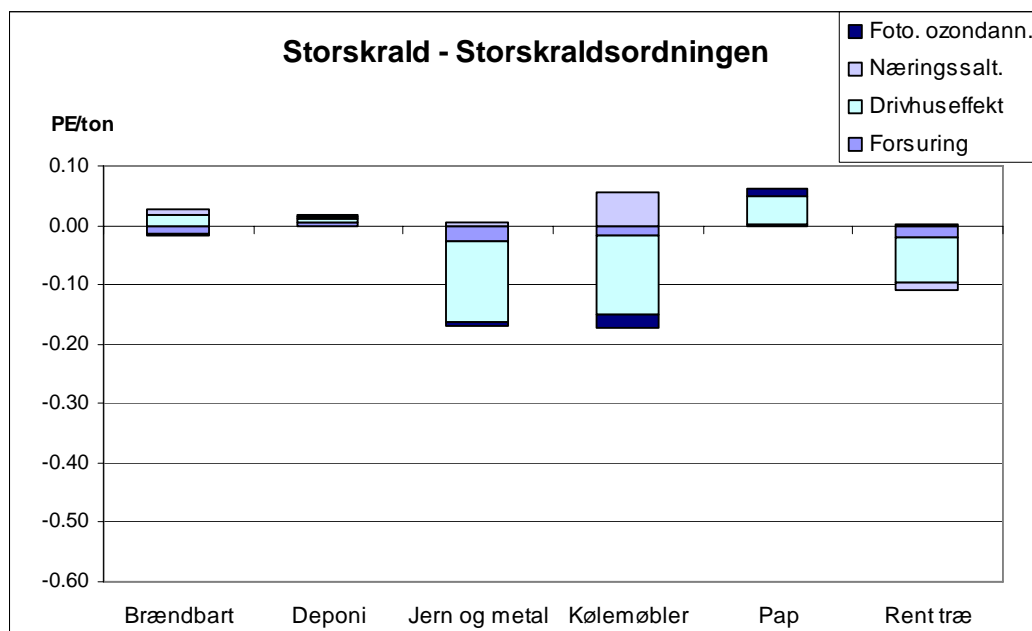
Figur 14. Sammenligning af de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra 4 forskellige behandlinger af 1 ton dæk, uden indsamling og transport.

Figur 15 og Figur 16 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. ton af de enkelte fraktioner af storskrald for henholdsvis genbrugspladsen og storskraldsordningen. Figur 15 viser, at kabler og plast er de fraktioner, der giver de største besparelser i miljøpåvirkningerne pr. ton. Det skal bemærkes, at indsamling og transport af plast ikke er inkluderet, men resultatet for genanvendelse af plast i dagrenovation (afsnit 4.2.3) viser, at dette ikke ophæver de store besparelser. Figur 16 viser, at for storskraldsordningen, er det kølemøbler og jern og metal, der giver de største besparelser pr. ton.

For beton, brændbart, deponeringseget, pap og tegl er der tale om nettobelastninger, for de resterende fraktioner er der tale om nettobesparelser. Beton, tegl og deponeringseget har ingen alternative behandlingsformer, der kan resultere i mindre miljøbelastning, da miljøbelastningen hovedsagligt stammer fra indsamlingen og transporten. Alternativet til genanvendelse af pap er forbrænding. I afsnit 4.2.1 om pap for dagrenovation er det vist, at forbrænding er bedre end genanvendelse af pap, hvis forbrændingsenergien kan udnyttes.



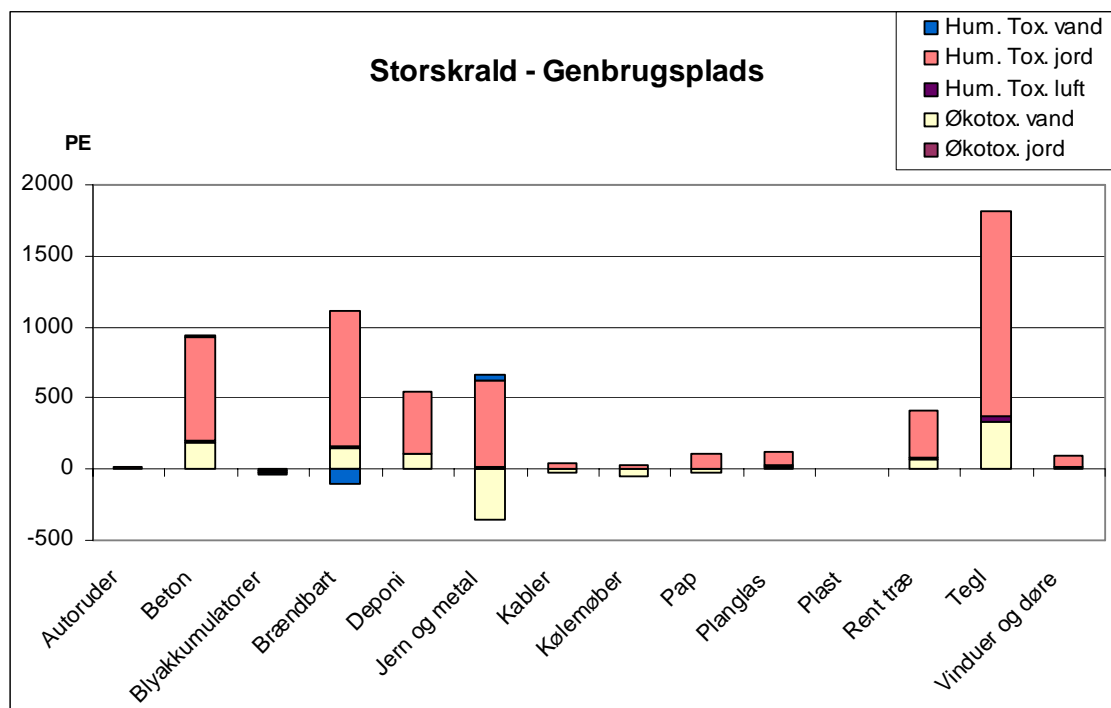
Figur 15. Potentiel miljøbelastning opgjort pr. ton storskraldsfraktion fra genbrugspladsen (11993 tons).



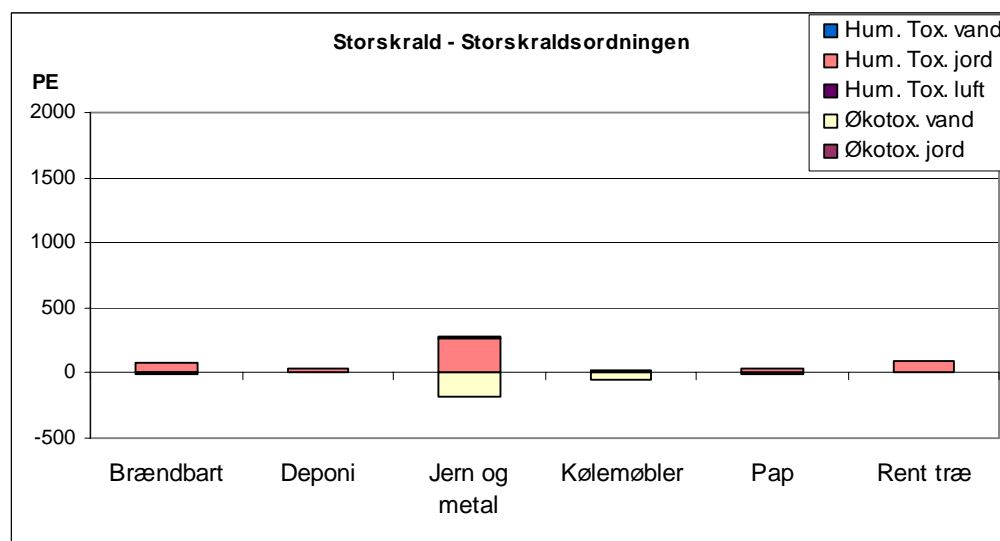
Figur 16. Potentiel miljøbelastning opgjort pr. ton storskraldsfraktion fra storskraldsordningen (1284 tons).

De toksiske miljøpåvirkninger for genbrugspladsen og storskraldsordningen fremgår af Figur 17 og Figur 18. Det skal bemærkes, at skalaen er 13 gange større end for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Der er stor usikkerhed på beregningen af de toksiske påvirkninger, og enkelte stoffer kan have stor indflydelse på resultatet. I dette tilfælde er det især VOC, (uforbrændte kulbrinter fra bilmotorer), og PAH (en anden type kulbrinter) fra aluminiumsproduktion, som er meget dominerende. Indsamling og transport giver pga. af emissioner fra bilmotorer de største bidrag til toksicitet via jord og toksicitet via vandmiljø. Især indsamlingen til genbrugspladsen, der foregår i privatbiler, bidrager med en meget stor mængde til toksiciteten via jord. Rigtigheden heraf er nærmere diskuteret under indsamling af dagrenovation, se afsnit 4.1.2.

Deponering af deponeringsegnet affald og anvendelse af tegl og beton i vejkonstruktioner vil forårsage udvaskning af tungmetaller. For de toksiske påvirkninger udgør udvaskning mindre end 10% af den samlede toksiske effekt fra disse fraktioner. Så længe indsamling og transport dominerer billedet, er det vanskeligt at vurdere, om udvaskningen er en vigtig belastning fra affaldssystemet. Udvasning af salte medfører ikke toksiske effekter, men det kan potentielt ødelægge grundvandsressourcer. Denne type påvirkning er dog endnu ikke inkluderet i LCA-metoden.

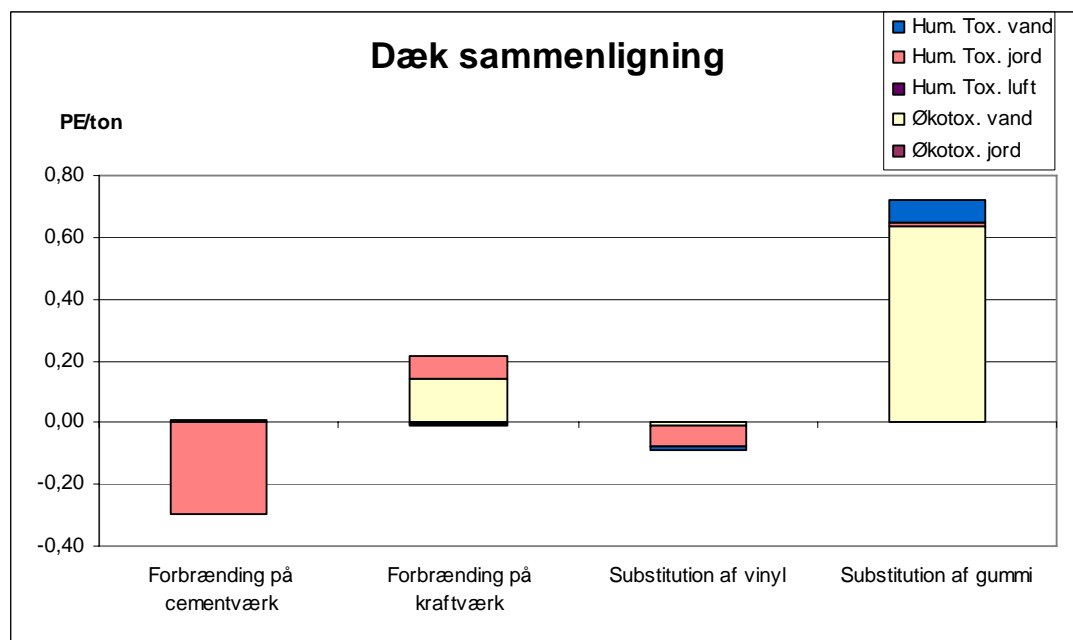


Figur 17. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra genbrugspladsen (11993 tons).



Figur 18. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra storskraldsordningen (1284 tons).

Figur 19 sammenligner de potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra behandlingen af 1 ton dæk. Forbrænding på et cementværk giver de største besparelser inden for toksicitet via jord, mens substitution af gummi giver de største påvirkninger især på vandmiljøet. De 4 behandlingsformer giver et meget forskelligt billede i forhold til de toksiske miljøpåvirkninger.

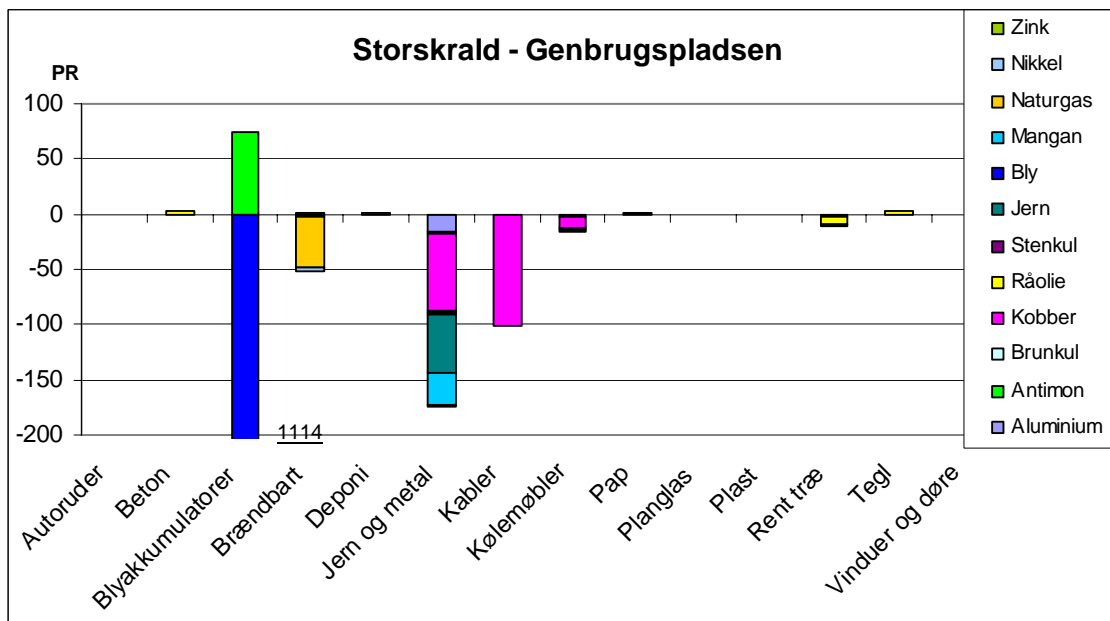


Figur 19. Sammenligning af de potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra behandling af 1 ton dæk uden indsamling og transport.

