



Forord

Denne masteroppgaven skrives som avslutningen på mitt studieforløp i fornybar energi ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU), våren 2014. Oppgaven er utarbeidet av meg, Aina Elstad Stensgård, under veiledning av professor Ole Jørgen Hanssen.

Oppgaven er en del av prosjektene KlimaReg og Bio Value Chain, og skrives for Østfoldforskning AS. KlimaReg skal bidra til at kommuner, fylkeskommuner og bedrifter får tilgang til metoder og verktøy som er basert på lokalt forankrede data og forutsetninger. Bio Value Chain har som mål å videreutvikle modeller for klima og økonomi gjennom hele verdikjeden for biogass. For mer informasjon om prosjektene, se Østfoldforskningens hjemmesider.

Det har vært en fornøyelse, og en lærerik prosess å skrive denne masteroppgaven. Jeg har i lang tid hatt en uforklarlig forkjærlighet til kildesortering av avfall. En forkjærlighet som sannsynligvis springer ut fra mitt engasjement mot menneskeskapte klimaendringer. Videre har jeg i løpet av mine fem år på NMBU fått øynene opp for LCA og lineærprogrammering. To fantastiske verktøy, som for meg, dreier seg om å systematisere komplekse system. I denne oppgaven har jeg fått muligheten til å kombinere avfall, klima, LCA og lineærprogrammering. Resultatet er en cocktail av fascinerende emner. Forhåpentligvis har jeg også klart å blande inn litt struktur og sammenheng, slik at du som leser kanskje får oppleve litt av den samme gleden som jeg har hatt med å skrive denne oppgaven.

Jeg vil rette en stor takk til min veileder Ole Jørgen Hanssen, for gode råd og tett oppfølging. Jeg kunne ikke bedt om en bedre veileder. Jeg vil også takke min mor, Ingunn Elstad, som har tatt seg tid til å korrekturlese og diskutere oppgaven, til tross for fulle dager. Til slutt vil jeg takke min kjære Andreas Olaussen for å ha gitt meg selskap og glede gjennom hele oppgaveskrivingen.

Abstract

Society has long considered waste as a social problem, but lately we have developed technologies that let us harness both energy and materials from the waste. Today several types of waste fractions are considered renewable energy sources, and both the climate and resource perspective has become increasingly important in both Norwegian and international waste policy.

This paper looks at the climate mitigation potential for household waste in the Østfold region. First, three greenhouse gas inventories for waste management in Østfold is developed to map potential improvements in the waste system. The first greenhouse gas inventory (i) is calculated from the amount of waste, and the waste treatment in 2012. The last two greenhouse gas inventories are based on the waste generated in 2012, but with a sorting rate for the fractions cardboard and paper, organic waste and plastics, equivalent to (ii) the best municipalities in Østfold, and (iii) the best municipalities in Norway. Then the paper examines whether it is possible to achieve the climate benefits identified from the greenhouse gas inventories, by developing a pilot model for optimization of waste management in Østfold. The waste model is based on multi objective analysis, and aims to minimize both the costs and the greenhouse gas emissions from the waste system.

The analysis shows that the waste treatment for the fractions, cardboard and paper, plastics, organic waste and the residual waste, emit more than 10,757 tonnes of CO₂-eq. with today's waste management. With increased sorting and climate-friendly waste treatment this is transformed in to a climate gas reduction of 9,930 tonnes CO₂-eq. The results and the sensitivity analysis derived from the waste model, shows that if the model is correct, the waste system currently lacks incentives to value climate benefits. In addition, the analysis shows that climate mitigation in the waste sector can be quite cheap. However, there's still a great deal of uncertainty in the waste model's data, so before the results can be taken seriously, the data have to be processed and quality assured.

The thesis has shown that an optimization model of the waste system can provide insight into how waste systems should be designed to ensure climate-friendly and cost-effective waste management. In addition, there are indications that such models can help identify cost effective mitigation.

Sammendrag

Mennesket har i lang tid vurdert avfall som et samfunnsproblem, men i de senere årene har vi utviklet teknologier som har gjort det mulig å utnytte energi og materialer i avfallet. I dag anses flere avfallsfraksjoner som fornybare energikilder, og klima- og ressursperspektivet har i økende grad gjort seg gjeldene i norsk og internasjonal avfallspolitik.

Denne oppgaven ser på utslippsreduksjonspotensialet for husholdningsavfallet i Østfold fylke. Først er tre klimaregnskap for avfallshåndteringen i Østfold utarbeidet for å undersøke forbedringspotensialet i avfallssystemet. Det første klimaregnskapet (i) er beregnet ut fra avfallsmengdene og avfallshåndteringen som var i 2012. De to siste klimaregnskapene tar utgangspunkt i avfallsmengdene fra 2012, men med utsortering av fraksjonene papp og papir, våtorganisk og plast tilsvarende (ii) de beste kommunene i Østfold og (iii) de beste kommunene på landsbasis.

Deretter undersøkes hvorvidt det er mulig å oppnå klimagevinstene fra klimaregnskapene (ii) og (iii). Dette gjøres ved å utarbeide en pilotmodell for optimalisering av avfallshåndteringen i Østfold. Avfallsmodellen bygger på flermålsanalyse, og har som mål om å minimere både kostnadene og klimagassutslippene knyttet til avfallssystemet i Østfold.

Analysen viser at avfallshåndteringen for de fire fraksjonene, papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall slipper ut i overkant av 10 757 tonn CO₂-ekvivalenter. Ved økt utsortering og klimavennlig avfallshåndtering endres dette til en klimagevinst på 9 930 tonn CO₂-ekvivalenter. Resultatene og sensitivetsanalysene fra avfallsmodellen viser at dersom modellen er riktig, mangler avfallssystemet i dag incentiver til å prioritere utslippsreduksjoner. I tillegg viser analysene at klimatiltak i avfallssektoren er relativt rimelige. Det er likevel en god del usikkerheter knyttet til datagrunnlaget i modellen, så før resultatene kan tas på alvor må dataene bearbeides og kvalitetssikres.

Opgaven har vist at en optimaliseringsmodell, som avfallsmodellen, kan gi innsikt i hvordan avfallssystemer bør utformes for å sikre klimavennlig og kostnadseffektiv avfallshåndtering. I tillegg tyder mye på at modellen kan bidra til å identifisere rimelige klimatiltak.

Innhold

1	Innledning	7
2	Bakgrunn.....	8
3	Kunnskapsstatus.....	10
3.1	Norsk og europeisk avfallspolitikk.....	10
3.2	Avfall i Norge og i Østfold	12
3.3	Avfallsmodeller i Norge.....	13
4	Problemstilling og forskningsspørsmål.....	15
5	Avgrensning og oppgavens fokusområde	16
6	Teori, metodikk og datagrunnlag.....	19
6.1	LCA - Livsløpsvurdering	19
6.2	Optimalisering.....	19
6.3	Grensesnittet mellom LCA og optimalisering.....	21
6.4	Dataprogram og datagrunnlag.....	22
7	Resultater.....	28
7.1	Klimaregnskap for avfallhåndtering i Østfold	28
7.2	Modellen.....	32
7.2.1	Målfunksjonen.....	32
7.2.2	Beslutningsvariablene	34
7.2.3	Skrankene.....	35
7.2.4	Parametrene	37
7.2.5	Modelloppbygning.....	37
7.3	Initialløsningen – Modellresultatet	39
7.4	Følsomhetsanalyse	42
7.4.1	Svarrapport og følsomhetsrapport fra Solver	42
7.4.2	Endring av nøkkelparametre	43
8	Diskusjon	49

8.1	Usikkerheter i datagrunnlaget.....	49
8.2	Valg av programvare	51
8.3	Antakelser	51
8.4	Sensitivitet i initialløsningen.....	52
9	Konklusjon	55
10	Videre arbeid	56
11	Referanser.....	57
	Vedlegg 1.	60
	Vedlegg 2.	63
	Vedlegg 3.	68
	Vedlegg 4.	70

Figurer

Figur 1 – Avfallshierarkiet. Viser minst foretrukne behandlingsform nederst og mer ønskelig disponering av avfallet oppover i den omvendte pyramiden.....	10
Figur 2 – Kostnadskurve per tonnkm avfall, kilde: Arnøy et al. (2013).....	27
Figur 3 - Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold, dagens situasjon og beste kommuner i; Østfold og Norge.....	30
Figur 4 – Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold, dagens situasjon og beste kommuner i; Østfold og Norge. Analyserte fraksjoner	31
Figur 5 – Resultat fra avfallsmodellen, årlige klimagassutslipp og klimagevinst fordelt på utslippspost ved optimal avfallshåndtering i Østfold.	39
Figur 6 - Resultat fra avfallsmodellen, årlige kostnader fordelt på utgiftspost ved optimal avfallshåndtering i Østfold.....	40
Figur 7 - Sensitivitetsanalyse. Endring i initialløsning ved endring av nøkkelparametre.....	46
Figur 8 – Sensitivitetsanalyse. Avvik fra initialløsningen for høykostnadsscenario og lavkostnadsscenario ved ulike vektverdier.....	48

Tabeller

Tabell 1 - Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold.....	28
Tabell 2 - Klimaregnskap basert på beste kommuner i Østfold, 2012	29
Tabell 3 - Klimaregnskap basert på beste kommuner i Norge, 2012	30
Tabell 4 – Avfallsmodellens skranker	36
Tabell 5 - Modellens oppbygning.....	38
Tabell 6 – Avfallsmodellens initialløsning	41

Tabeller i vedlegg

Tabell a - Utslipps- og kostnadsparametre for avfallsbehandling	60
Tabell b - Utslipps- og kostnadsparametre for transportetappe 1,2 og 3	60
Tabell c - Transportavstander transportetappe 2.....	61
Tabell d – Begrensninger fra Solvers svarrapport	63
Tabell e – Begrensninger fra Solvers følsomhetsrapport.....	66
Tabell f – Sensitivitetsanalyse av nøkkelparametre.....	68

1 Innledning

Folk flest forbinder fornybar energi med vindkraft, solenergi, vannkraft og bioenergi. Men det finnes en fornybar energikilde som vi nesten aldri tenker over, en ressurs som kan skaffe både energi og materialer til veie og som skapes hver dag, over alt der mennesket ferdes: avfall.

Mennesket har i lang tid vurdert avfall som et samfunnsproblem - og det med god grunn når vi tenker på helse- og miljøtruslene som ofte er knyttet til tradisjonell sluttbehandling av avfall (Eriksen 2011). I de senere årene har vi utviklet teknologier som har gjort det mulig å utnytte energien og materialene i avfallet. Etter hvert er disse teknologiene blitt så gode at miljøskadene er gjort om til miljøgevinster, og flere avfallsfraksjoner anses som fornybare energikilder dersom de behandles på riktig måte (Miljøverndepartementet 2013). Som alle andre fornybare energikilder kan avfall bidra til å redusere klimagassutslipp ved å erstatte fossile energibærere og jomfruelig materiale. Avfallssektoren i Norge er vurdert til å ha et samlet utslippsreduksjonspotensial på 0,21 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (Klimakur 2010).

Det er likevel ønskelig i første omgang å forhindre at avfall oppstår, for selv om avfallshandteringen stadig forbedres, er det en stor miljøgevinst i at det oppstår så lite avfall som mulig (Miljøverndepartementet 2013). Til tross for at avfallshåndtering i seg selv kan skape klima- og ressursnytte er det store utslipp knyttet til produksjon, distribuering og konsumering av varer før de blir til avfall.

Hvordan avfallet bør håndteres med tanke på ressurser og klima er det forsket mye på, og i over to tiår har avfallsmodeller verden over blitt utviklet for å undersøke hvordan man i praksis kan implementere «beste» avfallshåndtering (Chang et al. 1993; Eriksson et al. 2002; Finnveden et al. 2005; Solano et al. 2002). Norge ligger på etterskudd, og bare de siste tre-fire årene har slike modellstudier blitt gjennomført i Norge (Lyng et al. 2009; Lyng et al. 2011). De norske studiene har hittil behandlet en avfallsfraksjon av gangen.

Denne oppgaven undersøker først hvor stort utslippsreduksjonspotensialet er for avfallssektoren i Østfold. Deretter tar oppgaven sikte på å utvikle pilotutgaven av en optimaliseringsmodell for fler-fraksjonert husholdningsavfall, der Østfold er brukt som utgangspunkt for analysen.

2 Bakgrunn

FNs Klimapanel (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change) kunne i sin femte klimarapport fastslå med 95 % sikkerhet at klimaendringene er menneskeskapte, og dersom temperaturstigningen skal snu kreves det raske og aggressive klimatiltak (Stocker et al. 2013). Klimatrusselen har ført til flere politiske mål og forpliktelser. En av dem er Klimakonvensjonen som i 1992 ble ratifisert av blant annet Norge og EU. I 1997 vedtok Klimakonvensjonen Kyoto-protokollen, der konkrete utslippsmål ble satt for protokollens i-land. I dag er vi under protokollens andre forpliktelsesperiode, og Norge har påtatt seg å redusere sine klimagassutslipp slik at utslippene i 2020 ikke skal overskride mer enn 84 prosent sammenliknet med 1990-nivå (Hansen et al. 2008).

For å følge opp om Norges internasjonale klimaforpliktelser, samt nasjonale mål fra Klimaforliket, ble utredningen Klimakur 2020 lagt fram våren 2010. Utredningen vurderer en rekke virkemidler og tiltak innenfor ulike sektorer som kan bidra til å nå de nasjonale klimamålene. Avfallssektoren ble vurdert til å ha et samlet utslippsreduksjonspotensial på omtrent 0,1 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (Klimakur 2010). Dette reduksjonspotensialet er begrenset til potensialet innad i avfallssektoren. Tiltak i avfallssektoren som materialgjenvinning og energigjenvinning kan nemlig bidra til utslippsreduksjoner i andre sektorer som følge av redusert uttak av jomfruelige materialer og erstatning av fossile energibærere. Dersom man inkluderer utslippsreduksjoner som kan muliggjøres i andre sektorer som følge av tiltak i avfallssektoren, er potensialet mer enn det dobbelte, altså 0,21 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (Klimakur 2010).

De siste årene har gjenvinningsgraden av norsk husholdningsavfall hatt en positiv utvikling (SSB 2013a). Noen fylker presterer bedre enn andre, og Østfold er ett av fylkene som skiller seg negativt ut sammenliknet med nasjonal kildesorteringsstatistikk. Fylket ligger under landsgjennomsnittet for gjenvinning til tross for fylkets korte avstander og tilsynelatende gode forutsetninger (SSB 2013a). Bare 29 % av innbyggerne i Østfold har tilbud om kildesortering av matavfall, mens hele 70 % av innbyggere på Østlandet har tilbud om kildesortering av matavfall (Vidnes 2014).

Østfold fylkeskommune har satt en rekke ambisiøse klimamål, deriblant at fylket skal være klimanøytralt innen 2030. Noen av virkemidlene for å nå dette målet er å bedre gjenvinningssystemene, etablere felles innsamlingsystemer for sortering av avfall i kommunene, samt økt satsing på materialgjenvinning (Østfold Fylkeskommune 2009). Denne oppgaven vil bidra til å undersøke om de begjærte målene er realistiske.

Etttersom det i Norge er kommunene selv som har ansvaret for at husholdningsavfallet samles inn og sluttbehandles, er det opp til hver enkelt kommune i Østfold å utarbeide avfallssystemet i kommunen. Kommunene må planlegge utformingen av avfallshåndteringssystemet med hensyn til en rekke faktorer, deriblant klima og kostnader. Dette er en av årsakene til at det å utforme avfallssystemer er en av de mest utfordrende samfunnsoppgavene kommunene står ovenfor (Mavrotas et al. 2013). Spekteret av mulige løsninger, teknologier, kombinasjonsmuligheter og ikke minst ulike politiske mål gjør problemet komplekst. Politiske mål kan både være av økonomisk-, klimamessig- eller av en annen miljømessig karakter, og kan omfatte mål for sorteringsgrad, avfallsmengder eller behandlingsform (Mavrotas et al. 2013). Mål som ofte kan være innbyrdes motstridende. I tillegg må kommunene vurdere hyppigheten på innsamlingen, størrelsen på-, og type oppsamlingsenhet, valg av innsamlingskjøretøy, informasjonstiltak og behandlingsanlegg, samtidig som kostnadene skal holdes lave (Vidnes 2014). En systematisk tilnærming til avfallsproblemet er helt nødvendig for å kunne velge den «mest hensiktsmessige» løsningen (Mavrotas et al. 2013).

Det er med dette i tankene at avfallsmodellen skal utarbeides. Målet er at et slikt verktøy kan forenkle planleggingsprosessen av avfallssystemet for kommunene ved å bidra til en systematisk, men samtidig forenklet, tilnærming til problemet. Modellen kan gi kommunene muligheten til å simulere effekten av endringer i avfallssystemet før de eventuelt velger å igangsette et tiltak under vurdering. Dette kan dermed bidra til å synliggjøre og dokumentere beslutninger og samtidig sikre ressurseffektivitet.

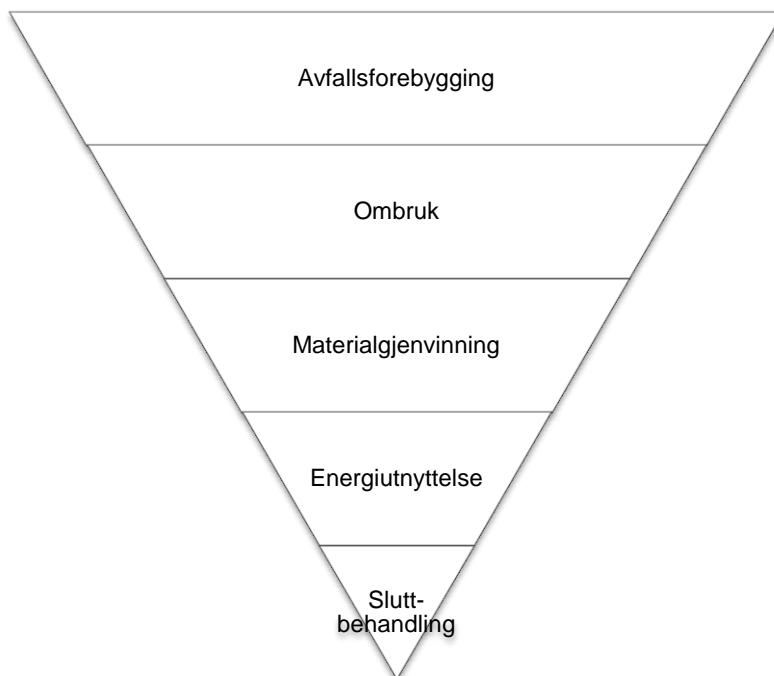
3 Kunnskapsstatus

3.1 Norsk og europeisk avfallspolitikk

Regjeringen legger retningslinjer for lokal avfallspolitikk, og har kommet fram til følgende hovedstrategi for å redusere miljøpåvirkningene fra avfall (St.meld. nr. 44):

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

Miljøvernmyndighetenes avfallshierarki (Figur 1) illustrerer regjeringens avfallsstrategi (hentet fra miljøverndepartementets avfallsstrategi, 2013) og viser en omvendt pyramide der avfallsforebygging er øverst, etterfulgt av ombruk, materialgjenvinning, energiutnyttelse og sluttbehandling.