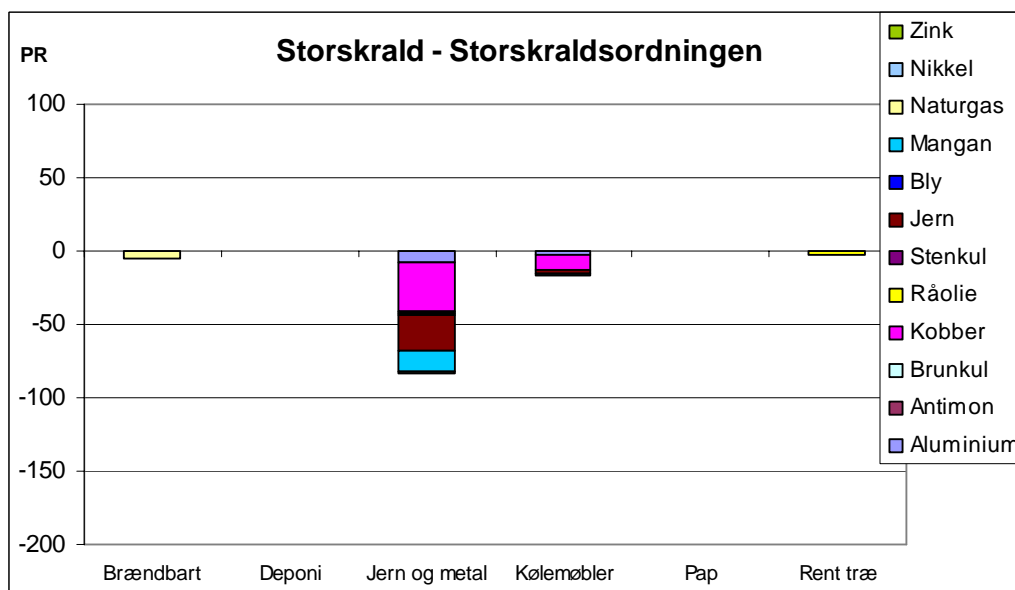
Ressourceforbruget for de vigtigste ressourcer er vist i Figur 20 og Figur 21 for henholdsvis genbrugspladsen og storskraldsordningen. Resultatet viser, at den største ressourcemæssige besparelse opnås fra blyakkumulatorerne. Det skal bemærkes at y-aksen er forkortet i Figur 20, den potentielle besparelse af bly fra oparbejdningen af akkumulatorerne er 1114 PR. Derudover opnås store besparelser fra jern og metal, kabler, småt brændbart samt kølemøbler fra genbrugspladsen. De største ressourcebesparelser fra storskraldsordningen opnås fra jern og metal samt kølemøbler. Fra storskraldet indsamlet via genbrugspladsen kan der, udover den store mængde sparede bly, spares svarende til 183 PR kobber fra fraktionerne jern og metal, kølemøbler og kabler. Oparbejdningen af jern og metal fra genbrugspladsen sparer potentielt yderligere 52 PR jern, 29 PR mangan samt 16 PR aluminium.

Samlet set giver affaldssystemet ressourcebesparelser på nær for antimon, der anvendes ved oparbejdningen af blyakkumulatorerne. Forbruget af olie til indsamling og transport er minimalt i forhold til ressourcebesparelserne ved behandlingen af affaldet.

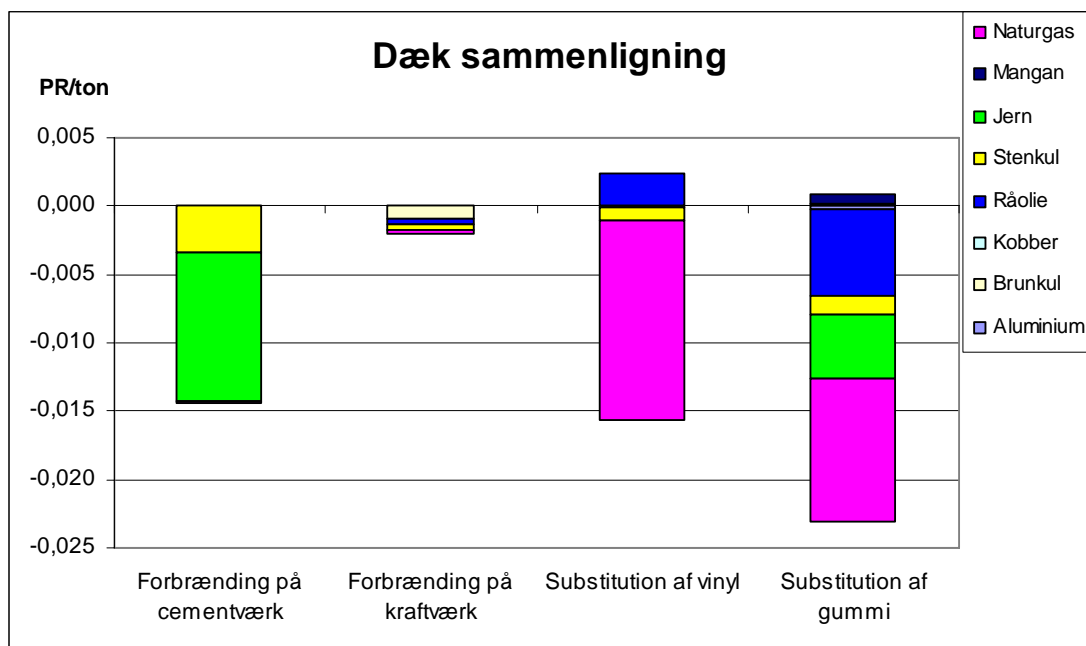
Figur 22 sammenligner ressourceforbruget ved behandlingen af 1 ton dæk. Substitution af gummi giver de største ressourcebesparelser pr. ton dæk, hvor der spares naturgas, råolie, jern og stenkul. Substitution af vinyl giver de største ressourceforbrug af råolie pr ton dæk. Der er dog generelt set en nettobesparelse for alle fire behandlinger.



Figur 20. Ressourceforbrug for genbrugspladsen. Bemærk y-aksen er forkortet (11993 tons).



Figur 21. Ressourceforbrug for storskraldsordningen (1284 tons).



Figur 22. Sammenligning af ressourceforbruget ved behandling af 1 ton dæk uden indsamling og transport.

5.1.2 Resultater for dæk

Dæk er som nævnt ikke direkte inkluderet i miljøvurderingen, da der var usikkerhed om, hvilken behandlingsform, der anvendes. I ovenstående afsnit er foretaget en sammenligning af fire behandlingsformer for dæk. Det drejer sig om forbrænding på cementværk, forbrænding på kraftværk, genanvendelse med substitution af vinyl og genanvendelse med substitution af gummi. Der er en del variation resultaterne i mellem, men i alle tilfælde afviger miljøpåvirkningerne pr. ton ikke fra størrelsen af miljøpåvirkninger for andre storskraldsfraktioner. Den bedste behandlingsform vurderes at være genanvendelse med substitution af vinyl, og den dårligste er forbrænding på et kraftværk. De to øvrige behandlingsformer er omtrent lige gode. Resultaterne viser, at det ikke er lige meget, hvordan dæk bortskaffes, og det bør undersøges nærmere, hvilke behandlingsformer, der faktisk anvendes. Det skal bemærkes, at der er anvendt terminerede data, hvilket betyder, at kun de endelige emissioner til luft, vand og jord samt behandlingsrester og ressourcer fremgår af datasættet. Dette er en samlet opgørelse for hele behandlingsteknologien, og derfor er det ikke muligt at identificere hvilke delprocesser, der er ansvarlige for de enkelte påvirkninger.

5.1.3 Andre miljøpåvirkninger

Forbrug af fornybare ressourcer samt mængden af behandlingsrester indgår også i LCA-metoden, men tolkningen af disse er mere tvivlsom. Derfor er der ikke lagt vægt på disse i tolkning af resultaterne. Håndteringen af storskrald medfører et totalt sparet forbrug af vand på 1 m³ pr. ton storskrald. Dette omfatter også opdæmning af vand til vandkraft, som stammer fra eksterne processer i systemet. Der spares 0,5 ton træ pr. ton storskrald, hvor den væsentligste besparelse er fra genanvendelse af rent træ, pap samt vinduer og døre. Hertil skal lægges en ukendt mængde sparet biomasse til energiproduktion. Undgået produktion af nyt glas sparer udvinding af sand og kalk. Tabel 8 opsummerer forbruget af fornybare ressourcer pr. ton storskrald fra genbrugspladsen og storskraldsordningen.

Tabel 9 viser forbruget af vand og kalk pr ton dæk for de fire typer af behandling.

Tabel 8. Forbrug af fornybare ressourcer pr. ton storskrald fra genbrugspladsen og storskraldsordningen.

| | Forbrug | Fraktioner |
|------------------------|---------------------|---|
| Uspecificeret vand | -1,4 m ³ | Alle |
| Uspecificeret træ | -447 kg | Pap, Rent træ og Vinduer og døre |
| Calciumcarbonat (kalk) | - 42 kg | Planglas, Vinduer og døre, Brændbart, Jern og metal |
| Kvartssand | -17 kg | Autoruder, Planglas, Vinduer og døre |

Tabel 9. Forbrug af fornybare ressourcer pr. ton dæk for de forskellige behandlingsformer.

| | Forbrænding på cementværk | Forbrænding på kræftværk | Substitution af vinyl | Substitution af gummi |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Uspecificeret vand | 0,62 m ³ | 0 m ³ | 0,3 L | 123 m ³ |
| Calciumcarbonat (kalk) | - 2,1 kg | -3,1 kg | 405 kg | -6,3 kg |

Der er ligeledes lavet en screening af mængden af behandlingsrester, hvis behandling ikke kan opgøres i miljøvurderingen, se Tabel 10. Volumenaffaldet udgør 92,7 kg pr ton storskrald og dertil kommer 9,4 kg farligt affald. Dette skyldes, at storskrald omfatter flere fraktioner med kompliceret materialesammensætning, hvor det ikke har været muligt at følge alle delstrømme. Derudover produceres der en del slagge og aske fra forbrændingen. De vigtigste miljøpåvirkninger fra deponering eller genanvendelse af slagge som fyldmateriale vil være udvaskning af salte og tungmetaller. Udvasning er nøje reguleret, fx med modning af slagge før anvendelse, og derfor anses dette ikke for at give væsentlige forureningsproblemer i løbet af de første 100 år, som er miljøvurderingens tidshorisont. Samlet set forventes udelukkelse af behandlingsresten derfor ikke at ændre det samlede resultat af miljøvurderingen. Tabel 11 viser mængderne af volumenaffald og slagge og aske pr ton dæk for de fire behandlingsformer.

Tabel 10. Behandlingsrester pr. ton storskrald fra genbrugspladsen og storskraldsordningen.

| | Forbrug | Behandlingsform |
|-----------------------------|---------|--|
| Volumenaffald | 92,7 kg | Genanvendelse, forbrænding, deponering |
| Slagge, aske røggasrensning | 127 kg | Genanvendelse, deponering |
| Farligt affald | 9,4 kg | Specialbehandling |
| Radioaktivt affald | -0,2 kg | Deponering |

Tabel 11. Behandlingsrester pr. ton dæk for de forskellige behandlingsformer.

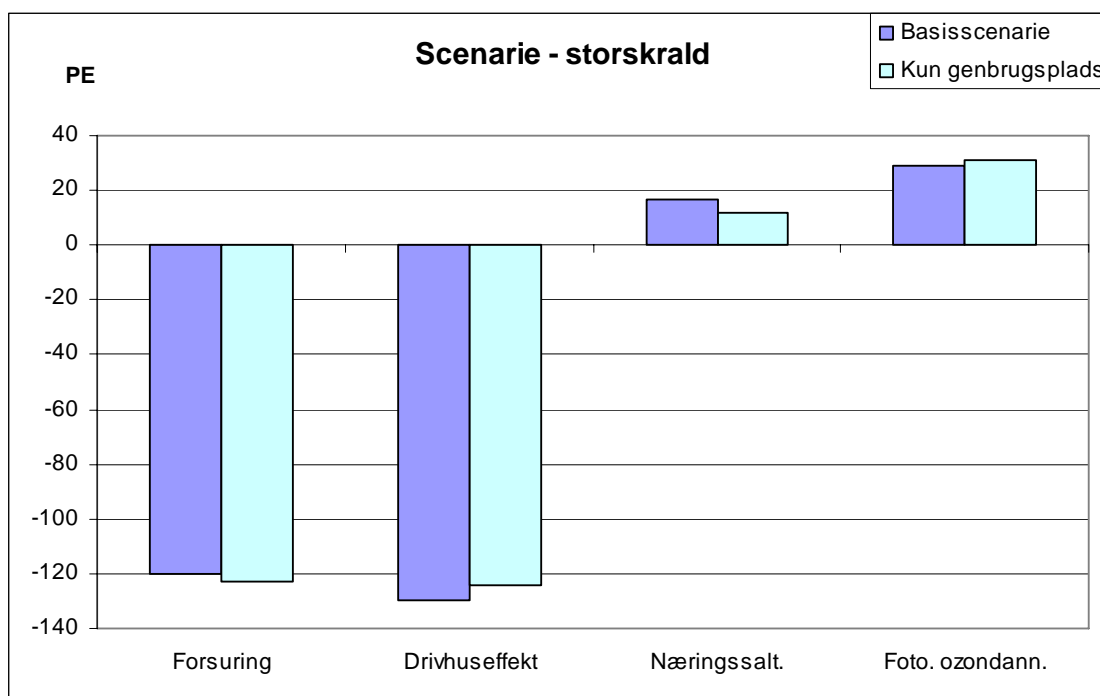
| | Forbrænding på cementværk | Forbrænding på kræftværk | Substitution af vinyl | Substitution af gummi |
|----------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Volumenaffald | -13 kg | 76 kg | 125 kg | -24 kg |
| Slagge og aske | -0,4 kg | -0,2 g | -0,9 g | 0,09 kg |

5.2 Scenarier

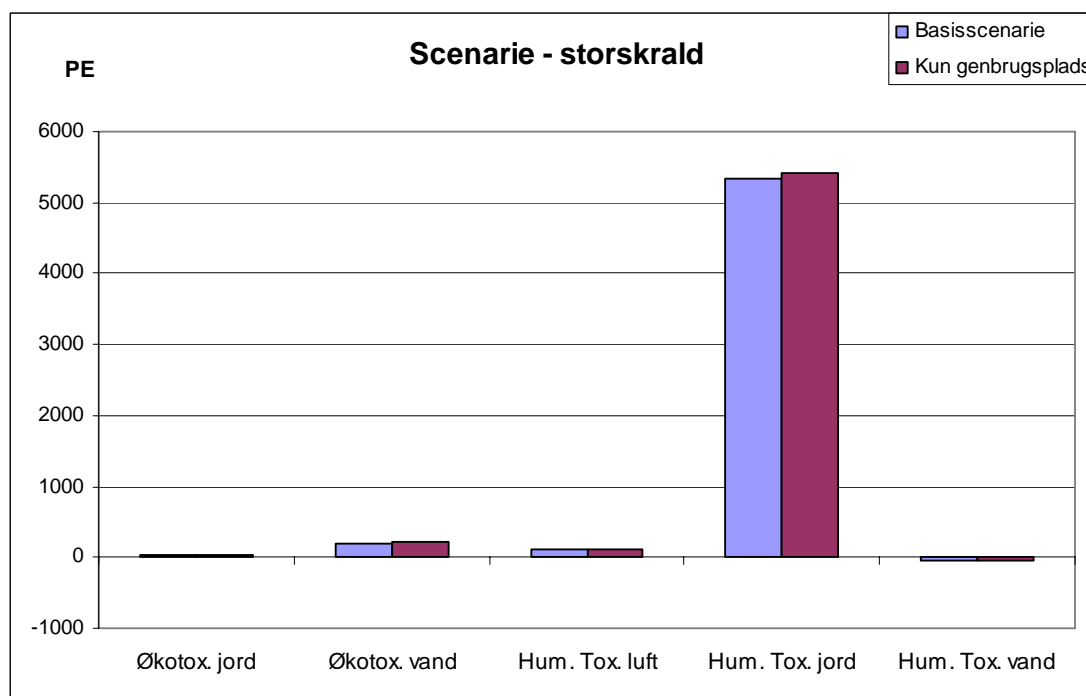
5.2.1 Nedlægge storskraldsordning

5.2.1.1 Forudsætninger

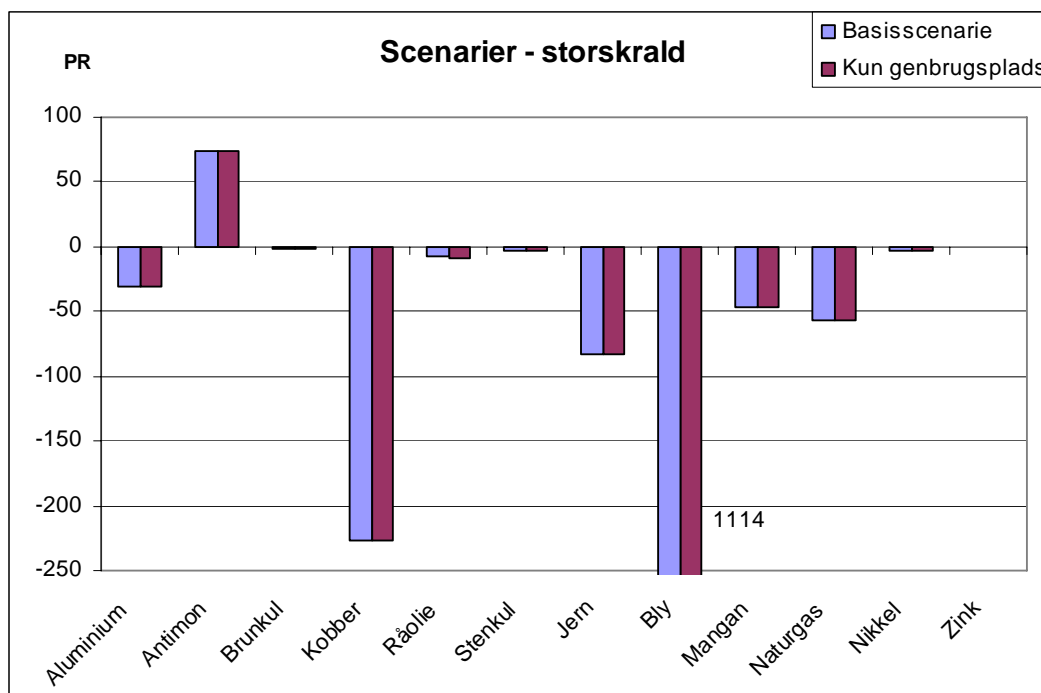
Basis scenariet sammenlignes med et scenarium, hvor storskraldsordningen er nedlagt, og alt storskrald derfor afleveres på genbrugspladsen. Den eneste forskel i de to scenarier er indsamlingen, der er flyttet fra få ture i lastbil til mange ture i privatbiler. Resultaterne er vist i Figur 23, Figur 24 og Figur 25 for henholdsvis de ikke-toksiske og de toksiske miljøpåvirkninger samt ressourceforbruget. Det skal bemærkes, at dieselforbruget til storskraldsordningen er baseret på faktiske målinger, mens kørsel til genbrugspladsen er baseret på estimater.



Figur 23. Sammenligning af scenarier: Ikke-toksiske miljøpåvirkninger (13277 tons).



Figur 24. Sammenligning af scenarier: Toksiske miljøpåvirkninger (13277 tons).



Figur 25. Sammenligning af scenarier: Ressourceforbrug. Bemærk y-aksen er forkortet (13277 tons).

5.2.1.2 Tolkning

Figur 23 sammenligner de ikke-toksiske miljøpåvirkninger for basisscenariet og scenariet, hvor kun genbrugspladsen benyttes. En nedlæggelse af storskraldsordningen medfører en lille forbedring i forhold til forsuring og næringssalte men til gengæld også en lille forringelse i drivhuseffekten og den fotokemiske ozondannelse. Det er dog generelt meget små ændringer. Figur 24 viser resultaterne for de toksiske miljøpåvirkninger. En nedlæggelse af storskraldsordningen vil potentielt resultere i en lille forringelse i økotoksiciteten via vand og humantoksiciteten via jord, mens de øvrige forbliver uændret. Igen er der dog tale om meget små ændringer. Resultatet viser, at usikkerheden på estimering af benzinforbrug til kørsel til genbrugspladsen, ikke er kritisk for tolkning af resultaterne.

En sammenligning af det potentielle ressourceforbrug i de to scenarier er givet i Figur 25, der viser, at en nedlæggelse af storskraldsordningen ikke vil ændre på ressourceforbruget.

5.3 Konklusion: Storskrald

Resultaterne tegner et billede af et velfungerende affaldssystem, hvor belastningen for ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra behandlingsfasen er negativ som følge af genvinding af energi og materialer i affaldet. Indsamling og transport af affaldet bliver således de faser, der giver de største bidrag til miljøbelastningen. Samlet giver systemet dog en nettobesparelse for drivhuseffekt og forsuring, men en nettobelastning for næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse.

Behandlingsfasen fører også til undgåede miljøpåvirkninger på de toksiske kategorier, men påvirkningerne fra indsamling og transport er så store, at de overgår denne besparelse. De toksiske miljøpåvirkninger er væsentligt større end de ikke-toksiske, men skalaerne er ikke direkte sammenlignelige, da der er større usikkerhed på beregning af de toksiske påvirkninger. Som nævnt for dagrenovation, se afsnit 4, vil udskiftning af Euro2-motorer til Euro3 eller Euro4-motorer kunne halvere den toksiske belastning fra transport.

Indsamlingen og transporten er som nævnt vigtig for de potentielle miljøpåvirkninger, både de toksiske og de ikke-toksiske, mens de ingen betydning har for ressourceforbruget. Behandlingen dominerer resultaterne for ressourceforbruget, hvor især genanvendelsen af metaller har stor betydning. Således er der store ressourcebesparelser forbundet med at genanvende blyakkumulatorer, jern og metal, kabler og kølemøbler. Genanvendelse af plast giver også store besparelser i fossile brændsler. Det kan således anbefales at udsortere fraktioner, hvor det er muligt at genvinde metaller eller materiale af fossil oprindelse. Da, der ikke er de store miljøgevinster ved at genanvende pap, og det er en fraktion med en positiv brændværdi, kan papet lige så godt forbrændes i stedet for at blive genanvendt, hvis forbrændingsenergien kan udnyttes. Der er ingen miljømæssig fordel ved genanvendelsen af beton og tegl, men der er til gengæld heller ikke nogen alternative behandlinger, der giver større gevinst. Alternativet ville være deponering, der vil give de samme miljøbelastninger, som genanvendelse som stabilgrus og bundsikring. Den største belastning hidrører indsamlingen og ikke behandlingen, og derfor kan belastningen ikke undgås.

Der indsamles også blyakkumulatorer i P-kasserne. Miljøbelastningen fra denne indsamlingsordning ligner miljøbelastning for akkumulatorerne indsamlet via genbrugspladsen og storskraldsordningen. Generelt set er der tale om nettobesparelser for denne ordning både for de toksiske og de ikke-toksiske miljøbelastninger. For de ikke-fornybare ressourcer er der en nettobesparelse på 91 PR for blyakkumulatorerne indsamlet via P-kasserne.

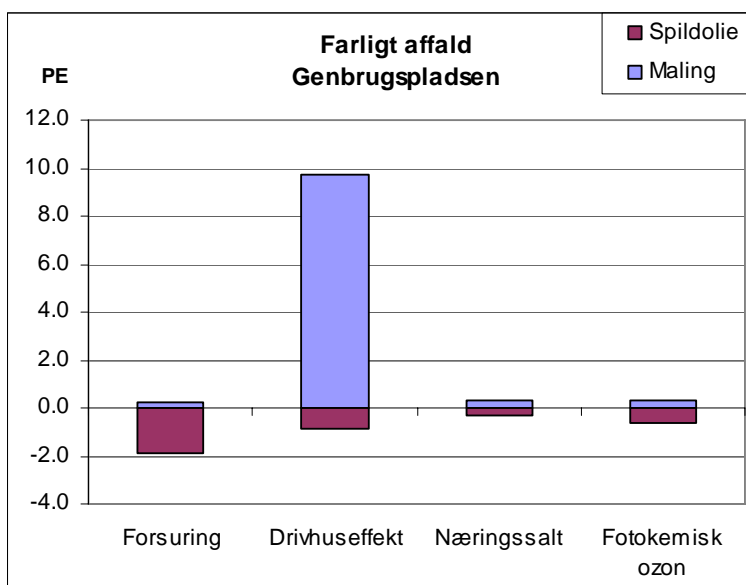
Der er enkelte af storskraldsfraktionerne, der ikke er medtaget i denne miljøvurdering, da det ikke har været muligt at skaffe nok data om behandlingen. Det drejer sig om EPS-plast, tæpper, EE-affald, gips og trykimprægneret træ. Disse fraktioner udgør 5% af storskraldet, og det vurderes at fejlen ved ikke at medtage behandlingen af disse fraktioner i miljøvurderingen er minimal. Det formodes dog, at en genanvendelse af EE-affaldet også vil give forholdsvis store ressourcebesparelser, eftersom det indeholder en del metaller, der kan genanvendes. For en nærmere beskrivelse af behandlingen af de fraktioner der ikke er medtaget, henvises bilagsrapport 2.

6 Resultat: Farligt affald

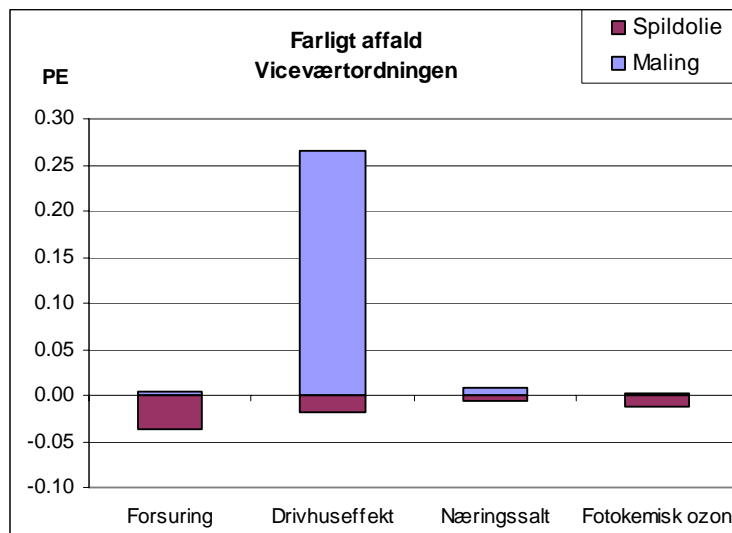
6.1 Basis-scenarie for farligt affald

6.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug

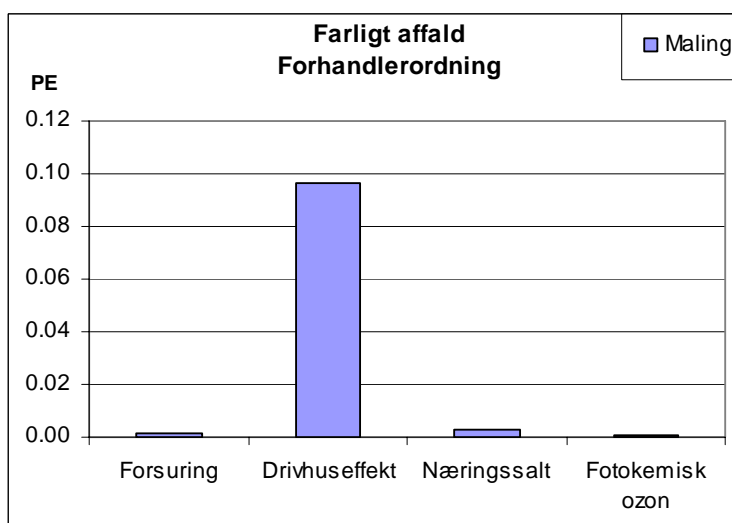
Basisscenariet er det nuværende affaldssystem i Herning Kommune med de mængder og behandlingsformer, som er beskrevet i bilagsrapport 3. Figur 26, Figur 27 og Figur 28 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger for malingaffald og spildolie indsamlet via henholdsvis genbrugspladsen, viceværtordningerne og forhandlerordningerne. Bemærk at y-skalaen ikke er den samme i de tre figurer. Den største miljøpåvirkning er drivhuseffekten, der stammer fra forbrænding af malingaffald. Nettopåvirkningen fra forbrændingsprocessen afhænger af, hvor effektivt energien udnyttes, da substitution af anden energi modregnes som en besparelse i miljøbelastning. Det positive bidrag i de øvrige kategorier skyldes indsamling og transport af malingaffaldet. Den største miljøbesparelse er i forsuren, der stammer fra regenereringen af spildolie. Generelt set bidrager malingaffaldet med en nettobelastning, mens spildolien bidrager med en nettobesparelse i de ikke-toksiske miljøpåvirkninger.