Figur 1 – Avfallshierarkiet. Viser minst foretrukne behandlingsform nederst og mer ønskelig disponering av avfallet oppover i den omvendte pyramiden.

Denne oppgaven går ikke inn på avfallspyramidens to øverste nivåer, men fokuserer på de tre laveste nivåene, nemlig hva som skjer med avfallet når det først er oppstått. Som avfallspyramiden viser har regjeringen prioritert materialgjenvinning som det mest foretrukne alternativet.

De nasjonale og europeiske målene, sammen med det nasjonale og europeiske rammeverket, legger føringer for lokal avfalls- og klimapolitikk. Ut fra dette har norske fylker og kommuner satt seg regionale mål både for avfall og klima. For at Østfold fylke skal oppfylle sin del av de nasjonale klimamålene, må fylket redusere klimagassutslippene med 20 % innen 2020 og 55 % innen 2030, sammenliknet med 2005-nivå (Østfold Fylkeskommune 2008). Virkemidlene for å nå klimamålene er «bedre gjenvinningssystemer og etablering av felles innsamlingssystemer for sortering av avfallet i kommunene, samt økt satsing på materialgjenvinning» (Østfold Fylkeskommune 2009). I følge Østfolds temaplan for energi og klima, skal avfallssektoren sammen med landbruket bidra til en utslippsreduksjon på 44 000 tonn CO₂-ekvivalenter innen 2020. Dette skal oppnås ved at 1) Prosessutslipp fra avfall og landbruk skal reduseres med gjennomsnittlig 1 % per år fra 2005, og 2) andelen avfall som gjenvinnes skal økes til 80 % i tråd med det nasjonale resultatmålet (jf. st.meld. 26 2006-2007) (Østfold Fylkeskommune 2008).

For å nå klimamålene Østfold har satt for avfallssektoren, må tiltakene bygge på kunnskap om hva som er optimal avfallshåndtering med tanke på klima.

Østfoldforskning har forsket en del på dette, og det viser seg at noen avfallsavfallsfraksjoner kommer best ut klimamessig ved materialgjenvinning, mens andre egnes bedre til energigjenvinning (Raadal et al. 2009).

Våtorganisk avfall har vist å gi betydelig klimanytte ved utsortering og omforming til biogass, og det samme gjelder materialgjenvinning av plastemballasje. Papp og papir har i noen tilfeller vist seg å ha best klimanytte ved forbrenning, gitt at forbrenningsenergien erstatter fossile brensler. Mens for andre miljøindikatorer, som forsurening, kommer ofte papp og papir best ut ved materialgjenvinning (Raadal et al. 2009). Videre er klimagevinsten ved material- og energigjenvinning avhengig av hvordan avfallssystemet er utformet, ettersom den kan bli utlignet av utslipp knyttet til innsamling, infrastruktur, transport, lagring og behandling. Det er altså mange

faktorer som avgjør hvorvidt en type avfallsbehandling er mer klimamessig ønskelig enn en annen. Derfor er det viktig at politiske beslutninger innenfor avfallssektoren er basert på kunnskap om hele avfallssystemet.

3.2 Avfall i Norge og i Østfold

Sorteringsgrad brukes som måltall på evnen til å sortere avfall.

Det finnes ingen felles definisjon av sorteringsgrad i litteraturen eller i lovverket, og det finnes flere ulike beregningsmetoder som legges til grunn for ulike formål. Den mest brukte fremgangsmåten, som denne oppgaven vil bruke, er å beregne sorteringsgraden for hver enkelt fraksjon, og angi prosentandelen som er utsortert ut fra en teoretisk avfallsmengde. Den teoretiske avfallsmengden for den enkelte kommune beregnes ved å multiplisere gjennomsnittlig avfallsmengde per person på landsbasis med innbyggertallet i kommunen. Dette kan gjøres for hver enkelt fraksjon, og det teoretiske potensialet brukes som referanse mot rapportert mengde utsortert husholdningsavfall.

Ulempen med fremgangsmåten er at det er mulig for enkeltkommuner å oppnå sorteringsgrader på over hundre prosent dersom de har en avfallssammensetning som avviker fra nasjonalt gjennomsnitt, eller om de har feil-rapportert avfallsmengde. I følge avfallsstatistikken «Avfallsregnskapet» fra 2011, er kommunene med høyest sorteringsgrad i Norge for fraksjonene papir, plast og våtorganisk, henholdsvis Aremark i Østfold der sorteringsgraden for papp og papir er 109 %, Øygården i Hordaland der sorteringsgraden for plast er 177 %, og Leikanger i Sogn og Fjordane der sorteringsgraden for våtorganisk avfall utgjør 137 %. Prosentsetter over hundre er vanskelige å forholde seg til, så ser vi på sorteringsgraden for de beste fem prosentene av kommunene i Norge er snittverdiene 84 %, 54 % og 94 % for henholdsvis papir, plast og våtorganisk. Gjennomsnittet i Østfoldkommunene for samme statistikkår ligger på 61 % for papp og papir, 18 % for plast og 16 % for våtorganisk (SSB 2013b). Dette er over landsgjennomsnittet for papp og papir, men under landsgjennomsnittet for både plast og våtorganisk.

Østfold gjør det altså relativt bra for avfallsfraksjonen papir, mens sorteringsgraden for fraksjonene plast og våtorganisk har et reelt forbedringspotensial i fylket. Dersom Østfold klarer å øke disse sorteringsgradene kan dette bidra til å nå fylkets klimamål.

3.3 Avfallsmodeller i Norge

Det er utarbeidet en rekke avfallsmodeller for kommunalt husholdningsavfall (Santibañez-Aguilar et al. 2013). Flere av disse modellene søker å optimalisere avfallshåndteringen sett ut fra et klimaperspektiv (Mavrotas et al. 2013). I Danmark har de utarbeidet en avfallsmodell, EASETECH (tidligere EASEWASTE) for optimalisering av avfallshåndtering ut fra økonomiske og miljømessige mål (Finnveden et al. 2005). I Sverige er avfallsmodellen ORWARE videreutviklet for å optimalisere avfall på regionalt og nasjonalt nivå (Eriksson et al. 2002). Også i Norge er en rekke avfallsmodeller utviklet med base i norske forutsetninger og data. Blant de norske modellene for husholdningsavfall er så å si alle utarbeidet av Østfoldforskning.

Østfoldforskning utarbeidet den første norske avfallsmodellen på oppdrag av Avfall Norge i 2008-09 (Raadal et al. 2009). Dette var en avfallsmodell basert på livsløpsmetodikk, for å beregne netto klimagassutslipp per kilo husholdningsavfall for ulike avfallstyper og avfallshåndtering. I 2011 publiserte Østfoldforskning fase 1 av prosjektet «Miljønytte og verdikjedeøkonomi ved biogassproduksjon», en klimamodell og en økonomimodell for verdikjeden for biogassproduksjon. Modellene ble videreutviklet i prosjektets andre fase til å omfatte flere miljøparametre enn klima.

Avfallsmodellene fra Østfoldforskning har bidratt til økt kunnskap om miljøbelastning fra ulike former for avfallshåndtering og for ulike fraksjoner. Modellene utgjør nyttige verktøy for kommuners planlegging av avfallssystemet. Avfallsmodellene bygger på simuleringer av ulike løsninger for avfallssystemet. Kort sagt er ulike scenarioer vurdert og rangert etter miljømessig og økonomisk kost-/nytteverdi. Simulering er en detaljert analyse av et system i et kontrollert miljø der man prøver å gjenskape systemet, vanligvis med mål om å få en bedre forståelse av systemet. Ulempen med simuleringer er at problemløsningen er statisk og gir et stillbilde av ett eller

flere forhåndsstenkt scenario. Resultatene kan dermed ikke ta høyde for endringer i systemet, og kan heller ikke skape beslutningsgrunnlag utover de scenarioene som er utarbeidet. Dette kan gi store konsekvenser dersom den optimale løsningen aldri ble beskrevet som et mulig scenario. Simuleringer kan bidra til å forstå systemet, men det kan være vanskelig å avgjøre om man oppnår «den optimale løsningen» (Ragsdale 2010).

En metode som kan ivareta dynamikken i systemet, og som ofte brukes for å løse komplekse problem, er optimalisering. Optimalisering kan bidra til å finne den optimale løsningen, slik at problemløseren unngår byrden av å utarbeide det optimale scenarioet selv (Render & Stair 1992). Ulempen med optimalisering er at det er helt nødvendig at systemet kan beskrives matematisk, og at alle målverdier kan omformuleres til faktisk kvantifiserbare og målbare tall. Det kan ofte være vanskelig for mange kvalitative målverdier som for eksempel miljøindikatorer.

Målet for analysen bør avgjøre hvorvidt man skal ta i bruk en optimaliserings- eller en simuleringsmodell. Optimalisering bør brukes når målet er å finne «den optimale løsningen» og simulering bør brukes når målet er å forstå det eksisterende systemet og effekten av å endre utvalgte parametere i det. Det aller beste vil være å kombinere de to metodene ved å bruke simuleringsmodeller til å validere den optimale løsningen fra modellen (Ragsdale 2010).

Ettersom det meste av forskningen på avfallshåndtering i Norge er basert på simuleringsmodeller, vil en optimaliseringsmodell kanskje bidra til ny kunnskap. Denne oppgaven vil derfor prøve å videreutvikle arbeidet fra Østfoldforsknings avfallsmodeller ved å utarbeide en optimaliseringsmodell for avfallshåndteringen i Østfold fylke, med base i kunnskapsgrunnlaget fra de tidligere modellene.

4 Problemstilling og forskningsspørsmål

Som forklart i kapittel 3, har Østfold, Norge og EU satt en rekke klimamål, som delvis skal oppnås via tiltak i avfallssektoren. Med dette som bakgrunn skal denne oppgaven ta for seg avfallssektoren i Østfold fylke, og prøve å kartlegge reduksjonspotensialet for klimagassutslippene i sektoren. For å danne oss et bilde av dagens situasjon skal oppgaven først redegjøre for klimaregnskapet for avfallssektoren i Østfold, med avfallshåndteringen og avfallsmengdene som var i 2012. Videre undersøkes hvordan dette bildet endres dersom alle kommunene i Østfold sorterer like bra som de flinkeste kommunene i Østfold, og de flinkeste kommunene på landsbasis, for avfallsfraksjonene papir og papp, våtorganisk avfall, plast og restavfall. Gitt at avfallshåndteringen for de fire fraksjonene gjøres på en mest mulig klimavennlig måte.

Etter at dagens situasjon og forbedringspotensialet er redegjort for, undersøkes hvorvidt klimagevinstene identifisert i klimaregnskapene er mulig å oppnå i praksis. For å svare på dette undersøkes hvorvidt det er mulig å utarbeide en optimaliseringsmodell for avfallshåndteringen i Østfold. Dette gjøres ved å utarbeide en pilotmodell, med det datagrunnlaget som per dags dato er tilgjengelig for fylket. Modellen utarbeides med flermålsanalyse slik at målet for avfallsmodellen er å minimere både klimagassutslipp og kostnader knyttet til avfallssystemet.

Problemstillingene er oppsummert nedenfor i den rekkefølgen de blir behandlet i oppgaven:

- i. Hva er netto klimanytte av avfallshåndteringen i Østfold gitt avfallshåndteringen fra 2012?
- ii. Hvordan vil klimaregnskapet endre seg dersom alle kommuner i Østfold oppnår like høy sorteringsgrad for fraksjonene papp og papir, våtorganisk og plast som de beste kommunene i Østfold og de beste kommunene på landsbasis, gitt mest mulig klimavennlig avfallshåndteringen for de overnevnte fraksjonene?
- iii. Er det mulig å utarbeide en realistisk modell for optimal forvaltning av avfallsressursene i Østfold fylke, med datagrunnlaget som per dags dato er tilgjengelig fra Østfold?

5 Avgrensning og oppgavens fokusområde

For å håndtere kompleksiteten av kommunal avfallshåndtering er optimaliseringsanalyse foreslått. Til tross for mulighetene ved optimalisering er det fremdeles flere begrensninger knyttet til problemløsning av optimaliseringsmodeller. Optimaliseringsmodeller, som alle andre modeller, tillater oss å forenkle komplekse sammenhenger fra virkeligheten. Dette kan gi oss innsikt, men ingen endelige svar (Render & Stair 1992). Dette kapitlet tar for seg begrensningene knyttet til modellen og oppgaven. Samtlige resultat som fremkommer må ses i lys av disse begrensningene.

Det er mange ulike miljøhensyn som bør ivaretas når man planlegger et avfallssystem. I tillegg til utslipp av klimagasser, bør forsuring, utslipp av partikler, helsefarlige kjemikalier, overgjødning, støy og luktproblematikk vurderes. Denne oppgaven begrenser seg til en miljøfaktor, utslipp av klimagasser. Noen andre miljøhensyn vil likevel ivaretas indirekte av modellen via skrankene. Modellen må for eksempel sende minst like mye papp og papir til materialgjenvinning som kommunene gjorde i 2012, til tross for at utslippsfaktorene i modellen tilsier at forbrenning av papp og papir gir en større klimagevinst enn materialgjenvinning. Dette er for å ivareta det politiske målet om økt materialgjenvinning (Miljøverndepartementet 2013). Modellen vil heller ikke ha mulighet til å velge deponi som avfallsbehandling ettersom det i 2009 ble forbudt å deponere nedbrytbart avfall. Begge disse skrankene bidrar indirekte til andre miljøgevinster, som mindre forsuring og lukt.

I tillegg til miljøhensyn fins det mange andre mål som kan tas med i en optimaliseringsmodell. Denne avfallsmodellen skal ta for seg to målfunksjoner, minimering av klimagassutslipp og minimering av kostnader. Det hadde vært mulig å optimalisere avfallshåndteringen på enda flere kriterier, som for eksempel sysselsetting, arealbruk og energibruk, men på grunn av begrenset tid og ressurser vil modellen avgrensnes til klima og økonomi.

Datagrunnlaget for analysen er rapporteringsåret 2012 (siste tilgjengelige rapporteringsår i skrivende stund). Derfor bygger avfallsmodellen på ett basisår, 2012, og optimerer avfallssystemet for ett år. Følgelig vil også klimaregnskapet for

«dagens avfallshåndtering» referere til avfallshåndteringen i 2012. Ettårsperspektivet diskuteres nærmere i kapittel 8.

Kommunene i Østfold differensierer mellom elleve ulike fraksjoner; glass, metall, våtorganisk, plast, papp og papir, tekstil, elektrisk-, farlig-, tre-, park-, og restavfall. Med atten kommuner vil to mulige behandlingsformer for avfallet gi nesten fire hundre endringsceller. Avfallsmodellen utarbeides i Excel, dermed kan modellen ha opp til to hundre endringsceller. Det er derfor valgt ut fire fraksjoner for analysen, papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall. Bakgrunnen for valget er at Østfold har en relativt lav gjenvinningsgrad for to av fraksjonene sammenliknet med resten av landet, og fraksjonene har et betydelig klimapotensial (Raadal et al. 2009; Vidnes 2014). Mengden restavfall vil bli påvirket av økt kildesortering, og tas derfor også med i analysen.

I dag er avfallshåndteringen i Østfold organisert slik at kommunene Marker, Hobøl, Trøgstad, Spydeberg, Askim, Eidsberg og Skiptvet samarbeider om renovasjonen, og driver det interkommunale selskapet (IKS) Indre Østfold Renovasjon (Renovasjon 2012). På samme måte har kommunene Moss, Rygge, Råde og Våler organisert seg i Movar IKS. Ved å behandle Indre Østfold og Movar som samlede enheter, kan avfallsmodellen optimalisere for ni enheter (to renovasjonsselskaper og sju enkeltkommuner) i stedet for atten. Dette medfører ingen kompromiss for modellen, ettersom datasettene for kommunene i Indre Østfold og Movar er beregnet fra renovasjonsselskapenes totale avfallsmengde og deretter delt på kommunenes innbyggertall.

I enkelte optimaliseringsmodeller for kommunalt avfall er etterspørselen av gjenvinningsprodukter brukt som en bindende skranke eller regulert ved priser for resirkulerte materialer i modellen. Den siste metoden ble blant annet brukt i Mavrotas et al.s avfallsmodell fra 2013. Ettersom avfallsmengdene i Østfold er såpass små sammenliknet med det internasjonale avfallsmarkedet, er det i denne oppgaven antatt at endringer i fylkets avfallssystem ikke vil påvirke priser eller etterspørsel i markedet. Unntaket er selvfølgelig etterspørsel eller fjern- eller nærvärme, som per definisjon må konsumeres i nærheten av, og til samme tid som produksjonen. Dette unngås likevel ettersom utslippsfaktorene for avfallsbehandlingen ved

energigjenvinningsanleggene inkluderer anleggenes virkningsgrad, som blant annet innebærer etterspørselen etter fjern- og nærvarmevarme.

Kostnadene i modellen er begrenset til kostnader som inngår i avfallsgebyret.

Avfallsgebyret er et gebyr kommunen pålegger husholdningene, og som skal dekke kommunens kostnader forbundet med håndtering av husholdningsavfall, herunder innsamling, transport, mottak, oppbevaring, behandling, etterkontroll, med mer. Det omfatter både kapital- og driftskostnader. Kostnadene skal dekkes fullt ut gjennom gebyret, og gebyrinntektene skal ikke overstige kommunens kostnader forbundet med husholdningsavfallet (forurensningsloven paragraf 34).

6 Teori, metodikk og datagrunnlag

6.1 LCA - Livsløpsvurdering

Livsløpsvurdering (Life Cycle Assessment på engelsk, forkortet LCA) er et av mange miljøanalyseverktøy som brukes til å måle miljøprestasjonen til alt fra store prosjekter og systemer til små produkter og aktiviteter. Navnet livsløpsvurdering kommer av at metodikken tar sikte på å vurdere alle stadier i et analyseobjekts livsløp; fra uttak av råvarer til objektet gjenforenes med naturen. En LCA kartlegger alle material- og energistrømmer gjennom livsløpet for å kvantifisere analyseobjektets miljøpåvirkning. Den omfatter både direkte miljøpåvirkninger fra objektets verdikjede, og indirekte miljøpåvirkninger fra prosesser som understøtter det, som for eksempel infrastruktur, avfallsbehandling og energitilførsel. LCA-metodikken gjør det mulig å sammenlikne ulike alternativer, ved at en følger standardiserte metoder for å kvantifisere alternativenes innvirkning på en rekke miljøkategorier, som for eksempel drivhuseffekt, forsuring, eutrofiering og ressursbruk (Raadal et al. 2009).

Denne oppgaven er ikke en egen LCA-studie, men store deler av datagrunnlaget bygger på tidligere LCA'er, og livsløpstenking er sentralt i avfallsmodellen. LCA er standardisert gjennom ISO-standardene ISO 14040 og ISO 14044 (Raadal et al. 2009).

6.2 Optimalisering

I løpet av de siste femti årene har matematisk programmering utviklet seg til å bli en av de mest populære verktøyene innenfor operasjonsanalyse. Matematisk programmering tar ofte sikte på å optimalisere et system, denne typen matematisk programmering kaller vi optimaliseringsanalyse (Mavrotas et al. 2013).

Optimaliseringsanalyse er en tilnæringsmetode som bruker matematiske formler til å beskrive et problem, og dermed gjør det mulig å løse komplekse oppgaver som ellers kan virke umulig. Optimaliseringsanalyse beskriver et system fra virkeligheten i

en forenklet modell, slik at vi kan forstå komplekse sammenhenger. Resultatene fra optimaliseringsanalyse bidrar til forståelse av et problem og beslutningsstøtte, men bør ikke tolkes som endelige svar (Ragsdale 2010).

I optimaliseringsteorien ønsker man enten å maksimere eller minimere en gitt verdi, og funksjonen for denne verdien kalles målfunksjonen. Målfunksjonen er summen av en til flere ulike variabler, som for eksempel kostnad per enhet og produksjonsvolum i et kostnadsminimeringsproblem, eller profitt per enhet og salgsvolum i et profittmaksimerende problem. I tillegg til målfunksjonen beskrives systemet ved hjelp av tre elementer; skrankene (likningene som beskriver systemet), beslutningsvariablene (de ukjente verdiene) og parametre (kjente data) (Mavrotas et al. 2013). Skrankene styrer målfunksjonen slik vi ønsker med begrensninger som kapasitet, minste eller største verdi tillatt, og andre eksogene variabler. Uten skrankene vil ikke målfunksjonen kunne løses, da maksimeringsproblem vil gå mot uendelig og minimeringsproblem mot null (Render & Stair 1992).

Matematisk formulering av et et typisk optimaliseringsproblem kan se slik ut:

Minimer (eller Maksimer) $Z: AX$

Gitt at: $A \times X \leq B$

$X \geq 0$

der A og B er kjente koeffisienter og X er den ukjente variabelen som skal identifiseres.

Optimalisering ble for første gang anvendt på kommunal avfallshåndteringsproblematikk i 1970, og har siden nittitallet blitt flittig brukt innen avfallsoptimalisering (Mavrotas et al. 2013). Etterhvert som miljø har fått en større rolle i politikken og blitt et viktig vurderingskriterium for avfallssystemer har flermålsanalyse, engelsk MCDA (Multi-Criteria Decision Analysis), blitt anvendt i økende grad. Flermålsanalyse er en underkategori av optimaliseringsanalyse, og kjennetegnes ved at analysen skal innfri flere, gjerne motstridende mål, som for eksempel miljøhensyn og profittmaksimering, eller komfort og sikkerhet, eller alle på en gang.

Flermålsanalyse skal bidra til å belyse problem og modellere beslutningstakers preferanser. Målet er altså ikke å gi beslutningstaker et entydig svar, men å skape et større beslutningsgrunnlag, samle og forenkle informasjon slik at beslutningstakere kan gjøre et veloverveid valg (Jordanger et al. 2007).

6.3 Grensesnittet mellom LCA og optimalisering

Bruk av optimalisering på miljøproblem der selve målfunksjonen er et miljømål, ble først tatt i bruk av kjemisk industri for å forbedre prosesser på midten av 90-tallet. Formålet var da å oppnå utslippskrav satt av forurensningsmyndighetene, og var typisk utslippsminimeringsproblem for et gitt anlegg eller en fabrikk (Pieragostini et al. 2012). Ulempen med de første miljøoptimaliseringsstudiene var at optimaliseringen kun tok hensyn til forurensing som fant sted innenfor anleggets fire vegger. Utslipp oppstrøms og nedstrøms for anlegget ble altså ikke inkludert i analysene. Dette skyldes primært at optimalisering ble anvendt innenfor lukkede systemer og prosesser. Professor Adisa Azapagic var den første som koblet LCA og optimalisering sammen. Dermed ble samtlige energi- og massestrømmer fra livsløpet til komponentene inkludert i optimaliseringsanalysen, og allerede på slutten av nittitallet publiserte hun studier der LCA og flermålsanalyse ble anvendt sammen på prosesser med flere utslippskomponenter (Pieragostini et al. 2012). Ved å innlemme LCA i optimalisering kan miljø kobles opp mot drift og økonomi, og det er i de senere år gjort en rekke studier, også innen avfallshåndtering, der flermålsanalyse er brukt sammen med LCA (Eriksson et al. 2002; Finnveden et al. 2005; Komly et al. 2012).

Avfallsmodellen som denne oppgaven tar sikte på å utvikle, søker å optimalisere avfallshåndteringen i Østfold både med formål om å minimere kostnadene og minimere klimagassutslipp fra avfallshåndteringen. Vi står altså ovenfor to relativt motstridende mål og derfor kan flermålsanalyse være passende for avfallsmodellen. Samtidig synes det fornuftig å bruke LCA-data i modellen, ettersom utslipp av klimagasser er et globalt miljøproblem uavhengig av utslippskilden.

Lineær flermålsanalyse, engelsk MOLP (Multi Objective Linear Programming) er en underkategori av flermålsanalyse, der både skrankene og målfunksjonen er lineær.

Selv om flere av sammenhengene som analyseres i avfallsmodellen er av ikke-lineær karakter, som for eksempel utslipp og kostnader knyttet til transport, har avfallsmodellen likevel blitt utarbeidet med base i lineærprogrammering. Dette for å sikre et relevant og tilstrekkelig, men samtidig ikke alt for omfattende vurderingsgrunnlag, ettersom man ved å anta linearitet kan forenkle og konkretisere svært kompliserte problem (Jordanger et al. 2007).

6.4 Dataprogram og datagrunnlag

Litteraturgjennomgangen viser at flere tidligere avfallsoptimaliseringsstudier har brukt avanserte analyseprogram som GAMS (General Algebraic Modeling System) (Mavrotas et al. 2013, Miniciardi et al. 2008, Komly et al. 2012, Finnveden et al. 2005). På grunn av manglende kompetanse til denne typen programvare og begrensede tidsrammer for masteroppgaven, har jeg i stedet valgt å utvikle denne avfallsmodellen i Excel-, og med Solver som problemløsningsprogram. Det finnes flere eksempler på vellykkede bruk av Excel som programvare for avfallsmodeller (Minoglou & Komilis 2013a).

Datagrunnlaget for avfallsmengdene i klimaregnskapene og avfallsmodellen er hentet fra Statistisk Sentralbyrås (SSB) statistikk «Avfall frå hushalda» «Grunnlagsdata nivå 3 (K)», år 2012 (SSB 2013a). Av disse dataene er 94 % av avfallsmengdene og fraksjonsfordelingen i 95 % av husholdningene i Østfold kvalitetssikret av kommunene og renovasjonsselskapene selv. Kvalitetssikringen gav ingen endring i dataene, men flere behandlingsmetoder og behandlingsanlegg ble spesifisert. Dataene som ikke er kvalitetssikret er avfallsdata for Hvaler, Aremark, Rømskog og Rakkestad. Dataene dekker avfallsmengde per kommune fordelt på fraksjon og behandlingsform, og er innmeldt av hver enkelt kommune eller renovasjonsselskap via KOSTRA-rapporteringen. Datagrunnlaget for norske kommuners sorteringsgrader er også hentet fra SSBs statistikk, «Avfallsregnskapet», «Avfallsregnskap for Norge, etter kilde og materialtype» (SSB 2013b). Denne statistikken går opp til år 2011 og sorteringsgradene for dette siste rapporteringsåret legges derfor til grunn for analysen. Dataene dekker total mengde avfall generert av norske husholdninger for blant annet fraksjonene papir, plast og våtorganisk. Dette

datasettet sammen med befolkningsstatistikken for 2011 («Folkemengden» SSB 2012) er utgangspunktet for beregning av sorteringsgradene, som forklart i kapittel 3.2.

Dataene for utslippsfaktorene knyttet til avfallsbehandling er to-delt, hvor den ene delen representerer klimagassutslipp fra sluttbehandling av avfallet, og den andre delen representerer unngåtte klimagassutslipp fra erstatta materiale og energi som følge av material- eller energigjenvinning. Utslippsfaktorene oppgis i kilo CO₂-ekvivalenter per kilo avfall. Disse utslippsfaktorene er hentet fra noen av Østfoldforskings avfallsmodeller. Utslippsfaktorene for energiutnyttelse og materialgjenvinning av fraksjonen papp og papir, deponering av fraksjonen plast, kompostering av fraksjonen våtorganisk avfall samt energiutnyttelse av fraksjonen restavfall, er hentet fra tabell 55, side 145 i rapporten «Klimaregnskap for avfallshåndtering, fase I og II» fra Raadal et al. (2009), og er gjennomsnittsverdier for Norge. Utslippsfaktorene for energiutnyttelse og materialgjenvinning av fraksjonen plast er hentet fra figur 3, side 9 i rapporten «Kildesortering av plastemballasje i Fredrikstad kommune, klimaregnskap og andre miljøfaktorer» av Lyng et al. (2009), og er spesifikt for FREVAR forbrenningsanlegg og Fredrikstad kommune. Utslippsfaktorene for energigjenvinning og biogassproduksjon av fraksjonen våtorganisk avfall er hentet fra figur 20, side 43 i rapporten «Miljønytte og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon, fase II – matavfall og husdyrgjødsel» av Lyng et al. (2011). Faktoren for energigjenvinning er basert på 0-scenariot, mens biogassproduksjon er basert på scenario D ettersom biogass fra FREVARs biogassanlegg nyttes til busstransport i nedre Glomma og bioresten brukes som gjødsel. For biogass i utlandet er snittverdien av alternativene med biogass brukt, ettersom det er usikkert hva som skjer med biogassen i utlandet.

Dataene for kapasitetene på avfallsanleggene i Østfold (Rakkestad varmesentral, FREVARs energigjenvinningsanlegg og FREVARs biogassanlegg) er kartlagt via e-post korrespondanse med representanter fra henholdsvis Østfold Energi og FREVAR. Kapasiteten på Åsekjær komposteringsanlegg er hentet fra anleggets tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven, utsendt fra Fylkesmannen i Østfold. Det er antatt at det er ubegrenset kapasitet for avfallsbehandling i utlandet.

Transportavstandene i avfallsmodellen er delvis basert på vedlegg 1 i rapporten av Raadal et al. (2009) og delvis basert på faktiske avstander kartlagt i veibeskrivelsesfunksjonen på nettstedet «gule sider». Som i Østfoldforsknings avfallsmodell fra 2009, der transportavstandene ble basert på data fra Avfall Norges benchmarkingsstudie for 2006, varierer transportavstandene etter avfallstype og behandlingsmetode, og er oppdelt i følgende 3 transportetapper (Raadal et al. 2009):

T1: Husholdning til mottaksstasjon

T2: Mottaksstasjon til sentralsortering

T3: Sentralsortering til sluttbehandling

Avfallsmodellen benytter transportetappe 1 fra Raadal et al. (2009) for alle avfallsfraksjonene og tilhørende behandlingsmetode, og transportetappe 2 og 3 for avfall til utlandet for energigjenvinning, biogass, og materialgjenvinning av avfallsfraksjonene papp og papir og plast. For de resterende avfallsfraksjonene og behandlingsmetodene og anleggene er spesifikke avstander for transportetappe 2 kartlagt fra «gule sider» veibeskrivelsesfunksjon, og her er det antatt at transportetappe 2 frakter avfallet til sluttbehandling slik at transportetappe 3 ikke tas med. Transportavstandene fra «gule sider» ble kartlagt ved å velge korteste avstand i veibeskrivelsesfunksjonen fra hver enkelt kommune til gateadressen for avfallsanleggene. Dersom det var to identiske valgmuligheter for en kommune ble alternativet med korteste avstand valgt. For kommunene i Indre Østfold og MOVAR ble adressen til avfallsanleggene for de to interkommunale selskapene brukt som referansepunkt. Avstandene ble kartlagt torsdag den 26. mars mellom klokken 10:30 og 11:30.

Utslippsfaktorene for transport av avfallet er også basert på en av Østfoldforsknings avfallsmodeller, og er beregnet ut fra data i vedlegg 1 og tabell 55 fra Raadal et al. (2009).

Kostnadsdataene i modellen er inndelt i fire kategorier; mottakspris, merkostnad for økt utsortering, kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall og transportkostnader. Disse kostnadskomponentene er ment å dekke avfallsgebyret. Alle kroneverdier i avfallsmodellen er regnet om til 2013-kroner.

Mottaksprisen, eller «gate-fee», er definert av miljødirektoratet som prisen avfallseieren betaler ved levering av avfallet til avfallsbehandlingsanlegget, i kroner per tonn avfall (Sletten & Maass 2013). Mottaksprisen for biogass er hentet fra figur 4.11, side 100, i Miljødirektoratets rapport «Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi» fra 2013, og mottaksprisen for forbrenning av avfall i Norge (FREVAR og Rakkestad) og i Sverige (gjennomsnittsanlegg) er hentet fra figur 35, side 37, i Hjøllnes Consults rapport «Avfallshandtering og krysssubsidiering» fra 2013, «konkurransen utsatt mottakspris fra 2012 til 2013». Begge disse kildene er landsgjennomsnittspris, og vil i realiteten kunne variere mye fra anlegg til anlegg. Det fins ikke noen form for mottakspris for materialgjenvinning av papp og papir og plast, ettersom utsortert avfall av disse fraksjonene er en handelsvare som kan selges på det internasjonale avfallsmarkedet. Grønt Punkt Norge sikrer finansiering av returordningene for emballasje, og drifter selv returordningene for plastemballasje, emballasjekartong og drikkekartong. Fra og med 1.1.2013 betaler Grønt Punkt Norge (GPN) 1 250 NOK per tonn plastavfall (Ljøstad 2014). Dette skal dekke kommunens utgifter knyttet til innsamling av plastavfallet, slik at i teorien skal kommunens utgift for avfallet være lik kroner 0. Det er noen uenigheter omkring dette. Ifølge en rapport fra Avfall Norge har kommunene vesentlige kostnader med innsamling av plast fra husholdningene, som ikke dekkes av godtgjørelsen som returselskapet utbetaler (*Notat - Arbeid med ny stortingsmelding om avfall - økt utsortering av plast 2009*). I rapporten beregnet Avfall Norge de totale kostnadene en gjennomsnittlig kommune hadde ved håndteringen av plastemballasje til returselskapet, til 4 184 NOK per tonn (*Notat - Arbeid med ny stortingsmelding om avfall - økt utsortering av plast 2009*). Avfall Norge og Grønt Punkt/Plastretur er uenige om hvorvidt disse kostnadene dekkes fullt ut av returordningen. Denne oppgaven tar ikke stilling til hvem som har rett i denne saken, men som utgangspunkt for avfallsmodellen brukes en mottakspris på 3217 NOK per tonn avfall for plast (4 467 NOK (4 184 NOK i 2013-kroner) minus 1 250 NOK). I sensitivetsanalysen vil en initialløsningen testes for mottakspris lik 0 NOK for plast. Tilsvarende tall er ikke funnet for papp og papir, og er derfor satt til kroner 0 per tonn avfall. Denne verdien vil også bli utfordret i sensitivetsanalysen.

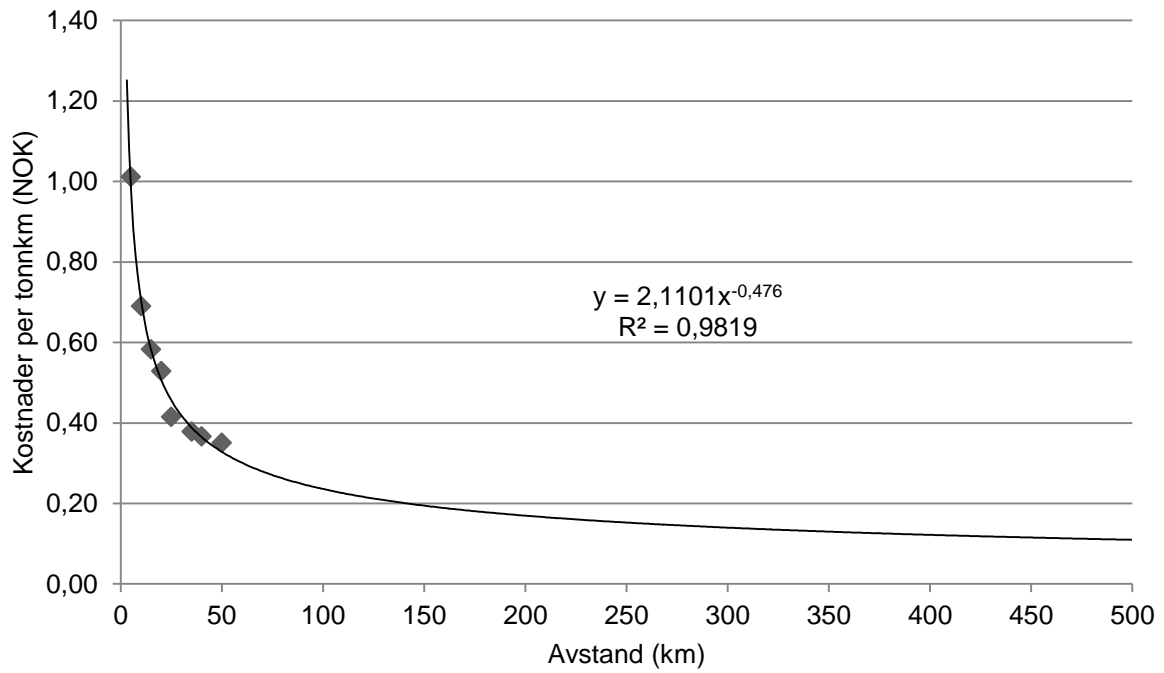
Merkostnaden for økt utsortering er ekstrakostnadene eller de sparte kostnadene i forbindelse med å sortere ut mer avfall enn det foregående året. Hvorvidt det er ekstrakostnader eller en sparte kostnader ved økt utsortering vil blant annet være

avhengig av geografi, demografi, tidligere sorteringsgrad, mottakspris på restavfall, og vil følgelig variere mellom kommuner og fraksjoner. Økt sortering betyr mindre restavfall, og dermed sparte kostnader til sluttbehandling av restavfallet. Kommuner kan altså spare penger på å unngå å betale mottakspris for avfallet ved å sortere mer. Samtidig er det kostnader forbundet med økt kildesortering som informasjonsmateriale, infrastruktur, innsamlingssystemer og liknende. Dermed er det forholdet mellom de sparte kostnadene og utgiftene som avgjør hvorvidt økt kildesortering vil gi kommunene lavere eller høyere utgifter. Det fins få beregninger på merkostnadene/sparte kostnader ved økt sorteringsgrad. Dataene som i avfallsmodellen er beregninger gjort av Østfoldforskning, med base i KOSTRA. Beregningene viser en ikke-signifikant kostnadsøking eller kostnadssparing grunnet økt utsortering. Beregningene viser at andre faktorer som avstander, bebyggelse og liknende er viktigere faktorer. Derfor er denne kostnadskomponenten satt til null i avfallsmodellen, men verdier fra andre beregninger vil bli prøvd ut i sensitivitetsanalysen.

Kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall er hentet fra tabell 1 i Biogass Østfolds rapport fra 2014, Innføring av kildesortering for matavfall fra husholdninger (Vidnes 2014). Kostnadene er omregnet til kostnader per tonn avfall, og dekker merkostnadene for oppsamling, informasjon og kommunikasjon. Enkelte kommuner har heller ikke innsamlingsordning for plast eller papp og papir. I avfallsmodellen er det antatt at kostnadene for å innføre kildesortering av plast og papp og papir dekkes av tilskuddsordningen fra «Grønt Punkt».

Transportkostnadene er basert på et av de nyere prosjektene i Østfoldforskning, som tar sikte på å videreutvikle biogassmodellen fra Lyng et al. (2011). Disse transportkostnadene er kostnader per tonnkilometer utkjørt biorest/gjødsel, og for å gjøre kostnadsdataene overførbar til avfallsmodellen er tidsbruken på lasting og lossing redusert ned til 15 minutter totalt og vasking er tatt ut av kostnadsgrunnlaget. Modellen for biorest og gjødsel går bare til 50 kilometer, derfor er trendlinjen fremskrevet til 550 kilometer for å dekke transportetappe 3 i avfallsmodellen som varierer fra 274 til 836 km. Transportkostnadene er illustrert i figur 2 nedenfor.

Kostander per tonnkm avfall



Figur 2 – Kostnadskurve per tonnkm avfall, kilde: Arnøy et al. (2013)

7 Resultater

7.1 Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold

Netto klimanytte av dagens avfallshåndtering i Østfold er beregnet ut fra SSBs datagrunnlag for avfall i 2012, sorteringsgrader fra 2011 og utslippsfaktorene fra Østfoldforsknings rapporter (se kapittel 6.4). Klimanytten ved avfallshåndteringen i 2012 er beregnet til 51 532 tonn CO₂-ekvivalenter. Det tilsvarer en netto årlig klimagevinst på 0,18 tonn CO₂-ekvivalenter per innbygger. Til sammenlikning er utslippene for en gjennomsnittlig nordmann på ca. 11,5 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Tabell 1 viser klimaregnskapet ved avfallshåndteringen i 2012.

Tabell 1 - Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold 2012

Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold 2012

Sum utslipp ved avfallshåndtering	58 945 tonn CO ₂ -ekv./år
Sum erstatta materiale og energi	-110 478 tonn CO ₂ -ekv./år
Resultat	-51 532 tonn CO₂-ekv./år

Videre ser vi på hvordan klimaregnskapet for avfallshåndteringen i Østfold endres dersom alle kommuner i Østfold oppnår samme sorteringsgrad som de beste kommunene i Østfold og de beste kommunene på landsbasis, gitt at avfallshåndteringen skjer på mest mulig klimavennlig måte. Som ved det foregående klimaregnskapet er datagrunnlaget basert på data fra 2012 (avfallsmengder) og 2011 (sorteringsgrader) og svaret vil følgelig gjelde for avfallsmengdene som var i 2012. I statistikken «Avfallsregnskapet» kommer det frem at de beste kommunene i Østfold for fraksjonene papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall er kommunene Aremark med sorteringsgrad 109 % for fraksjonen papir, Halden med sorteringsgrad 34 % for fraksjonen plast og Aremark med sorteringsgrad 41 % for fraksjonen våtorganisk. Aremark er en av kommunene som ikke har kvalitetssikret dataene, og er også kommunen med beste sorteringsgrad for papir i Norge. Ettersom risikoen for feilrapportering fra Aremark er relativt stor, har jeg valgt å bruke gjennomsnittlig sorteringsgrad for de beste 5 % av norske kommuner i stedet. Klimaregnskapet for

beste kommunene i Østfold beregnes da med base i sorteringsgradene 84 % for papir, 34 % for plast og 41 % for våtorganisk avfall. Mengden restavfall reduseres tilsvarende økt utsortering.

Årlige klimanytten ved avfallssystemet i 2012 hadde vært 62 950 tonn CO₂-ekvivalenter dersom alle kommunene i Østfold sorterte like godt som de beste kommunene i fylket for fraksjonene papp og papir, plast og våtorganisk. Dette tilsvarer en økt klimagevinst på 11 417 tonn CO₂-ekvivalenter per år sammenliknet med det foregående klimaregnskapet. Tabell 2 viser klimaregnskapet ved avfallshåndteringen i 2012 dersom alle kommunene i Østfold sorterte like bra som de beste kommunene i Østfold.

Tabell 2 - Klimaregnskap basert på beste kommuner i Østfold, 2012

Klimaregnskap basert på beste kommuner i Østfold, 2012

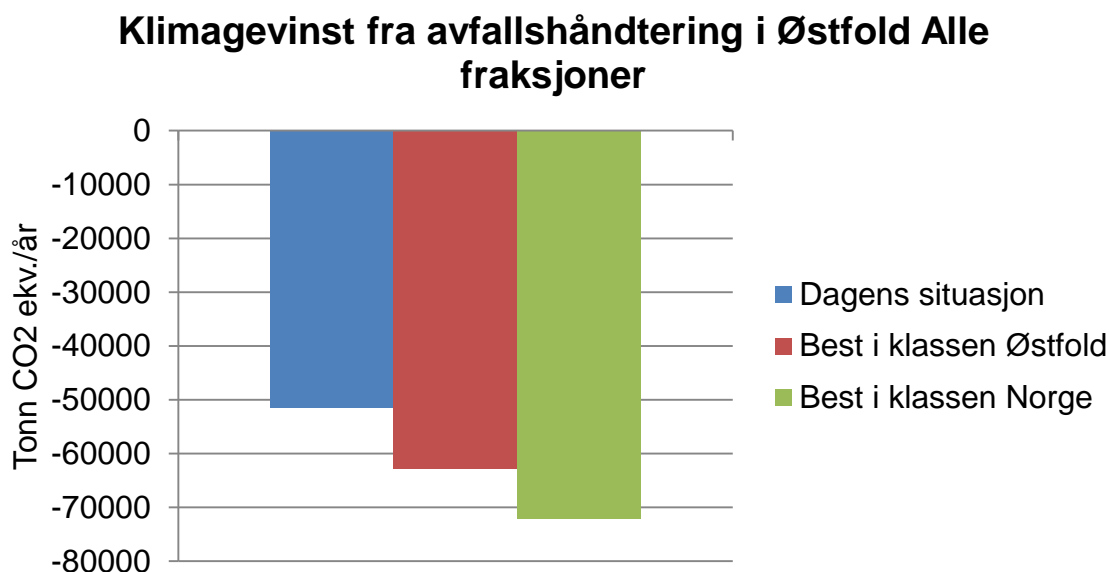
Sum utslipp ved avfallshåndtering	56 370 tonn CO ₂ -ekv./år
Sum erstatta materiale og energi	-11 9320 tonn CO ₂ -ekv./år
Resultat	-62 950 tonn CO₂-ekv./år

Det siste klimaregnskapet gjelder avfallshåndteringen i Østfold, dersom alle kommunene i Østfold sorterer like godt som de beste kommunene i Norge. Som beskrevet i kapittel 3, er snittverdien for sorteringsgraden til de beste kommunene i Norge (de beste fem prosentene i Norge) 84 %, 54 % og 94 % for henholdsvis papir, plast og våtorganisk (SSB 2013b). Klimagevinsten for de analyserte fraksjonene beregnes ved optimal avfallshåndtering og summeres deretter sammen med klimagevinsten fra de resterende fraksjonene. Med de samme forutsetninger som de foregående klimaregnskapene, ville den årlige klimanytten ved avfallssystemene i 2012 vært 72 220 tonn CO₂-ekvivalenter dersom alle kommunene sorterte like bra som de beste kommunene i Norge. Dette tilsvarer en økt klimagevinst på 20 688 tonn CO₂-ekvivalenter per år sammenliknet med klimagevinsten fra dagens avfallssystem. Tabell 3 viser klimaregnskapet ved avfallshåndteringen i 2012 dersom alle kommunene i Østfold sorterte like bra som de beste kommunene i Norge.

Tabell 3 - Klimaregnskap basert på beste kommuner i Norge, 2012

Klimaregnskap basert på beste kommuner i Norge, 2012	
Sum utslipp ved avfallshåndtering	40 552 tonn CO2-ekv./år
Sum erstatta materiale og energi	-112 772 tonn CO2-ekv./år
Resultat	-72 220 tonn CO2-ekv./år

Figur 3 gir en grafisk presentasjon av klimaregnskapene.



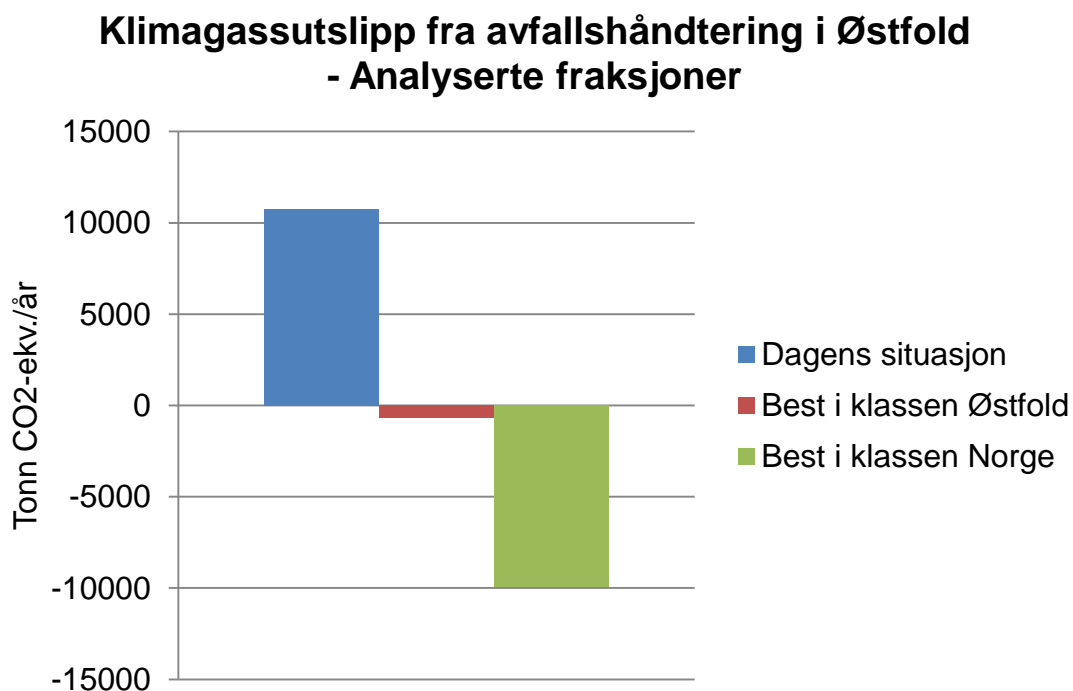
Figur 3 - Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold, dagens situasjon og beste kommuner i; Østfold og Norge

Ser vi tilbake på Østfolds klimamål for avfallssektoren (se kapittel 3) vil det ene året for klimaregnskapet «beste kommuner i Østfold» bidra til en utslippsreduksjon tilsvarende mer enn en fjerdedel av fylkets sammenlagte mål for landbruks- og avfallssektoren i tidsperioden 2005-2020. Det å øke sorteringsgraden tilsvarende «beste kommuner i Norge» med optimal avfallshåndtering for de utvalgte fraksjonene, vil bidra til en årlig tilsvarende nesten halvparten av fylkets sammenlagte mål for landbruks- og avfallssektoren i tidsperioden 2005-2020. Dette tyder på at utslippsmålet er oppnåelig, selv innenfor scenarioet «beste kommuner i Østfold».

Målet om å gjenvinne 80 % av husholdningsavfallet (jf. st.meld. 26 2006-2007) ser derimot ut til å være litt vanskeligere og nå. Med sorteringsgrad lik de beste kommunene i Norge samt 100 % gjenvinning av de utvalgte fraksjonene, vil likevel

mindre enn 75 % av husholdningsavfallet gjenvinnes. Det tyder på at for å nå gjenvinningsmålet må sorteringsgraden bedres for flere fraksjoner enn hva denne analysen dekker.

Klimaregnskapet viser at per dags dato er klimagevinsten fra dagens avfallshåndtering i Østfold positiv. Dette gjelder imidlertid ikke dersom vi bare ser på klimaregnskapet for de analyserte fraksjonene, papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall. Med dagens avfallshåndtering er netto klimagevinst negativ for de analyserte fraksjonene, det vil si et netto årlig utslipp på 10 757 tonn CO₂-ekvivalenter. Allerede i scenarioet «beste kommuner i Østfold» er dette snudd til en netto klimagevinst på rett over 660 tonn CO₂-ekvivalenter per år, og scenarioet «beste kommuner i Norge» gir en klimagevinst på mer enn 9 930 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Klimagevinsten er med andre ord relativ stor for de analyserte fraksjonene. Figur 4 illustrerer klimaregnskapet for de analyserte fraksjonene.



Figur 4 – Klimaregnskap for avfallshåndtering i Østfold, dagens situasjon og beste kommuner i; Østfold og Norge. Analyserte fraksjoner

Det er altså mulig å redusere klimagassutslippene fra avfallshåndteringen i Østfold, men hvor gjennomførbart er det i praksis? Som vi husker fra kapittel 3, er det flere faktorer som må vurderes i et avfallssystem, som for eksempel økonomi. For å undersøke dette ser vi på oppgavens tredje, og siste problemstilling, som tar for seg hvorvidt det er mulig å utarbeide en modell for optimal forvaltning av avfallsressursene i Østfold, med det datagrunnlaget som per dags dato er tilgjengelig. Først presenteres avfallsmodellen og hvordan den er oppbygd, deretter presenteres resultatene fra modellen.

7.2 Modellen

7.2.1 Målfunksjonen

Modellens to mål er (1) å minimere klimagassutslipp fra avfallshåndtering i Østfold og (2) å minimere kostnadene knyttet til avfallssystemet.

Mål 1: Utslippsfunksjonen formuleres matematisk slik:

$$\text{Min: } \sum_{k=1}^9 Ut(pp,p,v,r)_k + Ua(pp,p,v,r)_k + Ga(pp,p,v,r)_k$$

der k_n = avfallsregion (kommune/avfallsselskap) 1-9, $Ut(pp,p,v,r)_k$ = utslipp knyttet til transport av fraksjonene papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall (de analyserte fraksjonene) for kommune k, $Ua(pp,p,v,r)_k$ = utslipp knyttet til avfallsbehandling av de analyserte fraksjonene for kommune k, $Ga(pp,p,v,r)_k$ = klimagevinst knyttet til erstatning av energi/materiale av de analyserte fraksjonene for kommune k.

Utslippsparameterne er utslippsfaktorene for avfallsfraksjonene og tilhørende behandlingsmetode samt transportetappene. Utslippsfaktorene er delvis nasjonale gjennomsnittstall og delvis spesifikke for anleggene i modellen, se kapittel 6.4, for detaljer.

Mål 2: Kostnadsfunksjonen formuleres matematisk slik:

$$\text{Min: } \sum_{k=1}^9 Ct(pp,p,v,r)_k + Ca(pp,p,v,r)_k + C\emptyset(pp,p,v,r)_k + Ci(v)_k$$

der k_n = avfallsregion (kommune/avfallsselskap) 1-9, $Ct(pp,p,v,r)_k$ er kostnadene knyttet til transport av fraksjonene papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall (de analyserte fraksjonene) for kommune k, $Ca(pp,p,v,r)_k$ = kostnadene knyttet til avfallsbehandling av de analyserte fraksjonene restavfall for kommune k, $C\emptyset(pp,p,v,r)_k$ = kostnadene knyttet til økt utsortering de analyserte fraksjonene for kommune k, og $Ci(v)_k$ = kostnadene knyttet til innføring av kildesortering for våtorganisk avfall for kommune k.

Det finnes flere fremgangsmåter for at avfallsmodellen skal ta hensyn til både målfunksjon 1 og målfunksjon 2. En velbrukt fremgangsmetode er å utarbeide skranker som skal ivareta det ene målet slik at målfunksjonen løser et av målene mens det andre målet løses ved å formulere minstekrav eller skranker. Dette kalles ofte «optimalisering under bibetingelser», og er i praksis ikke optimalisering, men i stedet formulering av en løsning som er "god nok" (Jordanger et al. 2007). Ulempen med den fremgangsmåten er at avfallsmodellen bare optimaliserer det ene målet, mens det andre målet vil bli tatt for gitt og modellen vil miste dynamikken i enten kostnadsfunksjonen eller klimafunksjonen. En annen løsning som beholder dynamikken i begge målfunksjonene er å anvende flermålsanalyse, som beskrevet i kapittel 6.2. Det fins også mange fremgangsmåter innad flermålsanalyse. Den som er valgt for avfallsmodellen bygger på en målfunksjon som vektet målene opp mot en optimal verdi, den såkalte målverdien. En slik funksjon kalles for en MiniMax målfunksjon i flermålsanalyse, der objektivet er å minimere det maksimale avviket fra målsetningene (Ragsdale 2010). I vårt tilfelle vil målfunksjonen være å minimere det maksimale avviket fra kostnadsminimerings- og utslippsminimeringsmålet.

Dersom vi først løser modellen for hvert enkelt mål, får vi to ideelle verdier som er helt uavhengig av hverandre, en kostnadsverdi og en utslippsverdi. Disse to verdiene kan vi anse som målverdiene for utslippsnivået og kostnadene, det vil si de verdiene vi aller helst vil oppnå for modellens to mål (Ragsdale 2010). I tillegg til målverdiene inneholder målfunksjonen såkalte vektverdier. Vektverdier er verdien vi tilegner en enhet i ett mål sammenliknet med en enhet i et annet mål. For avfallsmodellen vil vektverdiene tilsi hvor mye vi verdsetter ett tonn CO₂-ekvivalenter i norske 2013-

kroner (forholdet mellom målene). For å oppnå et minst mulig avvik fra målverdiene, blir avfallsmodellens målfunksjon å minimere det maksimale avviket fra målverdien til henholdsvis kostnadsfunksjonen og utslippsfunksjonen.