Figur 26. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra farligt affald indsamlet via genbrugspladsen (86 tons).

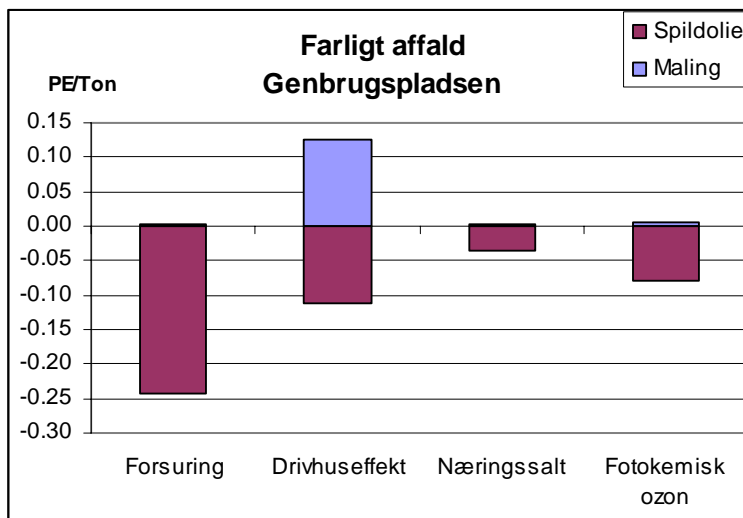


Figur 27. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra farligt affald indsamlet via viceværtordningerne (2,4 tons).



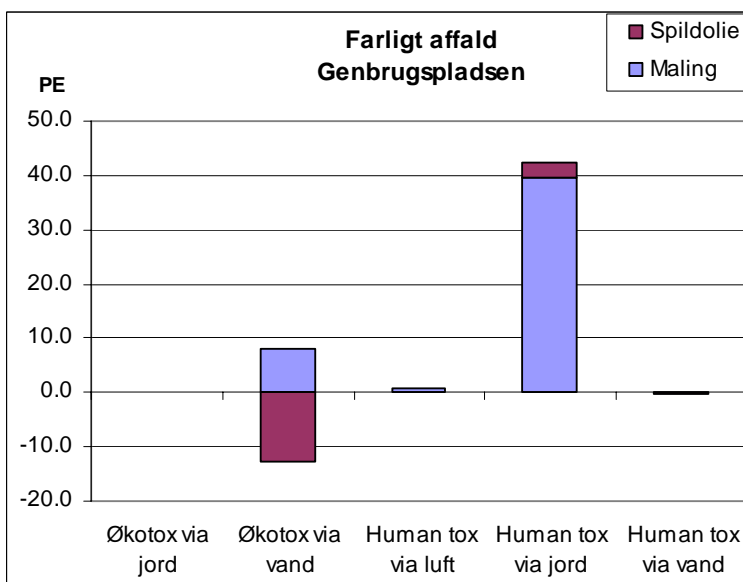
Figur 28. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra farligt affald indsamlet via forhandlerordningerne (0,8 tons).

Figur 29 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger opgjort pr. ton maling og spildolie indsamlet via genbrugspladsen. For de ikke-toksiske miljøpåvirkninger har indsamlingen og transporten minimal betydning, så forskellen i miljøpåvirkningerne fra de forskellige indsamlingsordninger er ubetydelige. Behandlingen af spildolien har størst betydning pr. ton. Det skal bemærkes, at miljøpåvirkningerne pr. ton er i samme størrelsesorden som for fraktionerne af storskrald, vist i Figur 15.

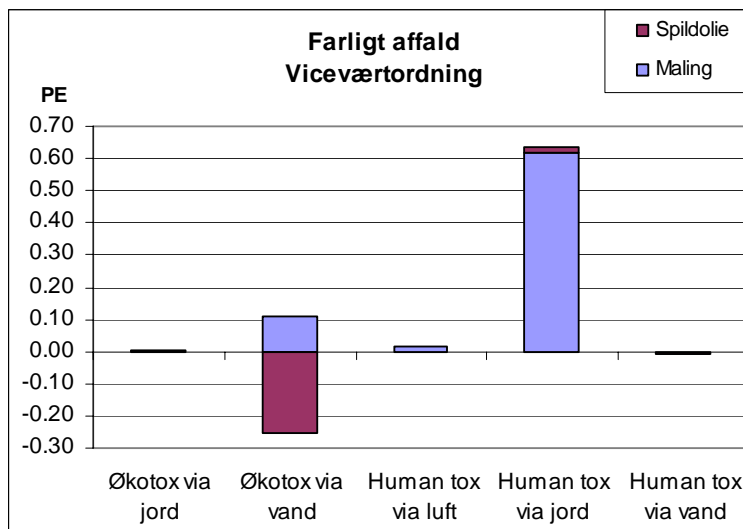


Figur 29. Potentiel miljøbelastning opgjort pr. ton farligt affald fra genbrugspladsen.

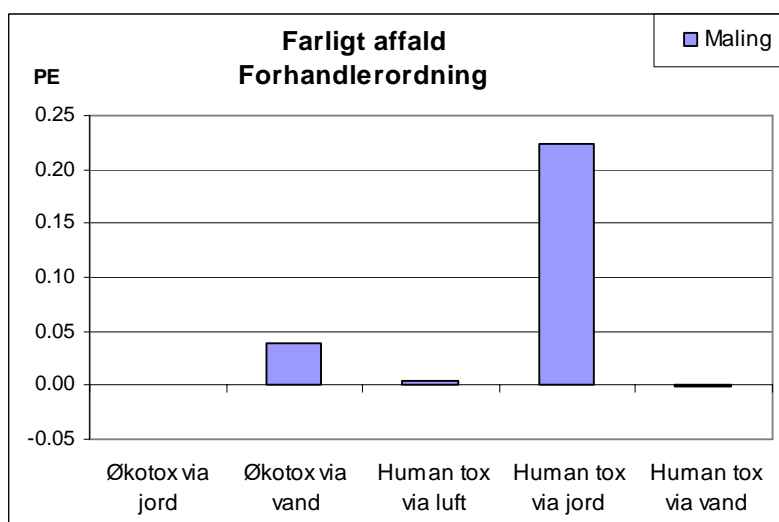
De toksiske miljøpåvirkninger for genbrugspladsen, viceværtordningerne og forhandlerordningerne fremgår af henholdsvis Figur 30, Figur 31 og Figur 32. Igen skal det bemærkes at skalaen i de tre figurer ikke er den samme og den er ca. 4 gange større end for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. De toksiske miljøpåvirkninger fra malingaffaldet er domineret af indsamlingen og transporten, mens det for spildolien igen er behandlingen, der har størst betydning. Den største miljøpåvirkning er humantoksicitet via jord, hvor den største andel stammer fra malingaffaldet og en noget mindre del fra spildolien, i begge tilfælde stammer bidraget fra indsamlingen og transporten. Den største besparelse opnås for økotoksicitet via vand, specielt fra stofferne toluen og metanol, der stammer fra behandlingen af spildolie, hvor der spares produktion af forskellige olietyper. Som nævnt i afsnit 4.1.2 om dagrenovation er emissionerne fra transport meget dominerende for resultatet, men det vil være muligt at reducere denne påvirkning ved bedre transportteknologi.



Figur 30. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra genbrugspladsen (86 tons).

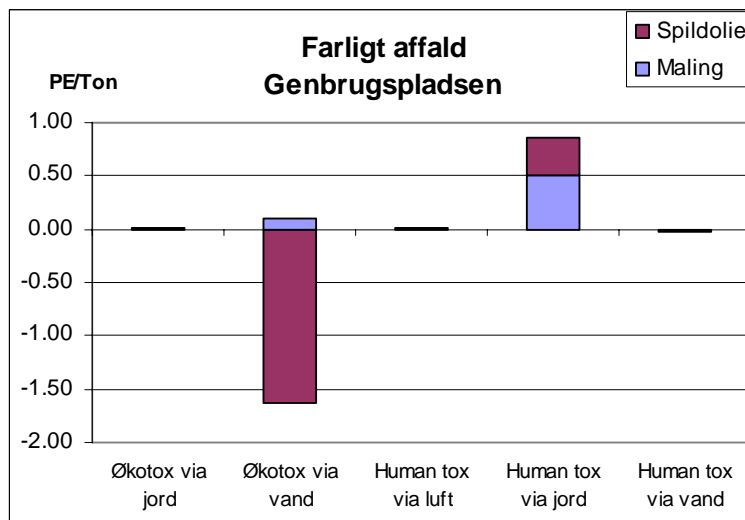


Figur 31. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra viceværtordningerne (2,4 tons).



Figur 32. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra forhandlerordningerne (0,8 tons).

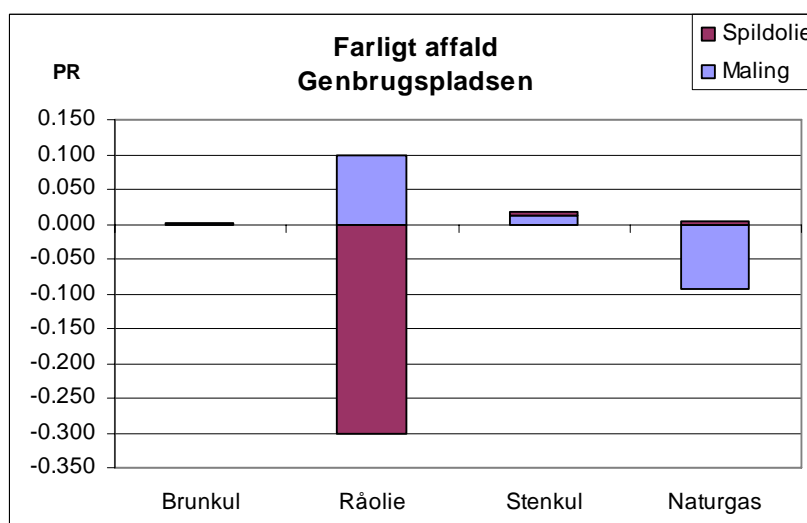
Figur 33 viser de toksiske miljøpåvirkninger pr. ton maling og spildolie indsamlet via genbrugspladsen. De største besparelser pr ton farligt affald opnås for spildolie.



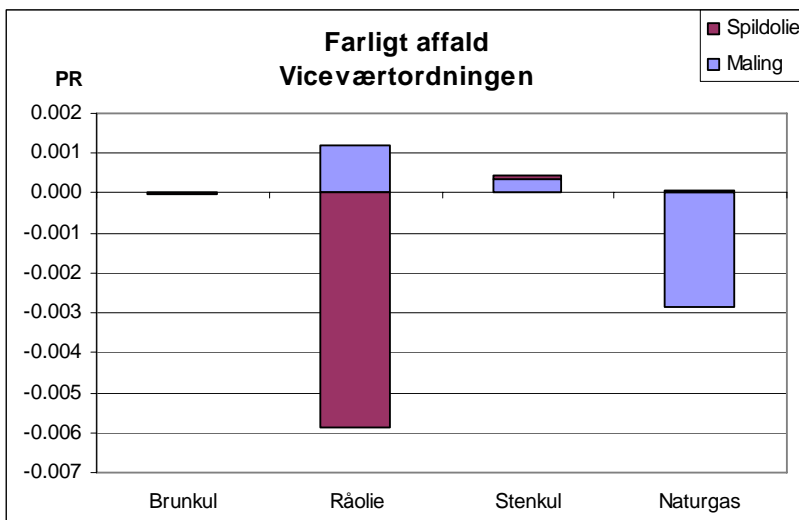
Figur 33. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger pr. ton farligt affald fra genbrugspladsen.

Ressourceforbruget for de vigtigste ressourcer er vist i Figur 34, Figur 35 og Figur 36 for henholdsvis genbrugspladsen, viceværtordningerne og forhandlerordningen, igen er skalaen ikke den samme for de tre figurer. Resultaterne viser, at de største ressourceforbrug og –besparelser er inden for de fossile brændsler, hvor især besparelsen af råolie fra behandlingen af spildolie er dominerende. Malingaffaldets forbrug af råolie stammer fra indsamlingen og transporten, mens forbruget af stenkul og besparelsen af naturgas hovedsagligt stammer fra behandlingen.