Målfunksjonen formuleres matematisk slik:

Min: Q

Underlagt at:

$$V1 \left(\frac{(\sum_{k=1}^9 Ut(pp, p, v, r)_k + Ua(pp, p, v, r)_k + Ga(pp, p, v, r)_k - MV1)}{MV1} \right) \leq Q$$

$$V2 \left(\frac{(\sum_{k=1}^9 Ct(pp, p, v, r)_k + Ca(pp, p, v, r)_k + C\theta(pp, p, v, r)_k + Ci(v)_k - MV2)}{MV2} \right) \leq Q$$

der Q er det maksimale avviket fra objektivenes målverdi, V1 er vekten vi tillegger mål 1 (utslippsfunksjonen), V2 er vekten vi tillegger mål 2 (kostnadsfunksjonen), MV1 er målverdien til utslippsfunksjonen og MV2 er målverdien til kostnadsfunksjonen. Målfunksjonen oppgis i prosent, og angir den maksimale verdien til de prosentvise avvikene fra målverdiene.

Som utgangspunkt for avfallsmodellen settes vektverdiene, V1 og V2, lik kvoteprisen for CO2-kompensasjon i støtteåret 2014, fastsatt av Miljødirektoratet (36,60 NOK per tonn CO2).

7.2.2 Beslutningsvariablene

Beslutningsvariablene angir mengden avfall (tonn) som fordeles på de mulige sorterings- og behandlingsformene for hver enkelt fraksjon. Modellen kan dele tonnene i så små enheter som den måtte anse som optimalt, og kan velge å benytte samtlige behandlingsmetoder eller bare bruke et utvalg - gitt at det fins tilstrekkelig kapasitet.

Som nevnt i kapittel 5, kan Solver behandle opp til to hundre variable celler i Microsoft Excel 2010. Derfor behandles Indre Østfold (Marker, Hobøl, Trøgstad, Spydeberg, Askim, Eidsberg og Skiptvet) som en enhet og MOVAR (Moss, Rygge,

Råde og Våler) som en enhet. Slik av avfallsmodellen optimaliserer for ni regionale enheter (to renovasjonsselskap og sju enkeltkommuner) (se kapittel 5 for detaljer).

7.2.3 Skrankene

Skrankene for avfallsmodellen setter rammene for modellens mulige løsninger. Noen skranker er absolutte, som mengden avfall generert fra en gitt kommune. Absolutte skranker kjennetegnes ved at høyre og venstre side av likningen balanseres ved hjelp av et likhetstegn. Andre skranker er mer fleksible og angir ikke en bestemt verdi for endringscellene, men heller en minimums- eller maksimumsverdi. Disse myke skrankene kjennetegnes ved at høyre og venstre side av likningen balanseres ved hjelp av ulikhetstegnene «mindre eller lik» og «større eller lik».

Den første skranken inngår i målfunksjonen og er beskrevet i kapittel 7.2.1.

Neste skranke går ut på at mengde restavfall, papp og papir, plast og våtorganisk avfall må være lik fraksjonenes beste sorteringsgrad. Vi antar altså at beste sorteringsnivå i landet kan overføres til alle kommuner, og videre forutsettes det at dette er et oppnåelig nivå. Modellen har likevel muligheten til å velge at deler av eller hele avfallet innenfor en fraksjon ikke skal sorteres ut, dersom den ser det som mer lønnsomt, økonomisk eller klimamessig, å ikke kildesortere.

Det neste skrankesettet er tilgjengelig kapasitet på behandlingsanleggene. Dette skrankesettet hindrer modellen i å utnytte mer kapasitet en tilgjengelig på anleggene. Bakgrunnen for disse skrankene er forklart nærmere i kapittel 6.4.

Den siste skranken er av politisk karakter og skal holde materialgjenvinningsgraden for papp og papir større eller likt materialgjenvinningsgraden fra 2012 for hver enkelt kommune. Dette er, som nevnt i kapitel 5, fordi utslippsfaktoren for forbrenning av papp og papir i avfallsmodellen tilsier at klimagevinsten er større for energigjenvinning av papp og papir, mens det er et politisk mål å øke gjenvinningsgraden for fraksjonen (Klimakur 2010). Verdien for utslippsfaktoren ved forbrenning av papp og papir er avhengig av forutsetningene som ligger til grunn for

beregningene, som for eksempel anlegg, erstatta energibærere, produksjonsprosess og liknende. Andre miljøparametre slår vanligvis positivt ut for materialgjenvinning

Tabell 4 viser skrankene i avfallsmodellen, både språklig og matematisk formulert.

Tabell 4 – Avfallsmodellens skranker

Skrankesett	Skriftlig formulering	Matematisk formulering
1	De vektete avvikene fra målverdiene må være mindre eller lik det maksimale avviket, altså målfunksjonen	$V1 \left(\frac{(\sum_{k=1}^9 U) - MV1}{MV1} \right) \leq Q$ $V2 \left(\frac{(\sum_{k=1}^9 C) - MV2}{MV2} \right) \leq Q$
2	Sorteringsgraden for papp og papir må være lik 84 prosent av teoretisk papirmengde	$PPk_n = 0,84 \times tPPk_n$
3	Sorteringsgraden for plast må være lik 54 prosent av teoretisk plastmengde	$Pk_n = 0,54 \times tPk_n$
4	Sorteringsgraden for våtorganisk må være lik 94 prosent av teoretisk våtorganisk avfallsmengde	$Vk_n = 0,94 \times tVk_n$
5	Restavfall må være lik total mengde analysert avfall minus utsortert mengde	$Rk_n = Tk_n - (Vk_n + PPk_n + Pk_n)$
6	Det kan ikke sendes mer avfall til forbrenningsanlegget på FREVAR enn det anlegget har ledig kapasitet til	$rF_{Ff} + ppF_{Ff} + vF_{Ff} + pF_{Ff} \leq 8\,4283$
7	Det kan ikke sendes mer avfall til biogassanlegget på FREVAR enn det anlegget har kapasitet til	$vB_{fb} \leq 3\,000$
8	Det kan ikke sendes mer avfall til Rakkestad forbrenningsanlegg enn det anlegget har ledig kapasitet til	$rF_{Ra} + ppF_{Ra} + vF_{Ra} + pF_{Ra} \leq 1\,0000$
9	Det kan ikke sendes mer avfall til Åsekjær komposteringsanlegg enn det anlegget har ledig kapasitet til	$vK_{\text{Åa}} \leq 1\,0000$
10	Det må materialgjenvinnes minst like mye papp og papir i hver enkelt kommune som i 2012	$PP_{k1-n} \geq PP_{k1-n(2012)}$

*Der U = summen av alle utslipp, C = summen av alle kostnader, T = summen av avfallet som er analysert, R = summen av all restavfall, V = summen av all våtorganisk avfall, P = summen av all plastavfall, PP = summen av all papp og papir, t = teoretisk avfallspotensial for gitt fraksjon.

7.2.4 Parametrene

Parametrene i modellen er de kjente dataene som beskriver de økonomiske og de tekniske egenskapene ved modellen, som for eksempel avfallsmengder, fraksjonsandel, mottakspris, transportavstander og utslippsfaktorer. For nærmere beskrivelse av datagrunnlaget for parametrene, se kapittel 6.4, og for oversikt over parametrene se vedlegg 1.

7.2.5 Modelloppbygning

Modellen analyserer fire avfallsfraksjoner; papp og papir, restavfall, våtorganisk avfall og plast. Antallet behandlingsmetoder som kan analyseres i modellen er som nevnt i kapittel 5, begrenset av antallet mulige variable celler. Modellen kan altså ikke analysere alle tenkelige behandlingsmetoder, og det er derfor valgt ut to til tre ulike behandlingsmetoder for hver fraksjon. Utvalget er basert på hva som er tilgjengelig i dagens avfallssystem og hvilke behandlingsmetoder som gir best klimaresultat ifølge scenarioanalyser gjort i regi av Østfoldforskning (Raadal et al. 2009). De vurderte behandlingsmetodene for hver fraksjon er: forbrenning med energigjenvinning (restavfall), forbrenning med energigjenvinning og materialgjenvinning (papp og papir), forbrenning med energigjenvinning, og materialgjenvinning (plast), og forbrenning med energigjenvinning, biogass og kompostering (våtorganisk avfall). Deponi er ikke vurdert som alternativ i avfallsmodellen på grunn av deponiforbudet fra 2009.

Fraksjonene kan videre behandles på ulike anlegg både i Østfold fylke, innenfor landegrensene og utenfor Norge. De vurderte behandlingsanleggene er FREVAR

forbrenningsanlegg, FREVAR Biogassanlegg, Rakkestad forbrenningsanlegg, Åsekjær komposteringsanlegg, et gjennomsnittlig forbrenningsanlegg i utlandet og et gjennomsnittlig materialgjenvinningsanlegg i Europa. Oppbyggingen av avfallsmodellen med fraksjonene og korresponderende behandlingsmetode og behandlingsanlegg er oppsummert i tabell 5.

Tabell 5 - Modellens oppbygning

Fraksjon	Behandlingsmetode	Behandlingsanlegg
Restavfall	Forbrenning med energigjenvinning	FREVAR forbrenningsanlegg
		Rakkestad forbrenningsanlegg
		Utlandet
Papp og papir	Forbrenning med energigjenvinning	FREVAR forbrenningsanlegg
		Rakkestad forbrenningsanlegg
		Utlandet
	Materialgjenvinning	Gj. Snitt. Anlegg i Europa
Plast	Forbrenning med energigjenvinning	FREVAR forbrenningsanlegg
		Rakkestad forbrenningsanlegg
		Utlandet
	Materialgjenvinning	Gj. Snitt. Anlegg i Europa
Våtorganisk	Forbrenning med energigjenvinning	FREVAR forbrenningsanlegg
		Rakkestad forbrenningsanlegg
		Utlandet
		Biogass
	Kompostering	Åsekjær - komposteringsanlegg

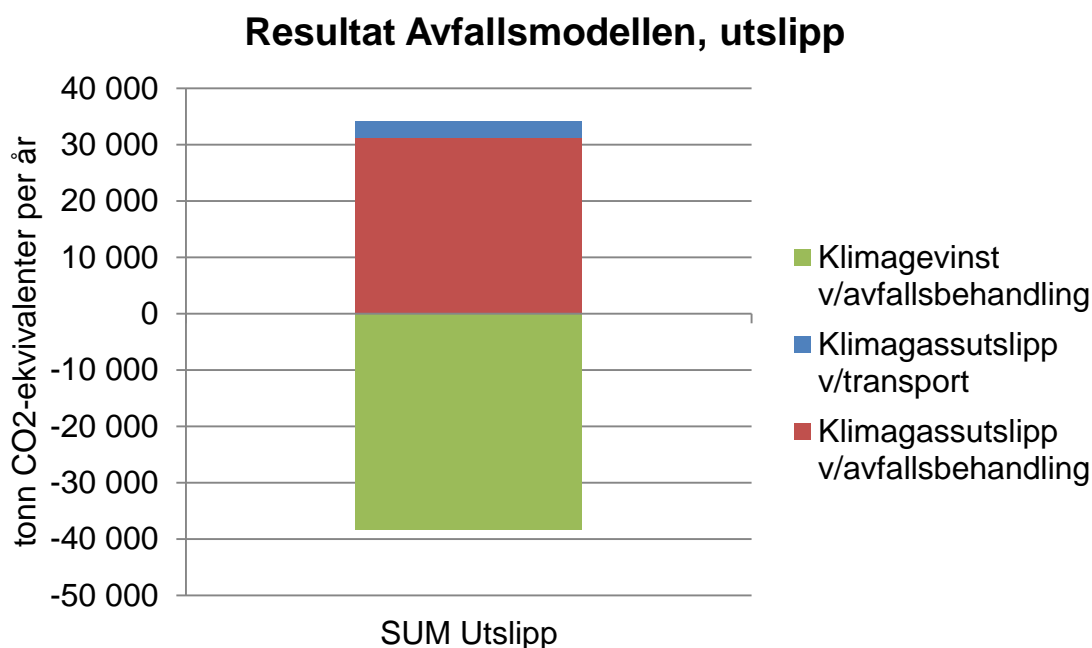
Modellen velger optimal behandlingsmetodene og avfallsanlegg for avfallet i de ulike avfallsfraksjonene gitt kostnads- og utslippsdataene. Vedlegg 4 viser hvordan avfallsmodellen er utformet i Excel.

7.3 Initialløsningen – Modellresultatet

Basert på forutsetningene, antakelsene og tilgjengelig datagrunnlag har avfallsmodellen optimalisert avfallshåndteringen i Østfold ut fra mål om å minimere klimagassutslipp og kostnader. Merk at dette er bare klimagevinsten og kostnadene knyttet til de fire fraksjonene som avfallsmodellen har behandlet (papp og papir, plast, våtorganisk og rest). Kostnader, utslipp og utslippsreduksjoner knyttet til andre fraksjoner kommer i tillegg.

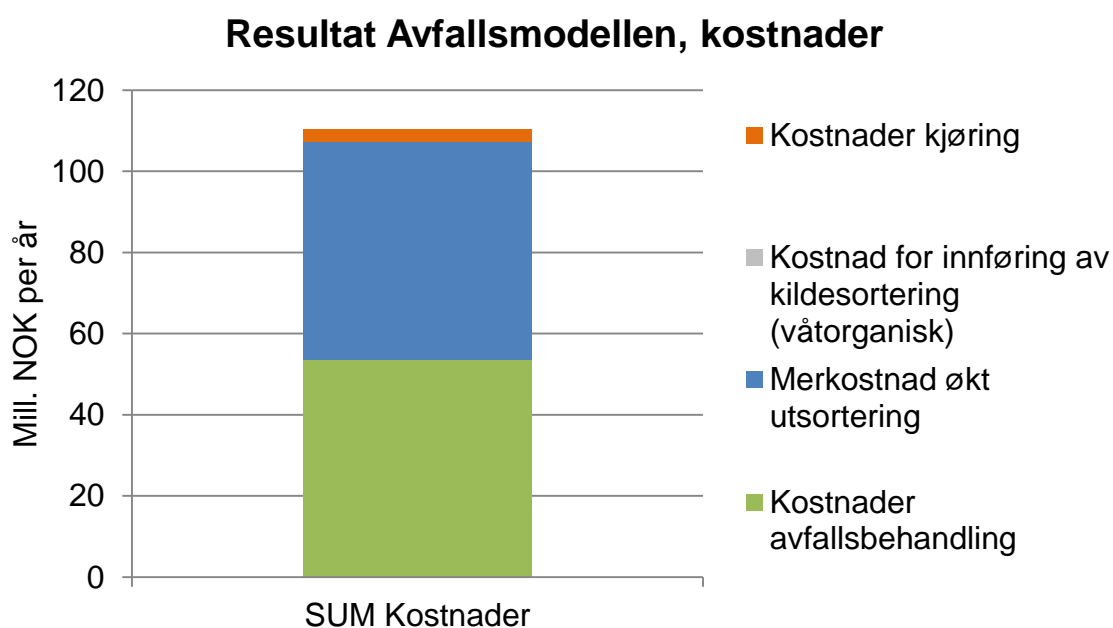
Resultatet fra avfallsmodellen er en netto klimagevinst på 6 182 tonn CO₂-ekvivalenter per år, og en kostnad på 74,50 NOK millioner per år, tilsvarende 597 NOK per husholdning per år.

Utslipp fra transport utgjør 2 893 tonn CO₂-ekv. per år, utslipp fra avfallsbehandling dominerer med hele 35 802 tonn CO₂-ekv. per år, mens klimagevinst fra avfallsbehandling overstiger begge utslippspostene til sammen og tilsvarer en utslippsreduksjon på 44 877 tonn CO₂-ekv. per år. Figur 5 gir en grafisk fremstilling av utslippsresultatet.



Figur 5 – Resultat fra avfallsmodellen, årlige klimagassutslipp og klimagevinst fordelt på utslippspost ved optimal avfallshåndtering i Østfold.

Kostnadene for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall utgjør 12,35 millioner NOK, og de årlige merkostnadene for økt utsortering utgjør 0,00 NOK (kostnaden per tonn er satt til kroner 0, se kapittel 6.4). Årlige kostnader knyttet til avfallsbehandling er størst og utgjør 59,05 millioner NOK, mens årlige transportkostnader er den minste utgiftsposten på 3,10 millioner NOK. Figur 6 gir en grafisk fremstilling av kostnadsresultatet.



Figur 6 - Resultat fra avfallsmodellen, årlige kostnader fordelt på utgiftspost ved optimal avfallshåndtering i Østfold.

Det resirkuleres så mye papp og papir som er bunden av skrankesett 10 (det må materialgjenvinnes minst like mye papp og papir som i 2012), resten av papp- og papiravfallet sendes til forbrenning på FREVAR og Rakkestad. Alt plastavfall materialgjenvinnes.

Mesteparten av våtorganisk avfall sendes til FREVAR biogassanlegg. Dette innebærer 100 % av våtorganisk avfall fra Halden, Sarpsborg, Fredrikstad, Hvaler, Aremark og Indre Østfold samt 67 % av avfallet fra MOVAR-kommunene. Alt våtorganisk avfall fra Rømskog sendes til Åsekjær komposteringsanlegg. Siste del av

våtorganisk avfall fra MOVAR-kommunene sendes til FREVAR forbrenningsanlegg, og alt våtorganisk avfall fra Rakkestad sendes til forbrenning på Rakkestad forbrenningsanlegg.

Alt restavfall fra Fredrikstad, Halden, MOVAR, Sarpsborg, Aremark og Hvaler sendes til FREVAR forbrenningsanlegg. Restavfallet fra Rakkestad, Rømskog og Indre Østfold sendes til Rakkestad forbrenningsanlegg. Det er bare Rakkestad forbrenningsanlegg som har full kapasitetsutnyttelse. Biogassanlegget på FREVAR har 93 % kapasitetsutnyttelse, mens FREVAR forbrenningsanlegg har 45 % kapasitetsutnyttelse. Alle skrankene foruten om skrankesett 6,7 og 9 er bindende (kapasitetsskrankene for henholdsvis FREVAR forbrenningsanlegg, FREVAR biogassanlegg og Åsekjær komposteringsanlegg). Se tabell 4, kapittel 7.2.3, for nærmere forklaring av skrankesettene.

Initialløsningen er oppsummert med korresponderende avfallsmengder i tabell 6.

Tabell 6 – Avfallsmodellens initialløsning

Fraksjon	Behandlingsform	Mengde
Papp og papir	Materialgjenvinning	12 663 tonn
	Forbrenning FREVAR	8 588 tonn
	Forbrenning Rakkestad	2 874 tonn
	Forbrenning Utlandet	0 tonn
Plast	Materialgjenvinning	5 022 tonn
	Forbrenning FREVAR,	0 tonn
	Forbrenning Rakkestad	0 tonn
	Forbrenning utlandet	0 tonn
Våtorganisk avfall	Biogass FREVAR	27 799 tonn
	Forbrenning Rakkestad	831 tonn
	Kompostering Åsekjær	81 tonn
	Forbrenning FREVAR	2082 tonn
	Biogass utlandet	0 tonn
	Forbrenning utlandet	0 tonn
Restavfall	Forbrenning FREVAR	27 074 tonn
	Forbrenning Rakkestad	6 294 tonn
	Forbrenning utlandet	0 tonn

Avfallet som går til energigjenvinning (biogass og forbrenning) gir en energiproduksjon på 134 GWh. Det tilsvarer et årlig energiforbruk for 6 359 norske gjennomsnittshusstander (Bergesen et al. 2012), og er også nok energi til å erstatte

15 461 tonn fossil olje. I tillegg tilsvarer materialgjenvinningen av plastavfallet et unngått oljeforbruk på 8 538 tonn (Raadal et al. 2009), mens materialgjenvinningen av papp og papir tilsvarer 26 GWh i spart energiforbruk, eller 3 017 tonn fossil olje (Norske Skog AS 2013). Vi ser at det er betydelige energiressurser i avfallet. Og selv om det er omdiskutert kan mesteparten av disse energiressursene betraktes som fornybare (Miljøverndepartementet 2013). Det er i hvert fall energiressurser som kan erstatte fossile energibærere.

7.4 Følsomhetsanalyse

7.4.1 Svarrapport og følsomhetsrapport fra Solver

Når en lineærprogrammeringsmodell slik som avfallsmodellen utarbeides, antar man at alle faktorene er kjent med sikkerhet (Render & Stair 1992). Men slik er det sjeldent, og som beskrevet i kapittel 6.4, er det mange usikre parametre også i avfallsmodellen. Ved å foreta en sensitivitetsanalyse kan vi undersøke hvor følsom den optimale løsningen er for endringer i koeffisientene. Dermed får beslutningstaker et bredere beslutningsgrunnlag å støtte seg til. I Solver kan man hente ut ferdige sensitivetsrapporter for lineærprogrammeringsmodeller. Disse rapportene forteller hvor mye parametrene kan endres uten at initialløsningen endres, hvor mye målfunksjonen og initialløsningen vil endre seg ved en gitt endring i skrankene, og hvordan målfunksjonen endres ved endringer i de variable cellene (Ragsdale 2010).

Ved bruk av flermålsanalyse er det dessverre ofte vanskelige å dra nytte av sensitivetsrapportene fra Solver. Ettersom MiniMax målfunksjonen angis som prosentvis avvik, og rapportenes verdier for redusert kostnad, tillatt øking, tillatt reduksjon og skyggepris er sammensatte verdier av utslipp og kostnader, er det lite hjelp fra sensitivetsrapportene fra Solver (Render & Stair 1992).

For ordens skyld er Svarrapport og Følsomhetsrapport fra Solver tilgjengelig i vedlegg 2.

7.4.2 Endring av nøkkelparametre

Ettersom sensitivitetsrapportene fra Solver er avskrevet, må en og en parameter endres manuelt og modellen kjøres på nytt for å undersøke hvor sensitiv initialløsningen er for endringer i parametrene. Ettersom dette er en tidskrevende prosess, og modellen har over 250 ulike parametre, er enkelte nøkkelparametre valgt ut til sensitivitetsanalysen. Det er her valgt å fokusere på de mest usikre parametrene i avfallsmodellen. Hvor robust initialløsningen er mot endringer av parametre som ikke er inkludert i denne analysen, vil ikke denne oppgaven kunne svare på.

Alle undersøkelsene er gjort for en parameter av gangen, mens alt annet er holdt likt. Parametrene som undersøkes er mottaksprisene, transportkostnadene og utslippene for transportetappe tre, merkostnad for økt utsortering, kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall og vektverdiene.

Det er cirka 200 variable celler i avfallsmodellen, og en endring i en parameter vil kunne påvirke samtlige av disse. Denne seksjonen vil gjøre rede for bakgrunnen for valget av ny parameterverdi, og gi en kortfattet beskrivelse av effekten den har på initialløsningen. For en mer detaljert beskrivelse av effekten på initialløsningen, se vedlegg 3.

Som vist i kapittel 6.4, er mottaksprisene for behandling av avfall basert på gjennomsnittsverdier for anlegg i Norge. Fra dataene i rapporten «Avfallshandtering og kryssubsidiering» finner vi en nedre mottakspris på forbrenning av avfall i Norge på 175 NOK per tonn, og en øvre verdi på 750 NOK per tonn. Dersom vi velger nedre mottakspris for avfallsmodellen i stedet for gjennomsnittsverdien, opprettholdes original løsning for fraksjonene papp og papir, plast og rest, mens det sorteres ut mindre våtorganisk avfall. Ny kostnad for avfallssystemet er 56,39 millioner NOK. Klimagevinsten er 5 949 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Ved å velge øvre mottakspris beholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, og plast, mens det sorteres ut mer våtorganisk avfall og store deler av restavfallet sendes til forbrenning i utlandet. Ny kostnad for avfallssystemet er 82,89 millioner NOK, og klimagevinsten er 6 137 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Det er ikke funnet nedre eller øvre mottakspris på forbrenningsanlegg i utlandet. Derfor foreslås en øvre og nedre mottakspris i utlandet lik tilsvarende prosentvis endring for øvre og nedre verdi i Norge. Det gir en øvre mottakspris i utlandet på 536 NOK per tonn og en nedre mottakspris på 125 NOK per tonn. Ved nedre mottakspris i utlandet opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir og plast, mens 100 % av det våtorganiske avfallet sorteres ut og store deler av restavfallet sendes til forbrenning i utlandet. Ny kostnad for avfallssystemet er 67,30 millioner NOK, og klimagevinsten er 5 855 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Ved å velge øvre mottakspris for forbrenning i utlandet skjer det ingenting med initialløsningen. Dette er fordi forbrenning i utlandet ikke er en del av initialløsningen.

En annen usikker kostnadskomponent er mottaksprisen for plast. Som nevnt i kapittel 6.4, er det delte meninger om hvorvidt støtten fra Grønt Punkt dekker kommunens kostnader knyttet til innsamling av plastavfallet. Dersom vi setter mottaksprisen for plast lik 0 NOK per tonn plast, opprettholdes initialløsningen for papp og papir, plast og restavfall, mens det sorteres ut mer våtorganisk avfall. Ny kostnad for avfallssystemet er 59,18 millioner NOK, og klimagevinsten er 6 267 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Som nevnt i kapittel 6.4, er mottaksprisen for papp og papir satt til 0 på grunn av manglende data. Det er grunn til å tro at kostnaden kommunene har knyttet til kildesortering av papp og papir ikke er så ulik de samme kostnadene for plast. Dersom vi velger samme mottakspris for papp og papir som for plast, opprettholdes initialløsningen for avfallsmodellen. Ny kostnad for avfallssystemet er 116,67 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 330 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Transportkostnadene for transportetappe tre er en framskriving av kostnadene for kortere avstander. Modellen opprettholder initialløsningen ved transportkostnader for transportetappe tre på 0,005 NOK per kilometer (98,2 % reduksjon i originalverdi), bortsett fra for restavfallet fra Rømskog som sendes til utlandet.

Ved å redusere utslippsfaktoren for transportetappe tre til 0,016 kg CO₂-ekvivalenter per tonnkilometer (67 % reduksjon av originalverdi) sender avfallsmodellen 98 % av restavfallet til utlandet. Løsningen for de andre fraksjonene holder seg identisk med initialløsningen.

Når det gjelder kostnadene for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall, kan bruk av to-kammerbiler og tilpassing av hentefrekvens og kjøremønster føre til at innsamlingskostnaden ikke nødvendigvis blir høyere (Vidnes 2014). Dette er også en erfaring som uttrykkes fra flere avfallsselskap etter innføring av nye kildesorteringsordninger (Vidnes 2014). Derfor er også avfallsmodellen kjørt med kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall lik null. Dette gir samme initialløsning for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens 100 % av våtorganisk avfall sorteres ut. Ny kostnad for avfallssystemet er 61,12 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 257 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

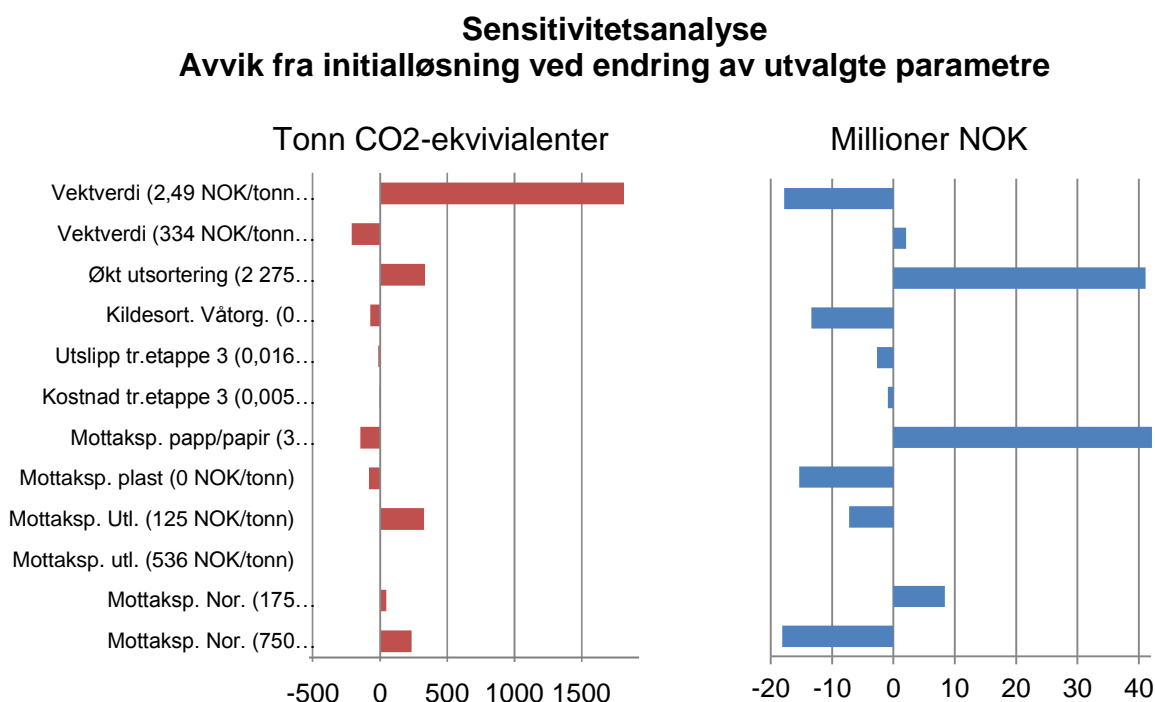
Dataene for kostnadene for økt utsortering er som beskrevet i kapittel 6.4, satt til kroner 0 etter beregninger gjort av Østfoldforskning. Ut fra SSBs statistikken «Avfall fra husholda» (SSB 2013a), har jeg beregnet en kostnadskomponent på 2 275 NOK per tonn økt utsortering. Dette er gjennomsnittsverdien av forholdet mellom utsortert mengde avfall og driftsutgiftene for årene med økende sorteringsgrad i perioden 2008-2013. Verdien er ikke helt usannsynlig ettersom beregninger gjort av Trondheim kommune viser en utgift på 2 811 NOK (2013 kroner) per tonn økt utsortering av våtorganisk avfall (Ekle & Bratt 2010). Ved å velge en merkostnad for økt utsortering på 2 275 NOK i stedet for kroner 0, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens det sorteres ut mindre våtorganisk avfall. Ny kostnad for avfallssystemet er 115,62 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 5 849 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Et annet alternativ er at økt utsortering gir reduserte kostnader, men det fins ingen konkrete beregninger der reduserte kostnader påvises. Derfor testes ikke avfallsmodellen for reduserte kostnader ved økt utsortering.

Ett sett parametre som både er usikre og viktige for initialløsningen, er vektverdiene. Som forklart i kapittel 7.2.1 angir vektverdien i avfallsmodellen hvor mye en utslippsreduksjon på ett tonn CO₂-ekvivalenter er verdt i norske kroner. I avfallsmodellen var disse satt til kvoteprisen fra miljødirektoratet. For å teste hvor sensitiv initialløsningen er for vektverdiene velger vi andre mulige vektverdier mellom klima og økonomi. CO₂-avgiften er en avgift som regjeringen har ilagt forbruket av en rekke fossile brensler. Avgiften ble innført i 1991, og skal bidra til kostnadseffektiv utslippsreduksjoner av klimagassen CO₂. I dag ligger gjennomsnittet for CO₂-avgiften for bensin, mineralolje og gass på 334 NOK per tonn CO₂. Ved å velge

denne vektverdien for avfallsmodellen opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens 100 % av våtorganisk avfall sorteres ut. Ny kostnad for avfallssystemet er 76,58 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 396 tonn CO2-ekvivalenter per år.

Som nedre vektverdi legges prisene i det europeiske kvotemarkedet til grunn. Den grønne utviklingsmekanismen (engelsk: Clean Development Mechanism, CDM), hadde i 2013 rekordlav pris på 0,3 euro per tonn CO2-ekvivalenter. Dette tilsvarer 2,49 NOK. Ved å velge det som vektverdi for avfallsmodellen, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens det sorteres ut mindre våtorganisk avfall. Ny kostnad for avfallssystemet er 56,72 NOK millioner per år, og klimagevinsten er 4 327 tonn CO2-ekvivalenter per år.

Figur 7 viser effekten på initialløsningens årlige kostnader og utslipp ved endringer i nøkkelparametrene.



Figur 7 - Sensitivitetsanalyse. Endring i initialløsning ved endring av nøkkelparametre.

I siste del av sensitivitetsanalysen er to scenarier utarbeidet. Et lavkostnadsscenario og et høykostnadsscenario, der henholdsvis høyeste og laveste kostnadsverdi er valgt for parametrene i sensitivitetsanalysen. I tillegg er begge scenarioene testet

med de tre vektverdiene (36,6 NOK, 2,49 NOK og 334 NOK per tonn CO₂-ekvivalenter).

For høykostnadsscenarioet med vektverdi 36,6 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter (original vektverdi), opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens mindre våtorganisk avfall sorteres ut. Ny kostnad for avfallssystemet er 132,54 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 4 672 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

For høykostnadsscenarioet med vektverdi 2,49 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens mindre våtorganisk avfall sorteres ut. Ny kostnad for avfallssystemet er 124 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 4 380 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

For høykostnadsscenarioet med vektverdi 334 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens mer våtorganisk avfall sorteres ut. Ny kostnad for avfallssystemet er 188 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 391 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

For lavkostnadsscenarioet med vektverdi 36,6 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter (original vektverdi) opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens over 5 000 tonn våtorganisk avfall går fra biogass til kompostering. Ny kostnad for avfallssystemet er 31,44 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 233 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

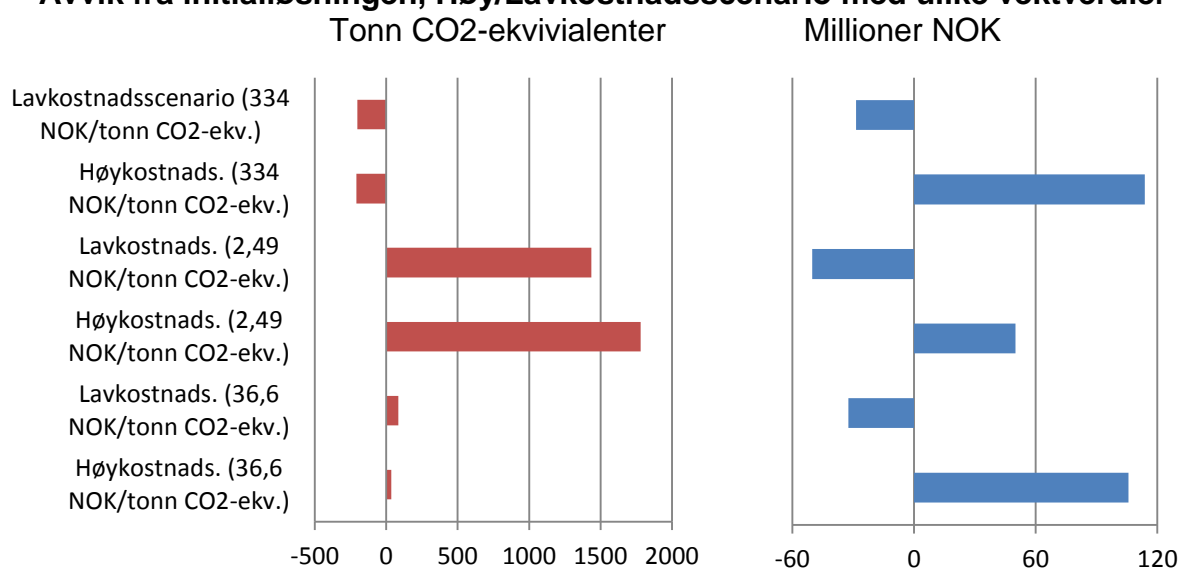
For lavkostnadsscenarioet med vektverdi 2,49 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens mindre våtorganisk avfall sorteres ut, og over 9 000 tonn våtorganisk avfall går fra biogass til kompostering. Ny kostnad for avfallssystemet er 23,72 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 4 939 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

For lavkostnadsscenarioet med vektverdi 334 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter, opprettholdes initialløsningen for fraksjonene papp og papir, plast og restavfall, mens det sorteres ut mer våtorganisk avfall. Ny kostnad for avfallssystemet er 32,92 millioner NOK per år, og klimagevinsten er 6 401 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Figur 8 viser hvordan høykostnadsscenarioet og lavkostnadsscenarioet avviker fra initialløsningen med de tre vektverdiene. For detaljert beskrivelse av initialløsningen til scenarioene, se vedlegg 3.

Sensitivitetsanalyse

Avvik fra initialløsningen, Høy/Lavkostnadsscenario med ulike vektverdier



Figur 8 – Sensitivitetsanalyse. Avvik fra initialløsningen for høykostnadsscenario og lavkostnadsscenario ved ulike vektverdier.

Grunnet tidsbegrensningene for oppgaven er det ikke foretatt analyse av endringer i andre parametre.

8 Diskusjon

8.1 Usikkerheter i datagrunnlaget

Som nevnt i kapittel 6.2, kan optimaliseringsmodeller gi innsikt i et problem og bidra til beslutningsstøtte, men må alltid tolkes i lys av eventuelle antakelser, usikkerheter og forenklinger. Dette kapittelet skal gjøre rede for konsekvensene disse har på initialløsningen samt diskutere usikkerhetene i datagrunnlaget. Det er hovedsakelig datagrunnlaget for kostnadene som er mangelfulle og usikre, og derfor vil diskusjonen fokusere på dem.