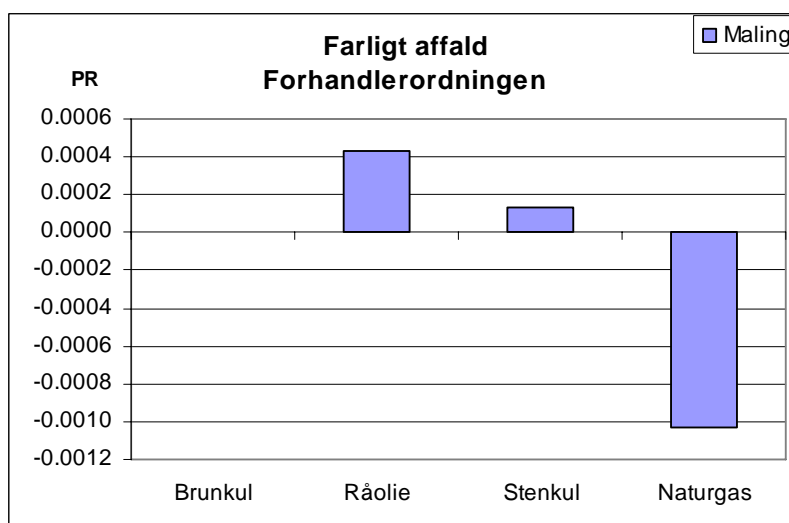
Figur 37 viser ressourceforbruget for genbrugspladsen pr. ton af henholdsvis maling og spildolie. Resultatet viser, at ressourceforbruget pr. ton farligt affald er meget lille. Samlet set giver affaldssystemet ressourcebesparelser både for malingaffaldet og spildolien.



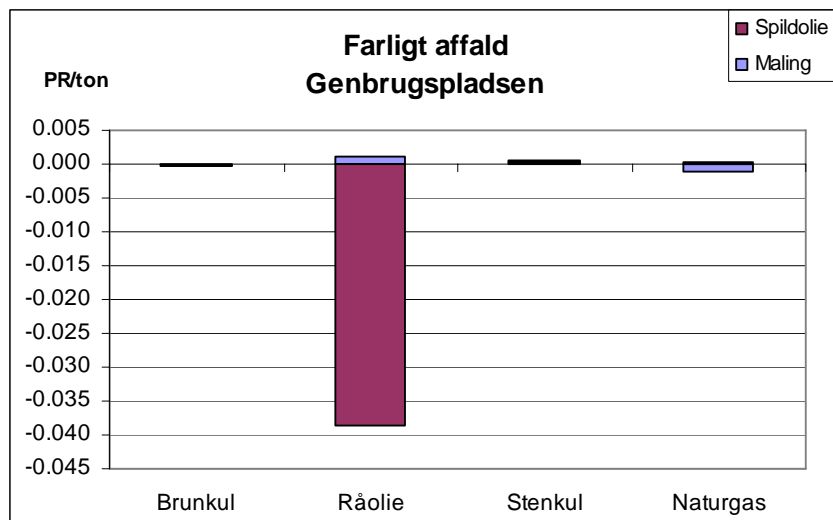
Figur 34. Ressourceforbrug for genbrugspladsen (86 tons).



Figur 35. Ressourceforbrug for viceværtordningen (2,4 tons).



Figur 36. Ressourceforbrug for forhandlerordningen (0,8 tons).



Figur 37. Ressourceforbrug pr ton maling og spildolie fra genbrugspladsen.

6.1.2 Andre miljøpåvirkninger

Forbrug af fornybare ressourcer samt mængden af behandlingsrester indgår også i LCA-metoden, men tolkningen af disse er mere tvivlsom. Derfor er der ikke lagt vægt på disse i tolkning af resultaterne. Håndteringen af farligt affald medfører et totalt sparet forbrug af vand på 19 m³ pr. ton farligt affald. Besparelsen stammer fra de undgåede produktioner af olieprodukter, hvor vandet er brugt som kølvand. Forbruget af de øvrige fornybare ressourcer er minimalt, hvilket fremgår af Tabel 12.

Tabel 12. Forbrug af fornybare ressourcer pr. ton farligt affald fra genbrugspladsen, viceværtordningerne og forhandlerordningerne.

| | Forbrug | Fraktioner |
|------------------------|----------------------|---------------------|
| Uspecificeret vand | -19,0 m ³ | Spildolie |
| Uspecificeret træ | -0,013 kg | Spildolie |
| Calciumcarbonat (kalk) | 0,42 kg | Spildolie og maling |
| Kvartssand | -0,11 kg | Spildolie og maling |

Der er ligeledes lavet en screening af mængden af behandlingsrester, hvis videre behandling ikke kan opgøres i miljøvurderingen, se Tabel 13. Her er den væsentligste effekt mængden af slagger og aske, der hovedsagligt stammer fra forbrændingen af malingaffaldet. De vigtigste miljøpåvirkninger fra deponering af slagge vil være udvaskning af salte og tungmetaller. Udvasning er nøje reguleret og derfor anses dette ikke for at give væsentlige forureningsproblemer i løbet af de første 100 år, som er miljøvurderingens tidshorisont. Samlet set forventes udelukkelse af behandlingsresten derfor ikke at ændre det samlede resultat af miljøvurderingen.

Tabel 13. Behandlingsrester pr. ton farligt affald fra genbrugspladsen, viceværtordningerne og forhandlerordningerne.

| | Forbrug | Behandlingsform |
|-----------------------------|-----------|--|
| Volumenaffald | -1,39 kg | Genanvendelse, forbrænding, deponering |
| Slagge, aske røggasrensning | 212 kg | Genanvendelse, deponering |
| Farligt affald | 0,14 kg | Specialbehandling |
| Radioaktivt affald | -0,003 kg | Deponering |

6.2 Konklusion: Farligt affald

Resultaterne viser, at miljøpåvirkningerne og ressourceforbruget fra affaldssystemet er minimalt. Indsamlingen og transporten har en lille betydning for miljøvurderingen af spildolie, hvor besparelserne i behandlingsfasen langt ophæver belastningen fra transporten. For malingaffaldet har indsamlingen og transporten en større betydning, specielt for de toksiske miljøpåvirkninger. Det samme gør sig gældende i ressourceforbruget, hvor forbruget af råolie til indsamling og transport af spildolie langt ophæves af de sparede mængder ved behandlingen. For malingaffaldet er der et forbrug af råolie til indsamling og transport, mens der er sparet en tilsvarende mængde naturgas ved behandlingen. Nettopåvirkningen og –ressourceforbruget fra forbrænding af malingaffald er meget afhængigt af, hvorledes energien udnyttes. Belastningen bliver størst, hvis energien ikke kan udnyttes. Tilsvarende bliver belastningen mindre, hvis energien afsættes til et net, hvor den kan substituere for et mere belastende brændsel, fx kul.

For en vurdering af alternative behandlinger for malingaffaldet og spildolien henvises til *Fjelsted* (2006).

Der indsamles mange flere fraktioner af farligt affald end de to medtaget i denne vurdering. De udeladte fraktioner udgør 28% af den totale mængde farligt affald. Det skyldes, at det ikke har været muligt at skaffe de nødvendige data for en miljøvurdering af disse fraktioner. En del af de udeladte fraktioner genanvendes, f.eks. nogen typer af batterier, hvor metallerne udvindes eller fotokemikalierne, hvor indholdet af sølv udvindes til genanvendelse. Husholdningskemikalierne forbrændes på specialanlæg for farligt affald, hvor energien udnyttes. Samlet set er hele systemet for indsamling og behandling af farligt affald designet til at sikre, at ressourcer udnyttes, og at miljøbelastende stoffer destrueres på en skånsom måde. Det vurderes, at de øvrige fraktioner af farligt affald, der dels udgør en lille mængde, og dels behandles på en miljømæssigt forsvarlig måde, ikke vil ændre ved konklusionerne om, at miljøbelastningen ved behandling af farligt affald er lille.

Selvom miljøpåvirkningerne er små, skal det dog overvejes, om der er potentialer for udnyttelse af flere ressourcer i det farlige affald. For eksempel indeholder behandlingen af alkali- og brunstensbatterierne et stort potentiale for en forbedring af resourcebalancen, da batterierne i dag deponeres, hvor samtlige ressourcer mistes. Det formodes, at en oparbejdning af disse batterier, vil give en ressourcebesparelse specielt for zink og mangan.

For en beskrivelse af behandlingen af de udeladte fraktioner se bilagsrapport 3.

7 Resultat: Haveaffald

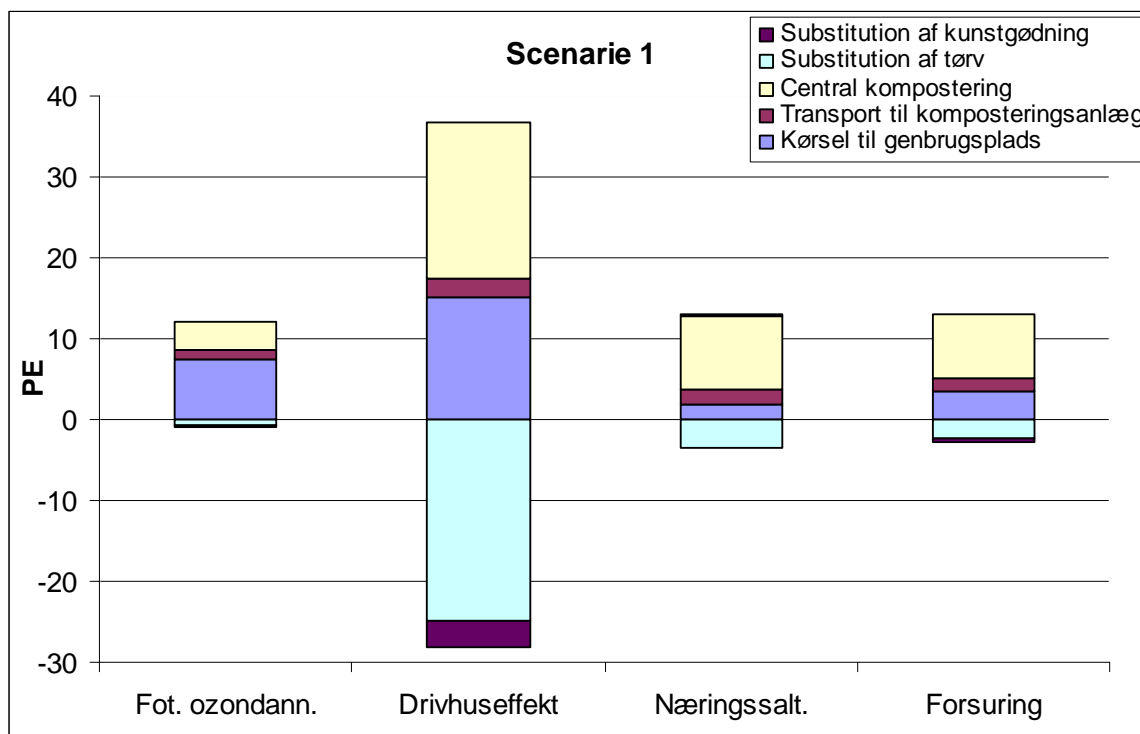
7.1 Basis-scenarie for haveaffald

7.1.1 Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug

Basisscenariet er det nuværende affaldssystem i Herning Kommune med de mængder og behandlingsformer, som er beskrevet i bilagsrapport 4. Alt haveaffald indsamles via levering til genbrugspladsen, og behandles derefter på et komposteringsanlæg. Noget af den færdige kompost anvendes i private haver, hvor det erstatter brug af spagnum og kunstgødning. Resten anvendes på deponeringsanlægget og nyttiggøres ikke.

Figur 38 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra affaldssystemet for haveaffald. Indsamling og transport giver et betydeligt bidrag til både drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse. Dette skyldes udledning af CO₂ henholdsvis VOC og CO. Det samme gør sig gældende for komposteringsprocessen, hvor der anvendes maskiner med forbrændingsmotorer. Derudover giver komposteringen et stort bidrag til næringssaltbelastning og forsuring som følge af bl.a. ammoniakfordampning.

Den største besparelse i systemet findes for substitution af tørv, hvilket skyldes, at opgravet tørv betragtes som en kilde til udslip af fossilt kulstof. Under anvendelsen af tørv vil en betragtelig mængde CO₂ emitteres, og dette undgås ved substitution med kompost, der betragtes som biologisk kulstof. Undgået produktion af kunstgødning giver også mindre besparelser som følge af sparet energiforbrug til produktionen.

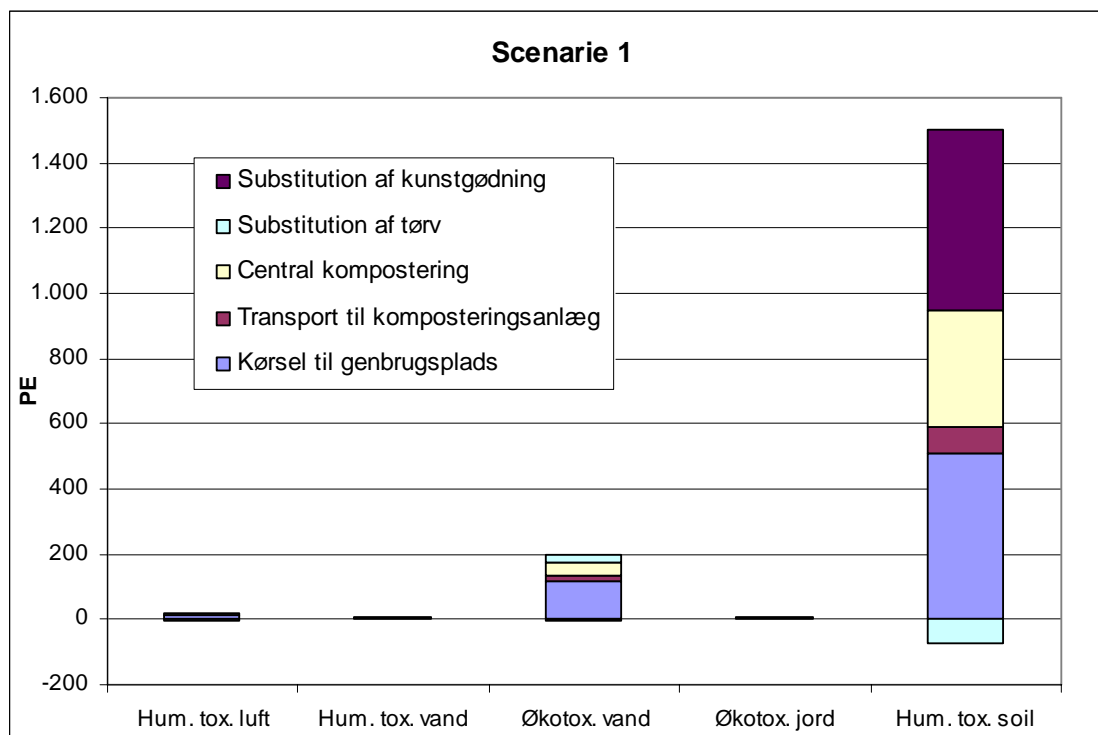


Figur 38. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra indsamling og behandling af haveaffald (3.440 ton).