Transportkostnadene for transportetappe tre er preget av begrenset kartlegging. I avfallsmodellen er det antatt at transportkostnadene utvikler seg i henhold til framskrivingen av trendlinjen i figur 2, kapittel 6.4. Det er sjelden akseptabelt å basere datagrunnlaget for større forskningsprosjekt på framskrivinger av data som ellers kunne vært kalkulert, men som vi så av sensitivitetsanalysen var initialløsningen lite sensitiv for reduksjon i transportkostnader for transportetappe tre. Det kan også argumenteres for at initialløsningen sannsynligvis ikke er sensitiv for øking i kostnader for transportetappe tre heller. Det er nemlig kun materialgjenvinning av fraksjonene papp og papir og plast som har en tredje transportetappe, og som vi vet er materialgjenvinning av papp og papir bundet av skrankesett 10 (det må materialgjenvinnes minst like mye papp og papir som i 2012), slik at fraksjonen må sendes til materialgjenvinning uansett hvor høye transportkostnadene for transportetappe tre blir. Videre viser sensitivitetsanalysen at initialløsningen for plast er robust selv for ekstreme kostnadsøkninger (se høykostnadsscenarioet, kapittel 7.4.2). Det er altså grunn til å tro at initialløsningen er robust for både øking og reduksjon i transportkostnadene for transportetappe tre. Likevel anbefales det at faktiske transportkostnader kartlegges dersom avfallsmodellen skal tas i bruk av kommuner og avfallsselskap.

Det er også en del usikkerhet rundt mottaksprisene. Mottakspriser varierer over tid og fra anlegg til anlegg avhengig av størrelse på anlegg, leveransens størrelse (tonnasje), den enkelte avtale, kortsiktig behov for brensel for å oppfylle avtaler om

energileveranser, konkurranseforhold (ønsket utnyttelse av tilgjengelig kapasitet), kvalitetsforskjeller i avfallet, med mer (Gundersen et al. 2013). Usikkerheten i mottaksprisene er altså knyttet til mangel på spesifikke data, og dette skyldes delvis at informasjonen er konkurransesensitiv og at det hadde vært for tidskrevende å kartlegge mottaksprisene for samtlige anlegg og korresponderende kommuner og avfallsselskap.

Merkostnadene ved økt utsortering vil også variere over tid og fra kommune til kommune. Merkostnadene kan utliknes av inntektene ved salg av plast eller papp og papir, og i tillegg kan kommunene oppleve reduserte kostnader på grunn av mindre restavfall (lavere mottakspris). Dette vil variere mye fra sted til sted og i takt med endringer i mottakspriser og støttenivå fra Grønt Punkt. Dersom avfallsmodellen skal tas i bruk må mottaksprisene og merkostnadene ved økt sortering oppdateres uavhengig av kvaliteten på datasettet, ettersom prisene varierer over tid og fra sted til sted.

I tillegg til at kostnadene i avfallsmodellen er usikre, er de også mangelfulle. Det er sannsynligvis flere kostnadskomponenter i et avfallssystem enn de som er tatt med i modellen. Dette kan for eksempel være administrative kostnader og kostnader knyttet til informasjonskampanjer. Gjennomsnittlig avfallsgebyr i Østfold for 2012 lå på 2 044 NOK per husholdning per år. I avfallsmodellen er kostanden 597 NOK per husholdning per år. Ettersom modellen kun tar for seg kostnadene knyttet til de fire fraksjonene papp og papir, plast, våtorganisk og restavfall, er det vanskelig å si om 597 NOK er en representativ kostnadsandel for de analyserte fraksjonene. Per dags dato fins ingen form for oversikt over hvordan renovasjonskostnadene fordeler seg på fraksjonene. For å undersøke dette kunne analyser av detaljerte renovasjonsregnskap fra kommuner og renovasjonsetater bidratt til å identifisere hull i kostnadsparametrene.

Det er ikke mye som skal til for å sikre korrekt datagrunnlag i avfallsmodellen. Kommunene og renovasjonsselskapene sitter på informasjon om kostnader og utslippsfaktorer som er nødvendig for en presis og pålitelig modell. Litt grundigere kartlegging ville sørget for dette.

8.2 Valg av programvare

Valget av programvare medfører både fordeler og ulemper for avfallsmodellen. Ulempen er at detaljgraden, kompleksiteten og dynamikken i avfallsmodellen begrenses ved å bruke et såpass enkelt program som Excel. De fleste avfallsmodellene i dag er utarbeidet i mer komplekse programvarer, som for eksempel GAMS (Minoglou & Komilis 2013b). Den viktigste begrensningen ved Excel er antallet variable celler, som begrenser antallet mulige løsninger. Akkurat som for simuleringer, er ikke en optimaliseringsmodell bedre enn de mulige løsningene i modellen. Dersom flere fraksjoner kunne blitt vurdert i modellen, hadde det vært lettere å anslå hvorvidt modellens kostnader er komplett, og det hadde vært mulig å analysere flere behandlingsmetoder for hver fraksjon. Fordelen med å bruke Excel, er at avfallsmodellen er mer tilgjengelig for eventuelle brukere (kommuner, fylkeskommuner eller renovasjonsselskap), ettersom modellen ikke stiller krav til innkjøp av dyre programvarer eller spesialkompetanse.

8.3 Antakelser

Avfallsmodellen bygger på ett basisår, 2012 (siste år med tilgjengelig avfallsdata), og modellen optimaliserer for ett år. Dette gjør at effekten av større investeringer, endring i avfallsmengder over tid, ny teknologi og tregheten i miljøet ikke fanges opp av modellen. De fleste avfallsmodellene utarbeidet i løpet av de siste fem årene, analyserer avfallssystemet for flere år av gangen. Ettersom vår avfallsmodell ble utarbeidet i Excel, stod valget mellom å utarbeide en flerårsmodell for en enkelt fraksjon, eller en ettårsmodell for flere fraksjoner. Om avfallsmodellen hadde blitt utarbeidet i et mer kompleks programvare, ville det vært mulig å analysere flere fraksjoner over flere år. Hva ettårsperspektivet har av betydning for initialløsningen i avfallsmodellen er vanskelig å si. Dersom man utarbeidet avfallsmodellen i et mer kompleks dataprogram, med en lengre tidshorison, og sammenliknet resultatet fra flerårsmodellen med resultatet til ettårsmodellen, kunne man undersøkt hvor store avvik ettårsperspektivet medfører.

Videre antar avfallsmodellen at kostnadene og utslippene knyttet til transport er lineære. Slik er det ikke i virkeligheten. Som vi ser av figur 2, er transportkostnadene eksponentielt avtagende, og det samme gjelder for utslippene (Lyng et al. 2011). Det er vanskelig å anslå feilmarginen ved å anta linearitet. Ta for eksempel transportetappe tre, der distansene varierer fra 274 til 836 kilometer, og referanseverdien for kostnadene og utslippene per kilometer er basert på 550 kilometer. Det sier seg selv at innenfor denne transportetappen er det størst sprik mellom distansene, noe som burde føre til større feilmargin. Men utslippene og kostnadene ved såpass store avstander er nærmest lineære, slik at feilmarginen ikke blir så stor likevel. Feilmarginen har sannsynligvis lite innvirkning på initialløsningen, ettersom både utslippene og kostnadene knyttet til transport er såpass lav (se figur 5 og 6, kapittel 7.3), men det vet vi ikke med sikkerhet. Effekten av å anta linearitet kunne vært undersøkt enten ved å utarbeide avfallsmodellen som en ikke-lineær modell, eller ved å angi spesifikke utslipps- og kostnadstall for hver enkelt transportavstand i modellen.

Modellen antar også at beste sorteringsnivå i landet og i Østfold, for fraksjonene papp og papir, plast og våtorganisk avfall, kan overføres til alle kommuner. Videre forutsettes også at beste sorteringsnivå er oppnåelig for kommunene i Østfold. Dette er nok den mest usikre forutsetningen, ettersom avfallssammensetningen varierer en god del fra kommune til kommune, slik at oppnåelig sorteringsnivå også vil variere (Raadal et al. 2009). Antakelsen spiller en relativt stor rolle i initialløsningen ettersom avfallssammensetningen legger basen for avfallsmengdene per fraksjon i modellen. Likevel er det vanskelig å unngå en slik antakelse, med mindre man er villig til å legge ned tid og ressurser for å utføre plukkanalyser av avfallet i Østfold for å anslå avfallssammensetningen i hver enkelt kommune.

8.4 Sensitivitet i initialløsningen

Sensitivitetsanalysen i kapittel 7.4.2, viser at initialløsningen ikke er særlig sensitiv for økte kostnader (se høykostnadsscenarioet). Selv for høykostnadsscenarioet med laveste vektverdi (2,49 NOK per tonn CO₂-ekvivalent) velger avfallsmodellen å sortere ut 4 722 tonn mer våtorganisk avfall og 3 519 tonn mer plast enn i 2012.

Initialløsningen for dette scenarioet gir en klimagevinst på 4 380 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Dette er en utslippsreduksjon i avfallssystemet tilsvarende 15 137 tonn CO₂-ekvivalenter sammenliknet med utslippene i 2012. Og er nok til å nå Østfolds klimamål for avfallssektoren og landbrukssektoren tre år før planlagt. I virkeligheten vet vi at det norske avfallssystemet er svært sensitiv for økte kostnader, blant annet fordi mottaksprisene spiller en viktig rolle for avfallshåndteringen (Gundersen et al. 2013). Dette gir inntrykk av at avfallsmodellen, selv med såpass lav vektverdi og høye kostnader, verdsetter utslippsreduksjoner mer enn hva dagens avfallssystem gjør. I utgangspunktet venter avfallsmodellen klima etter miljødirektoratets retningslinjer for kvotepriser, og ettersom kvoteprisen i teorien skal reflektere alternativkostnaden ved klimagassutslipp (Klimakur 2010), kan det tyde på at avfallssystemet, slik det er i dag, verdsetter utslippsreduksjoner mindre enn det som er ønskelig (dersom vi antar at kvoteprisen er ønskelig prioritering). I hvert fall sammenliknet med incentiver i andre sektorer, som avgifter i transportsektoren, energisektoren og petroleumssektoren (Klimakur 2010). Vektverdiene i avfallsmodellen avgjør hvor mye ett tonn CO₂-ekvivalenter tilsvarer i norske kroner, og er derfor årsaken til at initialløsningen er lite sensitiv for endringer i priser. Ettersom høykostnadsscenarioet med vektverdien 2,49 NOK gir en mer klimavennlig initialløsning enn dagens situasjon, tyder det på at med dagens rammebetingelser og vilkår, er en utslippsreduksjon på ett tonn CO₂-ekvivalenter i avfallssystemet mindre verdt enn 2,49 NOK. Det tyder videre på at kostnadene for utslippsreduksjoner i avfallssektoren er relativt lave. Dersom modellen er riktig, er klimatiltak i avfallssektoren like gunstige som de billigste CDM-tiltakene, i alle fall opp til en årlig utslippsreduksjon på 15 000 tonn CO₂-ekvivalenter.

Som vi husker fra klimaregnskap (iii) var klimagevinsten ved økt utsortering lik «beste kommunene i Norge» hele 9 930 tonn CO₂-ekvivalenter per år for de fire analyserte fraksjonene. Resultatet fra avfallsmodellen er en del lavere, med netto klimagevinst på 6 182 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Dersom modellen er riktig tyder dette på at det ikke er særlig realistisk å oppnå klimagevinsten antydnet i klimaregnskap (iii). Dette forteller oss også at selv om avfallsmodellen venter klima mer enn hva avfallssystemet gjør i virkeligheten, spiller likevel økonomi en viktig rolle i modellen.

Initialløsningen for våtorganisk avfall er sensitiv for endringer i alle parametre, bortsett fra økte mottakspriser i utlandet og endringer i utslippsfaktor og kostnad for

transportetappe tre. At fraksjonen er såpass sensitiv, kan tyde på at med de nåværende kostnads- og utslippskomponentene i modellen, havner utsortering av våtorganisk avfall i gråsonen for initialløsningen. Dette skyldes sannsynligvis at kostnadene for utsortering og klimavennlig behandling av våtorganisk avfall er betydelig høyere enn for andre fraksjoner i modellen (høyere mottakspris, samt en ekstra kostnadskomponent, «innføring av kildesortering for våtorganisk avfall»). Likevel er det ingen av resultatene for sensitivitetsanalysen som gir en lavere utsortering av våtorganisk avfall enn i 2012.

Som nevnt i kapittel 3.1, prioriterer regjeringen og EU materialgjenvinning av avfall fremfor energigjenvinning. Rammebetingelsene i avfallssektoren reflekterer ikke nødvendigvis denne prioriteringen. En relativt ny rapport fra Hjøllnes Consult (2013) viser nemlig at det er betydelige mengder gjenvinnbare materialer i restavfallet fra husholdningene som ikke blir utsortert. I følge rapporten kan årsakene til dette være 1) at det ikke er økonomisk nyttig å sortere mer, 2) at det er overkapasitet på energiutnyttelsesanlegg slik at prisene presses ned og reduserer andelen avfall som går til materialgjenvinning, og 3) at priser på returbaserte råmaterialer er midlertidig lave (Gundersen et al. 2013). Hovedårsaken til at rammebetingelsene for utbygging av forbrenningsanlegg er såpass gode, er av et politisk ønske om å erstatte fossile energibærere. Dermed har klimatiltak som investeringsstøtte, utslippskvoter og avgiftsfritak stimulert til økt utbygging av forbrenningsanlegg. Dett har i neste omgang bidratt til mindre materialgjenvinning, på bekostning av klimaet (Gundersen et al. 2013). Som vi så av sensitivitetsanalysen hadde ingen av løsningene full utnyttelsesgrad for FREVAR forbrenningsanlegg. Beste utnyttelsesgrad var 69 % for høykostnadsscenarioet med lav vektverdi (2,49 NOK/tonn CO₂-ekvivalenter). For alle scenarioer velger avfallsmodellen å materialgjenvinne betydelig mer avfall enn i dag, slik at det ikke er tilstrekkelig med avfall som energigjenvinnes til å dekke kapasiteten på forbrenningsanleggene. Dette bygger opp om teorien fra Hjøllnes Consult rapporten, om at overkapasitet på forbrenningsanleggene fører til mindre materialgjenvinning enn ønsket. Men avfallsmodellen dekker tross alt bare husholdningsavfallet. Dermed kan det hende at om man tar hensyn til næringsavfallet vil kapasitetene på forbrenningsanleggene dekkes, selv med høy materialgjenvinningsgrad.

9 Konklusjon

Denne oppgaven har vist at klimanytten for avfallshåndteringen i Østfold, 2012, var 51 532 tonn CO₂-ekvivalenter, og at klimagassutslippene forårsaket av avfallssystemet har et relativt stort reduksjonspotensial. Analysene viser at dersom fylket oppnår like god utsortering som de beste kommunene på landsbasis, er årlig klimagevinst 72 220 tonn CO₂-ekvivalenter. Dette tilsvarer en økt klimagevinst på 20 687 tonn CO₂-ekvivalenter per år, og er nok til å nå klimamålet fylket har satt for sektoren fire år tidligere enn planlagt.

Opgaven har også vist at det er mulig å utarbeide en modell for optimal forvaltning av avfallsressursene i Østfold fylke. Og dersom avfallsmodellen er riktig, tyder mye på at avfallssystemet, slik det er i dag, mangler incentiver til å prioritere utslippsreduksjoner. Videre kan det se ut til at klimatiltak i avfallssektoren er billige sammenliknet med klimatiltak i andre sektorer, som kvotepris og CO₂-avgifter. Ifølge avfallsmodellen er det fraksjonen våtorganisk avfall som er mest sensitiv ovenfor endringer i rammebetingelsene, mens materialgjenvinning av fraksjonen plast er en robust del av initialløsningen.

Før funnene fra avfallsmodellen kan tas på alvor må datagrunnlaget som ligger til grunn for modellen bearbejdes og kvalitetssikres. Det ser ut til at modellen er overførbart til kommunalt nivå, og at den bør kunne overføres til andre regioner enn Østfold. Såfremt stedsspesifikke data og forutsetninger implementeres i modellen.

Opgaven viser at avfallsmodellen kan gi innsikt i det komplekse avfallssystemet, bidra til å sikre både miljøvennlig og kostnadseffektiv avfallshåndtering, samt kartlegge rimelige klimatiltak i avfallssektoren. Det fremgår også at modellen kan identifisere hvilke endringer som må til i avfallssektorens rammebetingelser og vilkår for å oppnå politiske mål.

10 Videre arbeid

Først og fremst bør avfallsmodellen bli presentert for kommuner, renovasjonsselskap og andre aktører i renovasjonsbransjen i Østfold, for å fremskaffe et mer detaljert og helhetlig datagrunnlag. Dette ville gjøre avfallsmodellen mer riktig og troverdig, og styrke modellen som beslutningsgrunnlag.

Videre hadde det vært interessant å utarbeide avfallsmodellen i GAMS, eller et annet avansert dataprogram. Det er ikke sikkert at avfallsmodellen må utarbeides i et såpass avansert modelleringsprogram, ettersom det er mange fordeler med å bruke et enklere verktøy som Excel. Men det kan være nyttig å undersøke om resultatene fra avfallsmodellen i Excel avviker mye fra resultatene til en GAMS-versjon av modellen. Da kan man undersøke hvor stor effekt ettårsperspektivet, linearitet i transportparametrene, og begrensingen av antallet endringsceller, har for resultatene. Dermed vet man om modellen bør utarbeides i GAMS, eller om en Excel-versjon er tilstrekkelig. Forhåpentligvis er avfallsmodellen i Excel nøyaktig nok. Da vil neste steg være å implementere modellen i kommuner, fylkeskommuner og renovasjonsselskap. Slik at de kan bruke modellen til å synliggjøre og dokumentere beslutninger og samtidig sikre et klimavennlig og kostnadseffektivt avfallssystem.

Til slutt er målet at avfallsmodellen skal kunne tas i bruk i flere fylker enn Østfold. Dette vil kreve at stedsspesifikke avstander, utslippsfaktorer, behandlingsmuligheter og andre lokale forutsetninger blir innarbeidet i modellen. Avfallsmodellen kan gi kommuner og fylkeskommuner økt kunnskap om hva som er optimal avfallshåndtering, gitt de rammebetingelsene og vilkår som gjelder, samt hvilke forutsetninger som må ligge til grunn for å oppnå bærekraftige løsninger.