Selvom der er gjort en del antagelser om luftemissionerne fra kompostering og transportmønster, viser følsomhedsanalysen i bilagsrapport 6, at resultatet er robust overfor disse antagelser. Det, der har været sværest at kvantificere, er effekten af anvendelse af kompost. Som det fremgår af Figur 38 har substitution af tørv og kunstgødning stor betydning for resultatet. En stor del af den producerede kompost antages ikke at erstatte noget, da det anvendes på deponeringsanlægget.

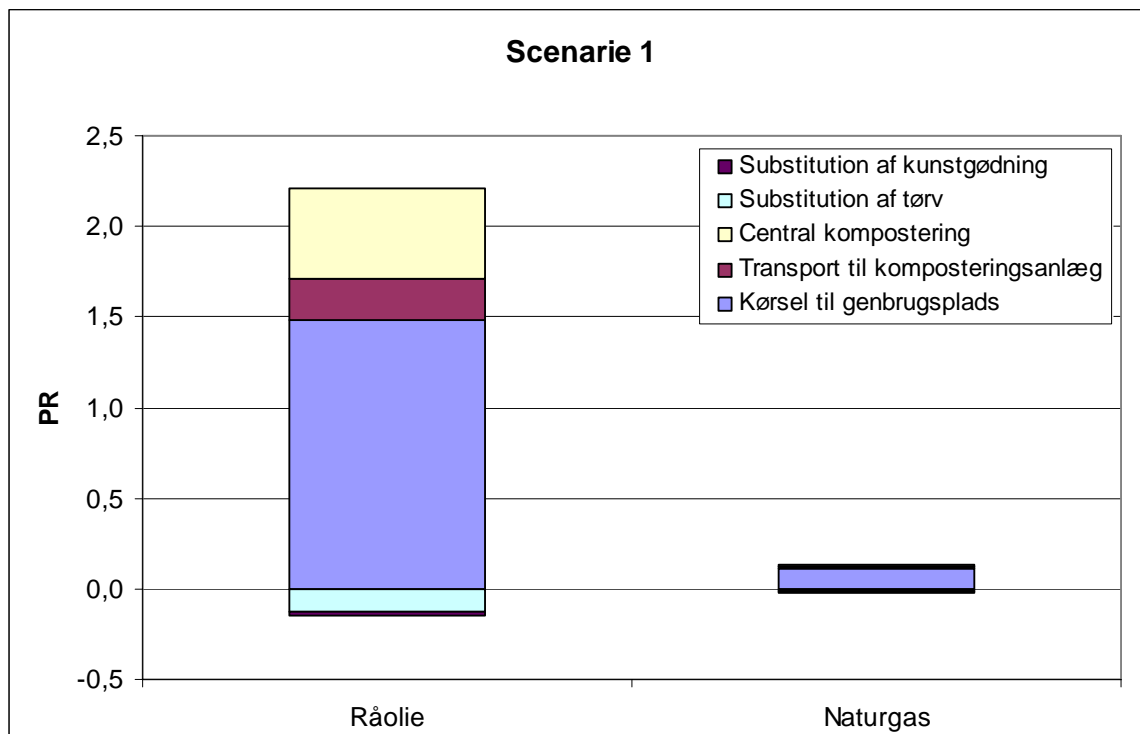
Følsomhedsanalysen viser, at substitutionsforholdene har afgørende betydning for resultatet. Derfor er det vigtigt fremover at gøre sig klart, om komposten reelt afsættes til formål, hvor det kan erstatte tørv og kunstgødning.

Resultaterne for de toksiske miljøpåvirkninger er vist i Figur 39, og det skal bemærkes, at skalaen er ca. 400 gange større end for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. De to vigtigste grupper af stoffer er VOC og tungmetaller. VOC stammer fra forbrændingsmotorer, både fra køretøjer og arbejdsmaskiner, og problematikken omkring vurdering af toksiciteten af VOC er nærmere beskrevet i afsnit 4.1.2 om dagrenovation. Tungmetaller findes i haveaffaldet og spredes med komposten ud på jorden, da de ikke kan nedbrydes. Derfor ses en meget høj toksicitet herfra, særligt for humantoksicitet til jord. Imidlertid skal denne påvirkning tolkes varsomt. Selvom der er et højt indhold af metaller i kompost, er det meste bundet i naturlige kemiske forbindelser. I beregningen er karakteriseringen af jerns toksicitet til jord sat til 0, da det vurderes, at dette findes på en form, der ikke vil medføre toksicitet i jord. Derfor er de største bidrag her fra aluminium og mangan, som også naturligt findes i store mængder. Den anvendte LCA-metode kan kun anvendes på mængder og ikke koncentrationer af stoffer, men toksicitet er netop meget afhængig koncentrationer. Som vist i bilagsrapport 4 overholder komposten de lovkrav, der er til udspredning på jord.



Figur 39. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra indsamling og behandling af haveaffald (3.440 ton).

De mest relevante ressourceforbrug er råolie og naturgas, og begge er relateret til brændstofforbrug i motorer ved transport og oparbejdning af haveaffald. Tørv er i miljøvurderingen regnet som fossil ressource, men der findes imidlertid ingen normaliseringsfaktor for denne. Resultatet for ressourceforbrug i basisscenariet er vist i Figur 40.



Figur 40. Ressourceforbrug ved indsamling og behandling af haveaffald (3.440 ton).

7.1.2 Andre miljøpåvirkninger

Behandlingsrester er ikke inkluderet direkte i miljøvurderingen. Resten fra komposteringsprocessen recirkuleres internt og blandes i affaldet som strukturmateriale. Det består hovedsageligt af træstykker, som langsomt nedbrydes. I sidste ende vil der dog være en mindre mængde plast og andre fremmedlegemer, som må tages ud. Denne strøm er imidlertid ukendt, men må formodes at være meget lille. I to af scenarierne, se næste afsnit, brændes en del af haveaffaldet. Herfra vil komme en del slagge og flyveaske, hvis mængder er kvantificeres i Tabel 14. Resultatet er pr. ton affald i samme størrelsesorden som for dagrenovation og storskrald, vist i afsnit 4.1.3 og 5.1.3.

Tabel 14. Behandlingsrester fra forbrænding af haveaffald (scenarie 2 og 4).

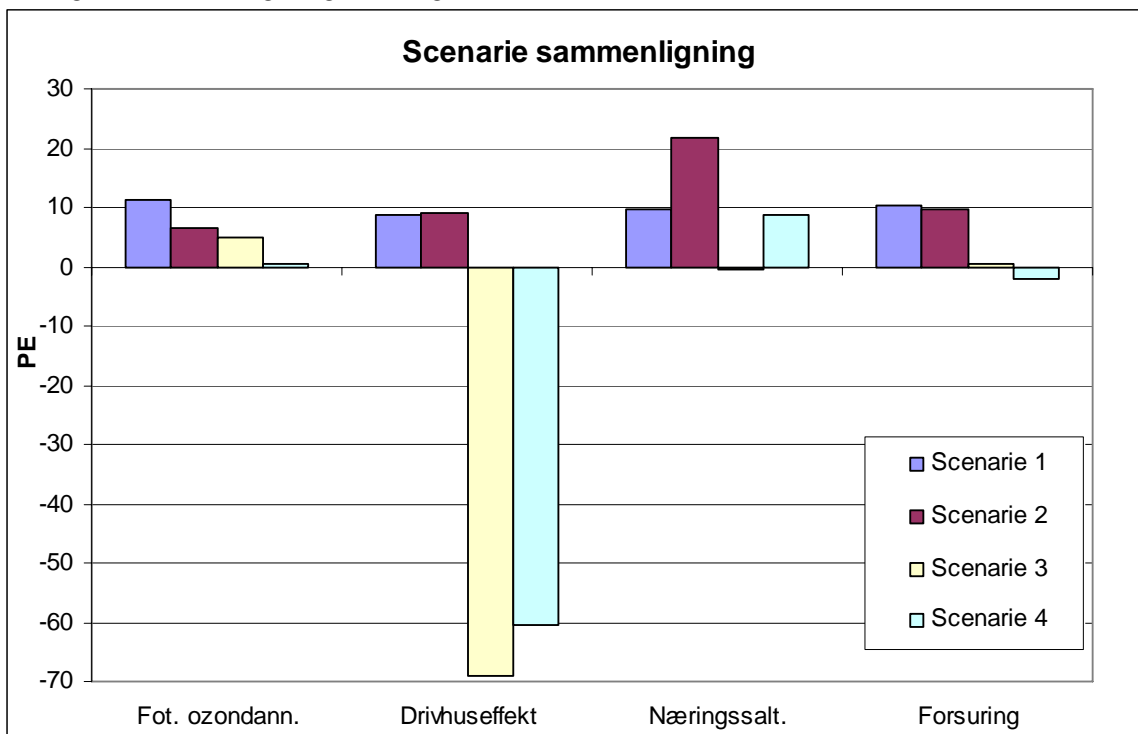
| | Enhed | Scenarie 2 | Scenarie 4 |
|------------------------|-------|------------|------------|
| Affald til forbrænding | ton | 1175 | 1000 |
| Slagge | ton | 202 | 112 |

7.2 Scenarier

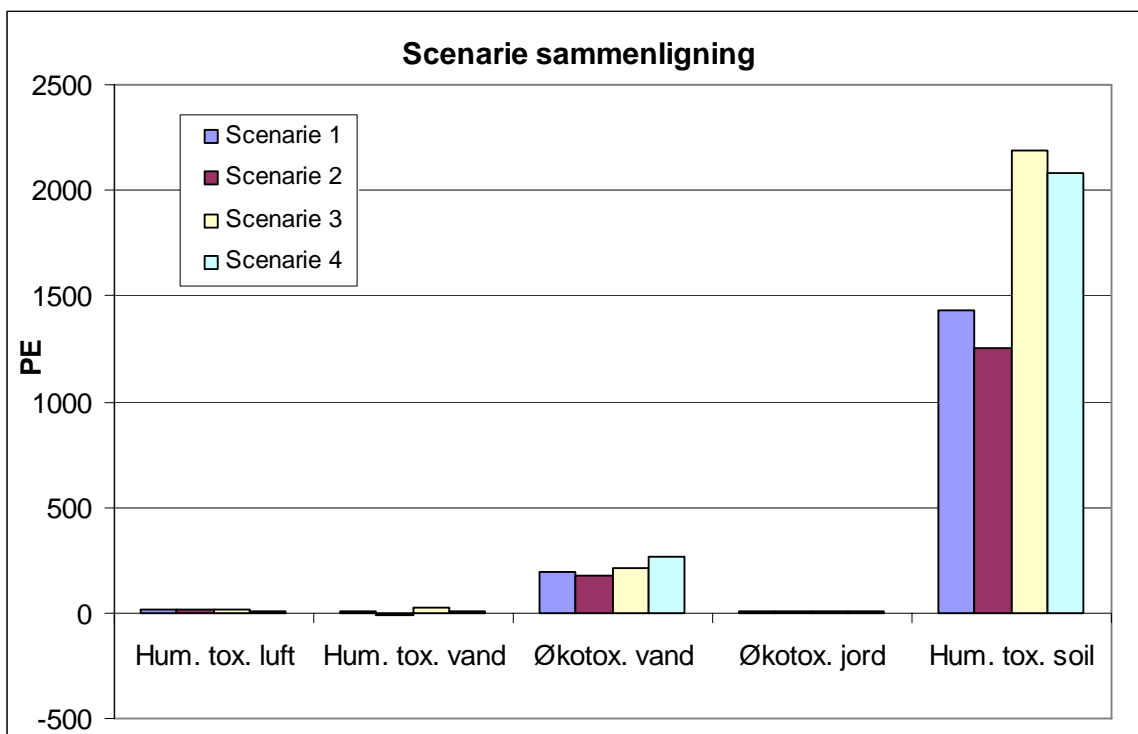
Basiscenariet sammenlignes med følgende scenarier for fremtidige ordninger:

- Scenarie 2: Forbrænding
- Scenarie 3: Hjemmekompostering 1
- Scenarie 4: Hjemmekompostering 2

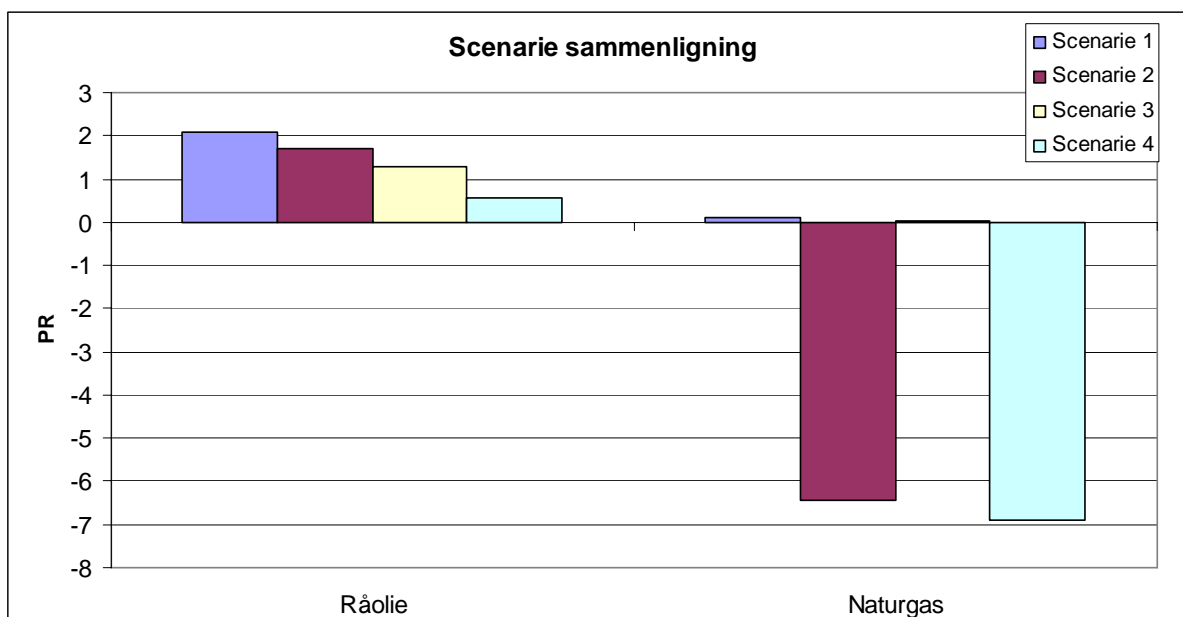
Resultaterne er vist i nedenstående figurer (Figur 41, Figur 42 og Figur 43). Efterfølgende gennemgås forudsætninger og tolkning af resultaterne for hvert scenarie.



Figur 41. Sammenligning af scenarier: Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger (3.440 ton).



Figur 42. Sammenligning af scenarier: Potentielle toksiske miljøpåvirkninger (3.440 ton).



Figur 43. Sammenligning af scenarier: Ressourceforbrug (3.440 ton).

7.2.1 Forbrænding

7.2.1.1 Forudsætning

I dette scenarie soldes haveaffaldet i en grov og en fin fraktion. Den grove fraktion, der hovedsageligt består af grene, træ og større plantedele køres til forbrænding, mens den fine fraktion bestående af græs + blade, jord og sten komposteres som i basisscenariet. Data for scenariet er beskrevet yderligere i bilagsrapport 6.

7.2.1.2 Tolkning

Energi produceret ved forbrænding erstatter varme produceret på det nærliggende kraftværk, Herningværket, hvor der fyres med naturgas og biomasse. Dertil kommer, at forbrændingsanlæggets elproduktion er mindre effektivt end kraftværkets, og dette skal kompenseres for ekstra produktion af kulbaseret elkraft. Samlet set betyder det, at forbrænding af haveaffald er bedre for kategorien fotokemisk ozondannelse, værre på nærings saltbelastning og stort set uændret på drivhuseffekt og forsurening. At der ikke sker en forbedring på drivhuseffekt skyldes, at gevinsten ved sparet afbrænding af naturgas modsvares af øget afbrænding af kul til elproduktion.

For de toksiske miljøpåvirkninger er resultatet stort set uændret i forhold til basis-scenariet. Der ses et lille fald på flere af kategorierne. Det skyldes, at mindre transport og oparbejdning af haveaffald betyder mindre udledning af VOC og NO_x fra forbrændingsmotorer.

Ressourcemæssigt betyder forbrænding en besparelse af naturgas som følge af det substituerede brændsel. Olieforbruget falder en smule, igen som følge af mindre transport og oparbejdning af haveaffald.

7.2.2 Hjemmekompostering 1

7.2.2.1 Forudsætning

Effekten af øget hjemmekompostering undersøges i dette scenarie. Det antages, at 50% af græs + blade, plantedele, jord og sten hjemmekomposteres. Det resterende haveaffald køres til central kompostering som i basisscenariet. Data for scenariet er beskrevet yderligere i bilagsrapport 6.

7.2.2.2 Tolkning

I dette scenarie ses store reduktioner på alle ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Selvom der udledes større mængde gasser som ammoniak, metan og lattergas ved hjemmekompostering, betyder den sparede transport og oparbejdning alligevel en samlet reduktion i miljøbelastningen. Der til kommer en yderligere reduktion i drivhuseffekt, fordi øget anvendelse af kompost substituerer for anvendelse af tørv. Det skyldes, at tørv her betragtes som en kilde til udledning af fossilt kulstof i form af CO₂.

For toksiske miljøpåvirkninger opnås en mindre stigning på de fleste kategorier. Særligt for humantoksicitet til jord ses en betydelig stigning. Selvom udledningen af VOC, der ellers gav det største bidrag til toksicitet, reduceres som følge af sparet transport og oparbejdning, er der en stor stigning pga. udspredning af kompost på jord. Som nævnt under scenarie 1, afsnit 7.1.1, skyldes det, at udledning af jern, aluminium og mangan vurderes højt, selvom det reelt ikke burde være tilfældet, da metallerne er bundet i naturlige kemiske forbindelser.

7.2.3 Hjemmekompostering 2

7.2.3.1 Forudsætning

Dette scenarie er en kombination af scenarie 2 og 3. En del hjemmekomposteres som i scenarie 3. Den resterende del indsamles til central behandling. Ligesom i scenarie 2 soldes haveaffaldet, og den grove fraktion køres til forbrænding, mens den fine del køres til central kompostering. Data for scenariet er beskrevet yderligere i bilagsrapport 6.

7.2.3.2 Tolkning

Resultatet er også en kombination af resultaterne fra scenarie 2 og 3. For de ikke-toksiske miljøpåvirkninger opnås stor reduktion for kategorierne fotokemisk ozondannelse og forsuring som følge af minimeret transport og oparbejdning af affald. Nærings saltbelastningen er uændret i forhold til basisscenariet, hvilket skyldes, at en reduktion fra hjemmekompostering opvejes af en stigning i påvirkningen fra forbrændingsanlægget. For drivhuseffekt ses fortsat en stor besparelse, fordi øget brug af kompost erstatter anvendelse af tørv i spagnum.

I forhold til basisscenariet er der også en stigning på toksiske miljøpåvirkninger som følge af metaller fra udspredning af kompost.

For ressourcerne er råolieforbruget reduceret til en fjerdedel i forhold til basisscenariet, da transport og oparbejdning af affald som nævnt reduceres væsentligt. Fra forbrændingsanlægget fås en besparelse af naturgas, da forbrænding af haveaffald erstatter naturgas som brændsel til varmeproduktion.

7.3 Konklusion: Haveaffald

Af scenarierne ses det, at øget hjemmekompostering og øget forbrænding betyder mindre brændstofforbrug til transport og oparbejdning på et centralt komposteringsanlæg. Heraf følger reduktioner i alle miljøpåvirkningskategorier.

Hjemmekompostering betyder, at en større mængde kompost anvendes og substituerer for anvendelse af tørv og kunstgødning. Det fører til en væsentlig reduktion i drivhuseffekt som følge af undgået emission af fossilt kulstof henholdsvis lavere energiforbrug. Emission af gasser fra komposteringsprocessen ser ikke ud til at have nogen stor indflydelse, selvom hjemmekompostering giver flere problematiske gasser end central kompostering. Det skyldes, at en stigning modsvares af et fald som følge af reduceret transport og oparbejdning.

Effekten på toksiske miljøpåvirkninger er mere vanskelig at tolke, da enkeltstoffer som VOC, jern, aluminium og mangan har meget stor indflydelse på resultatet. Det er imidlertid tvivlsomt om disse potentielle miljøpåvirkninger overhovedet kan betragtes som reelle trusler mod miljøet, hvilket er diskuteret i resultatafsnittene. Selvom komposten indeholder andre tungmetaller, er det vigtigt at understrege, at disse netop kommer fra haveaffaldet. Der er derfor ikke tale om en ekstra tilførsel af tungmetaller til miljøet, men naturligvis heller ikke om en fjernelse af stoffer.

En anden væsentlig ting for tolkning af kompostering er fastlæggelse af, hvad komposten reelt substituerer. Det viser sig, at resultaterne er følsomme overfor antagelser om substitution. Generelt set, mindskes miljøbelastningen, jo større mængder tørv og kunstgødning, der substitueres. Derfor bør brug af kompost, tørv og kunstgødning analyseres bedre, inden indførelse af nye ordninger.

Forbrænding forbedrer nogle miljøpåvirkninger, men forværrer andre, uden at der dog er tale om meget drastiske ændringer. Miljømæssigt er det derfor ikke klart, om forbrænding er bedre end kompostering, men på ressourcesiden opnås en effekt ved besparelse af naturgas. Ligesom for hjemmekompostering er resultatet meget afhængigt af, hvad behandlingsprocessen kan erstatte. For forbrænding undgås produktion af energi på et kraftværk, der fyrer med biomasse og naturgas. Derfor er ingen stor gevinst ved at brænde haveaffald, da det ikke fortrænger fossile brændsler som olie og kul.

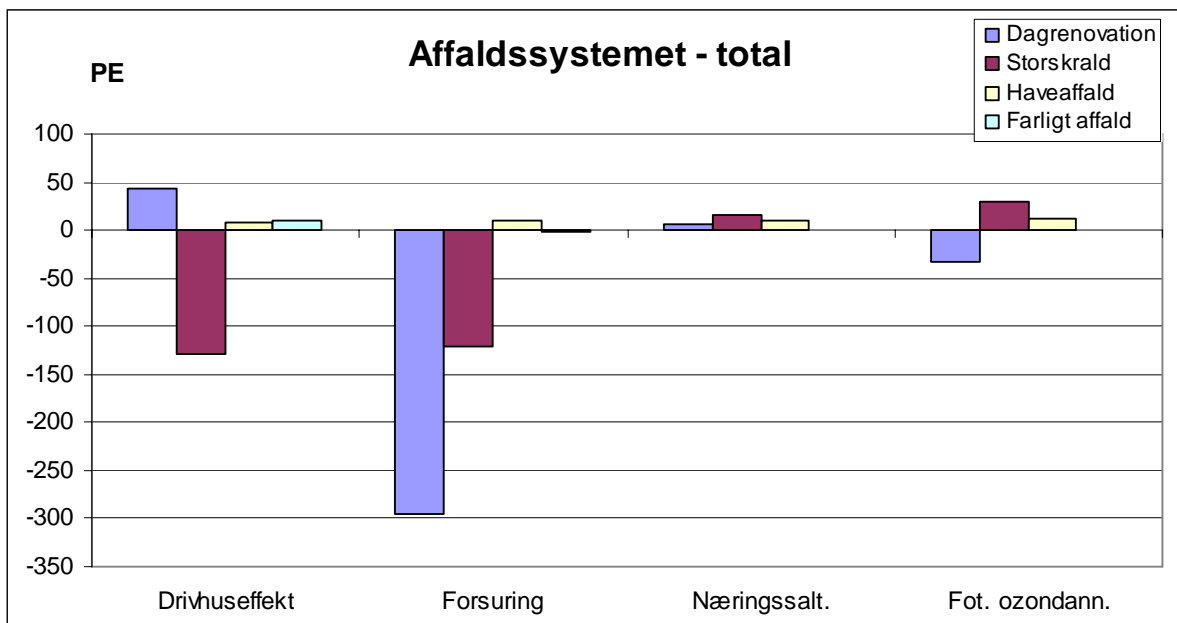
8 Resultat: Sammenstilling af alle affaldstyper

I de foregående afsnit er miljøvurderingen af de fire affaldstyper, dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald, gennemgået hver for sig. I dette afsnit sammenstilles resultaterne for de fire affaldstyper for at vise hvilke affaldstyper, der er mest dominerende i systemet. Sammenstilling af resultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger er præsenteret i Figur 44, og de toksiske miljøpåvirkninger er vist i Figur 45. For de ikke-toksiske miljøpåvirkninger findes de største belastninger og besparelser for dagrenovation og storskrald. Største belastning er drivhuseffekt fra dagrenovation (44 PE), men dagrenovation har også den største besparelse, hvilket er for forsurening (-295 PE). For både dagrenovation og storskrald er der tale om nettobesparelser. Belastninger og besparelser for haveaffald og farligt affald er af mindre størrelse (ca ± 10 PE). For disse affaldstyper fås en nettobelastning, men dette er af mindre betydning, når man betragter det samlede system. Det er svært at pege på alternative behandlingsmuligheder for farligt affald, og systemet skal derfor kunne rumme en mindre belastning fra denne affaldstype. En del fraktioner af farligt affald blev ikke inkluderet i beregningerne, og det er uvist hvordan dette vil påvirke belastningen.

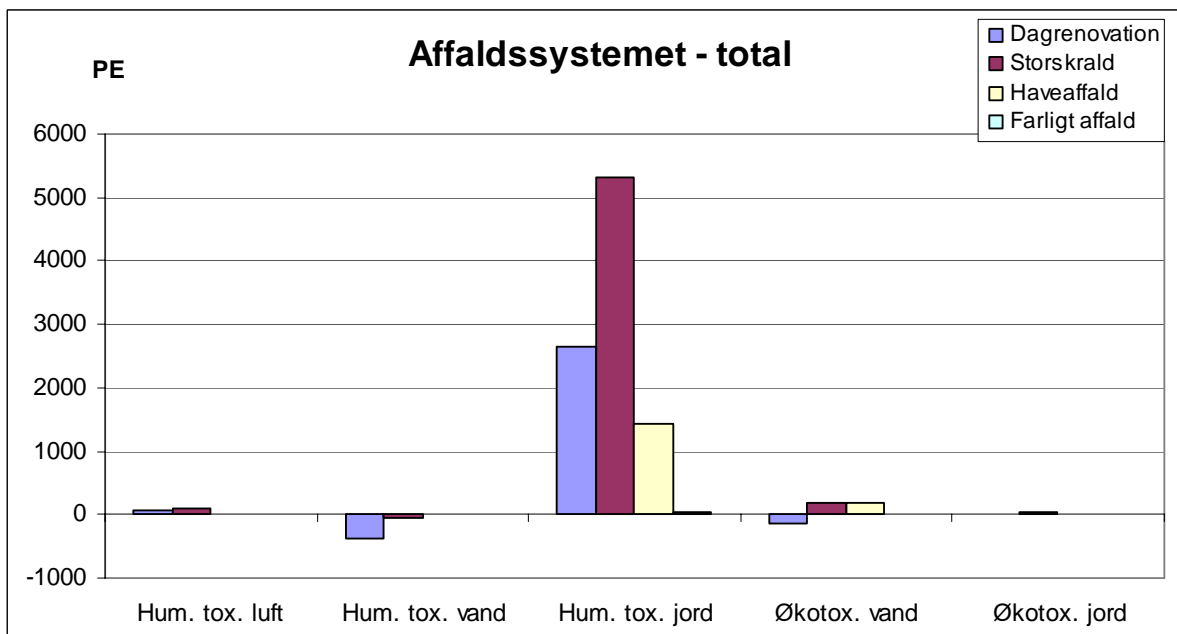
En vigtig betragtning er, om brændstofforbruget til separat indsamling og transport kan opvejes af de besparelser, der kommer fra substitution ved nyttiggørelse af affaldet. For haveaffald er der tale om relativt små besparelser ved kompostering, og derfor giver transport og oparbejdning anledning til en nettobelastning. Det største transportarbejde er forbundet med håndteringen af storskrald, men de mange muligheder for genanvendelse gør, at der samlet set er tale om nettobesparelser for denne affaldstype.

De toksiske miljøpåvirkninger er generelt større end de ikke-toksiske, men skalaerne kan ikke sammenlignes direkte. I metoden er der en 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 om VOC fra forbrændingsmotorer, hvilket er diskuteret nærmere i afsnit 4.1.2, og emission af metaller ved anvendelse af kompost på jord, se afsnit 7.1.1. Da belastningens størrelse afhænger af transportarbejdet, ses den største belastning for storskrald, efterfulgt af dagrenovation og haveaffald. Da disse typer af emissioner har størst betydning for påvirkningens størrelse, er det ikke muligt at vurdere andre forholds betydning for resultatet. Sammenligning af behandlingsformer på tværs af affaldstyper er således ikke foretaget.

Ressourceforbrug er ikke vist her, da det er forskelligt hvilke ressourcer, der er de vigtigste for de enkelte affaldstyper. For dagrenovation opnås en besparelse på ca. 180 PR, hvilket i sær skyldes substitution af naturgas som brændsel. For storskrald er den samlede ressourcebesparelse 1500 PR. Tre fjerdedele af besparelsen skyldes alene genanvendelse af bly fra akkumulatorer. De næstvigtigste besparelser kommer fra metallerne kobber, jern, mangan og aluminium. Af de fossile brændsler er besparelsen af naturgas ved fortrængt energiproduktion den vigtigste. Selv for råolie er der tale om en nettobesparelse, da forbruget til transport opvejer sparet energiproduktion andre steder i systemet. Genvinding af spildolie fra farligt affald medfører naturligvis undgået brug af råolie, men det drejer sig om meget små mængder i forhold til forbruget i de andre affaldstyper. For haveaffald er der et nettoforbrug på ca. 2 PR, hvilket må siges at være ubetydeligt i forhold til besparelserne fra dagrenovation og storskrald.



Figur 44. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra alle affaldstyper (37.324 ton husholdningsaffald).



Figur 45. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fra alle affaldstyper (37.324 ton husholdningsaffald).

9 Opsummering

Projektet har haft til formål at foretage en miljøvurdering af håndteringen af husholdningsaffald i Herning Kommune. Med udgangspunkt i mængderne af dagrenovation, storskrald, farligt affald og haveaffald i 2005 er der gennemført en livscyklusvurdering af hele affaldssystemet. Resultatet er opgjort som potentielle ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger samt ressourceforbrug.

Dagrenovation er mængdemæssigt den største affaldstype, hvoraf 70% er restaffald, som forbrændes. Derfor er der også væsentlige miljøpåvirkninger fra forbrændingsanlægget. Resultatet er dog meget afhængigt af, hvordan energien kan nyttiggøres. I Herning substituerer varmeproduktion på forbrændingsanlægget for produktion af varme baseret på naturgas og biomasse. Fordelen ved affaldsforbrænding vil være større, hvis det i stedet substituerede mere forurenende fossile brændsler som kul og olie. Dertil kommer, at elproduktionen på forbrændingsanlægget er mindre effektiv end produktionen på kraftværket. Dette tab kompenseres med ekstra produktion af el baseret på kul, da dette betragtes som den marginale producent på markedet. Systemet har dog også store besparelser, hvilket skyldes genanvendelse af papir. Der er lavet scenarier for nedlæggelse af papindsamling og indførelse af indsamling af plast- og metalemballage. Begge ændringer vil mindske miljøbelastningen fra dagrenovation. Der er ingen store energibesparelser ved genanvendelse af pap, og derfor kan det være lige så effektivt at brænde det, hvis forbrændingsenergien udnyttes til substitution for fossile brændsler. Genanvendelse af plast og metal giver besparelser i miljøbelastningen, da fremstilling af jomfruelige materialer er meget energi- og ressourcekrævende. Dette skal ses på trods af, at affaldet skal transporteres længere, da det højst sandsynligt ikke kan oparbejdes i Danmark.

Storskrald omfatter mange forskellige affaldsfraktioner, hvoraf nogle har større betydning for resultatet end andre. Som for dagrenovation er der både fordele og ulemper ved forbrænding af den brændbare fraktion. De mængdemæssigt største fraktioner, fx brændbart, jern og metal, rent træ, beton og tegl, medfører også de største potentielle belastninger eller besparelser. Det ses også, at genanvendelse af metaller og plast, som findes i flere fraktioner, potentielt medfører besparelser pga. undgået produktion af nye materialer. Fraktioner, der deponeres (deponiaffald, tegl og beton), giver en nettobelastning, som stammer fra transporten, da selve deponeringen ikke giver anledning til store miljøpåvirkninger i de første 100 år, som er tidshorisonten i miljøvurderingen.

Betydningen af nedlæggelse af henteordningen for storskrald er undersøgt. Det vil sandsynligvis føre til øget brændstofforbrug, hvis affaldet i stedet køres til genbrugspladsen i private biler. Imidlertid er der tale om meget små ændringer i miljøpåvirkningerne. Brændstofforbruget kan reduceres ved at sikre rationel kørsel til genbrugspladsen, dvs. at privatbilerne kun kører med store mængder affald af gangen.

Farligt affald er mængdemæssigt den mindste affaldstype, men den er vigtig, da den omfatter en række fraktioner, som kan indeholde miljø- og sundhedsskadelige stoffer. Ca. 70% af mængden, omfattende malingaffald og spildolie, er inkluderet i miljøvurderingen. Genvinding af olie betyder undgåede miljøpåvirkninger i de fleste påvirkningskategorier og derudover også sparede olieressourcer. For de øvrige fraktioner har det ikke været muligt at fremskaffe de fornødne data. En vigtig pointe er dog, at de netop indsamles til behandling på den mest miljøskånsomme måde, hvilket betyder destruktion eller indkapsling. Udover energigenvinding ved forbrænding kan der fra nogle fraktioner genvindes kemikalier eller metaller. Miljøvurderingen kan ikke pege på væsentlige u hensigtsmæssigheder i det nuværende system til behandling af farligt affald fra husholdninger.

Batterier er ikke inkluderet i miljøvurderingen pga. manglende data, men det ser ud til, at p-kasseordningen har haft en positiv effekt her, da der indsamles relativt mange batterier i Herning Kommune sammenlignet med andre kommuner. Indholdet af tungmetaller i restaffaldet er også faldet som følge af udsortering af batterier. Derfor bør det overvejes, hvordan man i fremtiden kan øge indsamlingseffektiviteten af batterier yderligere.

Haveaffald behandles ved kompostering, og miljøpåvirkningerne herfra er relativt små. De vigtigste påvirkninger kommer fra transport og oparbejdning af affaldet. En del af denne påvirkning kunne undgås, hvis folk i højere grad hjemmekomposterede. I det nuværende system er det forudsat, at kun en mindre del af komposten nyttiggøres som erstatning for tørv og kunstgødning. Beregninger viser, at bedre udnyttelse vil medføre store besparelser på alle ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Forbrænding af den grove fraktion af haveaffaldet er også undersøgt, men det vurderes, at miljøbelastningen herfra vil være uændret i forhold til kompostering.

Toksiske miljøpåvirkninger er større end ikke-toksiske, men de to typer af påvirkninger kan ikke sammenlignes direkte, da der er større usikkerhed på beregningen af de toksiske i forhold til de ikke-toksiske. I begge tilfælde er der tale om beregning af potentielle miljøpåvirkninger, og særligt for de toksiske skal det overvejes, hvor sandsynlige disse påvirkninger vil være. Toksicitet er meget afhængig af stofkoncentration, men i den anvendte metode betragtes kun mængder. Akkumulering af stoffer tages heller ikke i betragtning, selvom dette også potentielt senere kan føre til emission af stofferne. På trods af disse usikkerheder skal man dog ikke undervurdere den potentielle toksiske påvirkning fra affaldssystemet, som de foreløbige estimater viser. Der er dog behov for revision af metoden især med hensyn til de nævnte estimeringer af VOC og metaller til jord.

De ændringer af affaldssystemet, der er foreslået i scenarier, betyder hver især en ændring på 10-50 PE i miljøbelastningen for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. De største ændringer ses for dagrenovation, mens både belastning og ændringer for haveaffald er noget mindre. For de toksiske miljøvurderinger kan ændringen være flere 100 PE, men de to skalaer kan ikke direkte sammenlignes. Da 1 PE svarer til den årlige belastning fra en gennemsnitsdansker, er der således tale om relativt små ændringer i miljøbelastninger. Ressourcemæssigt er ændringerne mindre end 10 PR, hvis man betragter de fossile brændsler, hvilket igen må sige at være en relativt lille ændring. I scenariet med indsamling af metalemballage opnås derimod en samlet besparelse på ca. 50 PR for jern og aluminium. Der kan derfor være væsentlige ressourcebesparelser at hente ved genvinding af metaller, hvilket basisscenariet for storskrald også viste. Hvis et eller flere af de foreslåede scenarier overvejes indført i kommunen, bør miljøfordelene opvejes mod økonomiske og servicemæssige konsekvenser.

Samlet set tegner miljøvurderingen et billede af et velfungerende affaldssystem, hvor der i stor grad sker nyttiggørelse af energi og materialer i affaldet. Der er potentialer for at mindske miljøbelastningen ved:

- *Øget genanvendelse af plast og metal.* Resultatet for dagrenovation viste, at der er både miljø- og ressourcemæssige besparelser ved genanvendelse af metal og plast. Disse tendenser vil højst sandsynligt også være gældende ved øget genanvendelse af metal og plast fra storskrald. Resultaterne fra storskrald viste netop også store besparelser som følge af genanvendelse. En vigtig forudsætning er dog, at materialerne skal substituere produktion af tilsvarende nye materialer.

- *Udnyttelse af energi i systemer, hvor det substituerer for fossile brændsler.* Alle steder, hvor der forbrændes affald, vil nettobelastningens størrelse være afhængig af, hvordan energien udnyttes. Det er vist, at energiproduktionen på Knudmoseværket fortrænger energi baseret på biomasse og naturgas. Det vil være til affaldssystemets fordel, hvis det fortrængte brændsel i højere grad var naturgas eller andre fossile brændsler.
- *Forbrænding af papirfraktioner, hvis genanvendelse ikke medfører væsentlige energireduktioner.* Beregninger for dagrenovation viste, at det i det givne scenarie er bedre at forbrænde pap end at genanvende det. Hvis papirkvaliteten er lav, som tilfældet er med pap, vil det i nogle tilfælde være bedre at brænde det end at genanvende, hvis forbrændingsenergien kan udnyttes til substitution af fossile brændsler.
- *Bedre udnyttelse af kompost som erstatning for tørv og kunstgødning efter hjemmekompostering eller centralbehandling.* Den producerede kompost udnyttes i dag ikke optimalt. Beregningerne viser, at der er væsentlige reduktioner for systemet ved at substituere tørv og kunstgødning, dels pga. undgået drivhuseffekt fra CO₂ fra tørv og dels pga. undgået energiforbrug til fremstilling af kunstgødning.
- *Anvendelse af biler med lavere brændstofforbrug og renere teknologi i forbrændingsmotorerne.* Forbrug af olie som ressource er ikke kritisk for indsamling og transport, men der er både ikke-toksiske og toksiske påvirkninger forbundet med forbrænding i bilmotorer. De toksiske påvirkninger især vil kunne reduceres, hvis det sikres, at køretøjerne lever op til de nyeste emissionsnormer.

10 Referencer

Wenzel, Henrik; Hauschild, Michael & Alting, Leo (1997). *Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*. Kluwer Academic Publishers.

Kirkeby, Janus T.; Birgisdóttir, Harpa; Hansen, Trine L.; Christensen, Thomas H.; Bhandar, Gurbakhash S. & Hauschild, Michael (2006). *Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies: EASEWASTE*. Waste Management and Research, vol. 24 issue 1, pp. 3-15.

Fjelsted, Lotte (2006). *Miljøvurdering af kemikalieaffald – med kortlægning af Herning Kommunes håndtering af farligt affald fra husholdninger*. Eksamensprojekt. Institut for Miljø & Ressourcer og Institut for Produktion og Ledelse, Danmarks Tekniske Universitet.

Stranddorf, Heidi K.; Hoffmann, Leif & Schmidt Anders (2005). *Påvirkningskategorier, normalisering og vægning i LCA – opdatering af udvalgte UMIP97-data*. Miljønyt nr. 77, 2005. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Wikipedia (2007). Opslag på *European Emission Standards*. Lokaliseret på www.wikipedia.com. 28. juni 2007.