11 Referanser

- Arnøy, S., Møller, H., Modahl, I. S., Sørby, I. & Hanssen, O. J. (2013). Biogassproduksjon i Østfold - Analyse av klimanytte og økonomi i et verdikjedeperspektiv, OR 01.13. Østfoldforskning: Østfoldforskning. 38 s.
- AS, N. S. S. (2013). Norske Skog Skogn AS Helse, miljø og sikkerhet Skogn: Norske Skog Skogn AS.
- Bergesen, B., Groth, L. H., Langseth, B., Magnussen, I. H., Spilde, D. & Toutain, J. E. W. (2012). Energibruksrapporten 2012 - Energibruk i husholdningene. I: Magnussen, I. H. (red.). OSLO: Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).
- Chang, N.-B., Schuler, R. & Shoemaker, C. A. (1993). Environmental and economic optimization of an integrated solid waste management system. *J. Resour. Manage. Technol.*, 21 (2): 87-98.
- Ekle, B. & Bratt, T. (2010). Handlingsplan for oppsamling av husholdningsavfall og kommunalt næringsavfall 2009-2020 Trondheim: Stabsenhet for byutvikling, Renholdsverket AS, Rambøll Norge AS.
- Eriksen, T. H. (2011). *Søppel: avfall i en verden av bivirkninger*. Aschehoug.
- Eriksson, O., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Carlsson, M., Baky, A. & Thyselius, L. (2002). ORWARE—a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 36 (4): 287-307.
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P. & Moberg, Å. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13 (3): 213-229.
- Fylkeskommune, Ø. (2008). *Energi og klima i Østfold - Grunnlagsrapport for fylkesplan og handlingsprogram*.
- Fylkeskommune, Ø. (2009). *Fylkesplan for Østfold - Østfold mot 2050*.
- Gundersen, T., T., A. E. & Saxegaard, J. (2013). Avfallsbehandling - Disponering av avfall - Krysssubsidiering. I: Hansen, K. (red.), 20130018-1: Hjellnes Consult. 50 s.
- Hansen, K., Bye, T. & Spilde, D. (2008). Emission of greenhouse gases in Norway-today, yesterday and the present future; Utslipp av klimagasser i Norge-i dag, i gaar og den naere framtid.
- Jordanger, I., Malerud, S., Minken, H. & Strand, A. (2007). Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt. *Concept rapport* (18).

- Klimakur. (2010). *Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020*. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. 312 s. : diagr. ; 30 cm s.
- Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L. & Archambault, V. (2012). Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles. *Resources, Conservation and Recycling*, 69 (0): 66-81.
- Ljøstad, K.-L. (2014). Årsrapport 2013 Grønt Punkt Norge AS - Bedrifter som bryr seg: Grønt Punkt Norge AS. 20 s.
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Raadal, H. L. & Hanssen, O. J. (2009). Kildesortering av plastemballasje i Fredrikstad kommune, klimaregnskap og andre miljøfaktorer: Østfoldforskning. 15 s.
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Morken, J., Briseid, T., Vold, B. I., Hanssen, O. J. & Sørby, I. (2011). Miljønytte og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon, fase II – matavfall og husdyrgjødsel, OR 25.11. Østfoldforskning: Østfoldforskning. 97 s.
- Mavrotas, G., Skoulaxinou, S., Gakis, N., Katsouros, V. & Georgopoulou, E. (2013). A multi-objective programming model for assessment the GHG emissions in MSW management. *Waste Management*, 33 (9): 1934-1949.
- Miljøverndepartementet. (2013). *Fra avfall til ressurs - Avfallsstrategi*. Miljøverndepartementet: Miljøverndepartementet. 56 s.
- Minoglou, M. & Komilis, D. (2013a). Optimizing the treatment and disposal of municipal solid wastes using mathematical programming—A case study in a Greek region. *Resources, Conservation and Recycling*, 80 (0): 46-57.
- Minoglou, M. & Komilis, D. (2013b). Optimizing the treatment and disposal of municipal solid wastes using mathematical programming—A case study in a Greek region. *Resources, Conservation and Recycling*, 80: 46-57.
- Notat - Arbeid med ny stortingsmelding om avfall - økt utsortering av plast* (2009). Avfall Norge. Oslo: Avfall Norge.
- Pieragostini, C., Mussati, M. C. & Aguirre, P. (2012). On process optimization considering LCA methodology. *Journal of Environmental Management*, 96 (1): 43-54.
- Raadal, H., Modahl, I. & Lyng, K. (2009). Klimaregnskap for avfallshåndtering, Fase I og II (Climate budget for waste handling, Phase I and II). *Østfoldforskning, Report No. OR*, 201.
- Ragsdale, C. (2010). *Spreadsheet modeling & decision analysis: a practical introduction to management science*: Cengage Learning.
- Render, B. & Stair, R. M. (1992). *Introduction to management science*: Allyn and Bacon Boston.

- Renovasjon, I. Ø. (2012). Årsmelding Driftsåret 2012.
- Santibañez-Aguilar, J. E., Ponce-Ortega, J. M., Betzabe González-Campos, J., Serna-González, M. & El-Halwagi, M. M. (2013). Optimal planning for the sustainable utilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 33 (12): 2607-2622.
- Sletten, T. M. & Maass, C. (2013). *Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi*. Miljøverndepartementet: Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). 245 s.
- Solano, E., Ranjithan, S. R., Barlaz, M. A. & Brill, E. D. (2002). Life-cycle-based solid waste management. I: Model development. *Journal of Environmental Engineering*, 128 (10): 981-992.
- SSB. (2013a). Avfall frå hushalda. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfkomm/aar/2013-07-09#content>.
- SSB. (2013b). Avfallsregnskapet 2011. I: SSB, S. S. (red.). SSB, Statistisk Sentralbyrå: SSB, Statistisk Sentralbyrå.
- Stocker, T., Qin, D. & Plattner, G. (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers (IPCC, 2013)*.
- Vidnes, P. E. (2014). Innføring av kildesortering for matavfall fra husholdninger - En veileder for kommunene: Biogass Østfold 2015.

Vedlegg 1.

Parametrene

Tabell a - Utslipps- og kostnadsparametre for avfallsbehandling

Behandling	Utslipp behandling/kg avfall	Utslipp erstatta materialer/kg avfall	Merkostnad økt utsortering	Mottakspris pr. tonn avfall
Utsortert papir og papp				
Rakkestad forbrenning	2,84	-0,87	kr 0,00	kr 490,00
Utlandet Forbrenning	2,90	-0,87	kr 0,00	kr 350,00
Materialgjenvinning	0,67	-1,80	kr 0,00	kr 3 217,00
Utsortert plast				
FREVAR Forbrenning m/energigjenvinning	2,80	-2,20	kr 0,00	kr 490,00
Rakkestad forbrenning m/energigjenvinning	2,84	-0,87	kr 0,00	kr 490,00
Utlandet Forbrenning m/energigjenvinning	2,90	-0,87	kr 0,00	kr 350,00
Materialgjenvinning	0,67	-1,80	kr 0,00	kr 3 217,00
Utsortert våtorganisk				
Utlandet Forbrenning	0,51	-0,28	kr 0,00	kr 350,00
FREVAR Forbrenning	0,07	-0,07	kr 0,00	kr 490,00
Rakkestad forbrenning	0,07	-0,07	kr 0,00	kr 490,00
FREVAR Biogass*	0,23	-0,33	kr 0,00	kr 700,00
Utlandet Biogass	0,23	-0,24	kr 0,00	kr 500,00
Kompostering (Åsekjær)	0,03	-0,10	kr 0,00	kr 500,00
Restavfall				
Utlandet Forbrenning m/energigjenvinning	0,51	-0,28	kr 0,00	kr 350,00
Rakkestad forbrenning m/energigjenvinning	0,51	-0,28	kr 0,00	kr 490,00
FREVAR Forbrenning m/energigjenvinning	0,51	-0,28	kr 0,00	kr 490,00
Utlandet Forbrenning m/energigjenvinning	0,51	-0,28	kr 0,00	kr 350,00

Kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall: kr 649,00

Tabell b - Utslipps- og kostnadsparametre for transportetappe 1,2 og 3

Utslipp pr. tonnkilometer (kg CO ₂ -ekv.)			Kostnad pr. tonnkilometer		
Transport etappe 1	Transport etappe 2	Transport etappe 3	Transport etappe 1	Transport etappe 2	Transport etappe 3
1,32	0,06	0,05	kr 0,61	kr 0,32	kr 0,13
1,32	0,06	0,05	kr 0,61	kr 0,32	kr 0,13
1,32	0,06	0,05	kr 0,61	kr 0,32	kr 0,13

1,32	0,06	0,05	kr 0,61	kr 0,32	kr 0,13
------	------	------	---------	---------	---------

Transportavstand transportetappe 1: 19 km for alle.

Tabell c - Transportavstander transportetappe 2

Transportavstander Transportetappe 2 (km)

	Halde n	MOVA R	Sarps borg	Fredrik stad	Hvaler	Arema rk	Indre Østfol d*	Røms kog	Rakke stad
Utsortert papir og papp									
FREVAR Forbrenning	35	39	17,9	6,6	26,5	60,5	54,5	109,5	39,4
Rakkestad Forbrenning	40,1	59,3	26,2	40,4	60,3	36,4	21	71	1,2
Utlandet Forbrenning	52	52	52	52	52	52	52	52	52
Materialgjenvinni ng	85	85	85	85	85	85	85	85	85
Utsortert plast									
FREVAR Forbrenning	35	39	17,9	6,6	26,5	60,5	54,5	109,5	39,4
Rakkestad Forbrenning	40,1	59,3	26,2	40,4	60,3	36,4	21	71	1,2
Utlandet Forbrenning	419	419	419	419	419	419	419	419	419
Materialgjenvinni ng	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Utsortert våtorganisk									
Utlandet Forbrenning	28	28	28	28	28	28	28	28	28
FREVAR Forbrenning	35	39	17,9	6,6	26,5	60,5	54,5	109,5	39,4
Rakkestad Forbrenning	40,1	59,3	26,2	40,4	60,3	36,4	21	71	1,2
FREVAR Biogass	35	39	17,9	6,6	26,5	60,5	54,5	109,5	39,4
Utlandet Biogass	28	28	28	28	28	28	28	28	28
Kompostering	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Restavfall									
Utlandet Forbrenning	52	52	52	52	52	52	52	52	52
Rakkestad Forbrenning	40,1	59,3	26,2	40,4	60,3	36,4	21	71	1,2
FREVAR Forbrenning	35	39	17,9	6,6	26,5	60,5	54,5	109,5	39,4

Transportavstander for transportetappe 3:

Energiutnyttelse i utlandet av alle fraksjoner 348 km

Materialgjenvinning av papp og papir 274 km

Materialgjenvinning av plast 836 km

Vedlegg 2.

Rapporter fra Solver

Tabell «Bergrensninger» fra Svarrapport

Tabell d – Begrensninger fra Solvers svarrapport

Skranke Sett	Skranke	Verdi	Status	Tillatt Øking
1	Avvik Utslipp \leq Maks. avvik målfunksjon	4 %	Bindende	0
	Avvik Kostnader \leq Maks. avvik målfunksjon	4 %	Bindende	0
2	SUM Papp og papir i Halden = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	2542,80	Bindende	0
	SUM Papp og papir i MOVAR = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4891,92	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Sarpsborg = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4538,48	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Fredrikstad = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	6518,79	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Hvaler = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	553,30	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Aremark = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	186,00	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Indre Østfold = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4181,69	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Rømskog = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	63,23	Bindende	0
	SUM Papp og papir i Rakkestad = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	650,33	Bindende	0
	3	SUM Plast i Halden = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	530,26	Bindende
SUM Plast i MOVAR = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		1020,12	Bindende	0
SUM Plast i Sarpsborg = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		946,42	Bindende	0
SUM Plast i Fredrikstad = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		1359,38	Bindende	0
SUM Plast i Hvaler = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		115,38	Bindende	0
SUM Plast i Aremark = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		29,86	Bindende	0
SUM Plast i Indre Østfold = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		872,02	Bindende	0
SUM Plast i Rømskog = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		13,19	Bindende	0
SUM Plast i Rakkestad = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen		135,61	Bindende	0
4	SUM Våtorganisk i Halden = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	3251,21	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i MOVAR = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	6254,78	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Sarpsborg = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	5802,87	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Fredrikstad = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	8334,88	Bindende	0

	SUM Våtorganisk i Hvaler = $0,94 \times$ teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	707,44	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Aremark = $0,94 \times$ teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	183,09	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Indre Østfold = $0,94 \times$ teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	5346,68	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Rømskog = $0,94 \times$ teoretisk papirmengde i kommunen	80,85	Bindende	0
	SUM Våtorganisk i Rakkestad = $0,94 \times$ teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	831,50	Bindende	0
5	SUM Rest i Halden = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	1596,73	Bindende	0
	SUM Rest i MOVAR = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	7107,17	Bindende	0
	SUM Rest i Sarpsborg = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	5274,23	Bindende	0
	SUM Rest i Fredrikstad = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	11500,95	Bindende	0
	SUM Rest i Hvaler = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	1321,87	Bindende	0
	SUM Rest i Aremark = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	273,05	Bindende	0
	SUM Rest i Indre Østfold = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	5553,61	Bindende	0
	SUM Rest i Rømskog = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	166,74	Bindende	0
	SUM Rest i Rakkestad = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	573,56	Bindende	0
6	SUM_Avfall_til_ForbrenningFREVAR \leq Kapasitet	37744,96	Ikke bindende	46538
7	SUM Avfall til BiogassFREVAR \leq Kapasitet	27798,97	Ikke bindende	2201
8	SUM Avfall til ForbrenningRakkestad \leq Kapasitet	10000,00	Bindende	0
9	SUM Avfall til Kompostering \leq Kapasitet	80,85	Ikke bindende	9919
10	Papp og Papir materialgjenvinning Halden \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	1289,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning MOVAR \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	2022,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Sarpsborg \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	2985,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Fredrikstad \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	5748,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Hvaler \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	0,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Aremark \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	93,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Indre Østfold \geq Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	213,00	Bindende	0

	Papp og Papir materialgjenvinning Rømskog ≥ Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	46,00	Bindende	0
	Papp og Papir materialgjenvinning Rakkestad ≥ Papp og Papir til materialgjenvinning i 2012	267,00	Bindende	0

Tabell «Begrensninger» fra Følsomhetsrapport

Tabell e – Begrensninger fra Solvers følsomhetsrapport

Skranke Sett	Skranke	Verdi	Skygge Pris	Begrensning	Tillat Øk.	Tillat Red.
1	Avvik Utslipp ≤ Maks. avvik målfunksjon	0	0	0	1E+30	0
	Avvik Kostnader ≤ Maks. avvik målfunksjon	0	-9,5E-01	0	0	0
2	SUM Papp og papir i Halden = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	2543	-2,4E-06	2542,802329	1097	547
	SUM Papp og papir i MOVAR = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4892	-2,4E-06	4891,923997	1098	548
	SUM Papp og papir i Sarpsborg = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4538	-2,4E-06	4538,48158	1094	546
	SUM Papp og papir i Fredrikstad = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	6519	-2,4E-06	6518,791972	1092	545
	SUM Papp og papir i Hvaler = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	553	-2,4E-06	553,2995417	1096	547
	SUM Papp og papir i Aremark = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	186	-2,4E-06	186	1102	93
	SUM Papp og papir i Indre Østfold = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	4182	-2,4E-06	4182	1101	549
	SUM Papp og papir i Rømskog = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	63	-2,4E-06	63	1110	17
	SUM Papp og papir i Rakkestad = 0,84 x teoretisk papirmengde i kommunen	650	-2,4E-06	650	1097	383
	SUM Plast i Halden = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	530	-5,7E-06	530	363	181
3	SUM Plast i MOVAR = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	1020	-5,7E-06	1020	363	181
	SUM Plast i Sarpsborg = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	946	-5,7E-06	946	363	181
	SUM Plast i Fredrikstad = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	1359	-5,7E-06	1359	363	181
	SUM Plast i Hvaler = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	115	-5,7E-06	115	363	115
	SUM Plast i Aremark = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	30	-5,7E-06	30	363	30
	SUM Plast i Indre Østfold = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	872	-5,7E-06	872	363	181
	SUM Plast i Rømskog = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	13	-5,7E-06	13	363	13
	SUM Plast i Rakkestad = 0,54 x teoretisk plastmengde i kommunen	136	-5,7E-06	136	363	136
4	SUM Våtorganisk i Halden = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	3251	5,1E-08	3251	5394	2691
	SUM Våtorganisk i MOVAR = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	6255	5,9E-07	6255	11578	2571
	SUM Våtorganisk i Sarpsborg = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	5803	5,8E-07	5803	5070	2530
	SUM Våtorganisk i Fredrikstad = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	8335	5,7E-07	8335	5028	2509
	SUM Våtorganisk i Hvaler = 0,94 x	707	5,8E-07	707	5103	707

	teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen					
	SUM Våtorganisk i Aremark = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	183	7,0E-08	183	5507	183
	SUM Våtorganisk i Indre Østfold = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	5347	6,5E-08	5347	5480	2734
	SUM Våtorganisk i Rømskog = 0,94 x teoretisk papirmengde i kommunen	81	7,6E-08	81	8414	81
	SUM Våtorganisk i Rakkestad = 0,94 x teoretisk våtorganisk avfallsmengde i kommunen	832	5,9E-07	832	2474	832
5	SUM Rest i Halden = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	1597	2,4E-06	1597	785	1573
	SUM Rest i MOVAR = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	7107	2,4E-06	7107	784	1571
	SUM Rest i Sarpsborg = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	5274	2,4E-06	5274	788	1579
	SUM Rest i Fredrikstad = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	11501	2,4E-06	11501	790	1583
	SUM Rest i Hvaler = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	1322	2,4E-06	1322	786	1322
	SUM Rest i Aremark = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	273	2,5E-06	273	780	273
	SUM Rest i Indre Østfold = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	5554	2,5E-06	5554	781	1495
	SUM Rest i Rømskog = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	167	2,5E-06	167	772	167
	SUM Rest i Rakkestad = SUM analysert avfall - utsortert Papp og papir, Plast og Våtorganisk avfall	574	2,4E-06	574	785	574
6	SUM_Avfall_til_ForbrenningFREVAR ≤ Kapasitet	37745	0	84283	1E+30	46538
7	SUM Avfall til BiogassFREVAR ≤ Kapasitet	27799	0	30000	1E+30	2201
8	SUM Avfall til ForbrenningRakkestad ≤ Kapasitet	10000	-2,5E-08	10000	1495	2474
9	SUM Avfall til Kompostering ≤ Kapasitet	81	0	10000	1E+30	9919

Vedlegg 3.

Sensitivitetsanalyse av nøkkelparametre.

Tabell f – Sensitivitetsanalyse av nøkkelparametre

Parameter	Ny initialløsning	Endring	Utnyttelsesgrad
Mottakspris Norge høy (750 NOK/tonn)	56,39 millioner NOK/år 5 949 tonn CO ₂ -ekv./år	2 550 t. våtorganisk avfall fra biogass og kompostering til forbrenningsanlegget på FREVAR.	Biogass(FRE) =84 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 47 % Kompostering (Åsekjær) = 0 %
Mottakspris Norge lav (175 NOK/tonn)	82,89 millioner NOK/år 6 137 tonn CO ₂ -ekv./år	1 460 t. våtorganisk avfall fra forbrenning (FRE) til biogass (FRE) og kompostering (Åsekjær). 16 117 t. restavfall til utlandet for forbrenning.	Biogass(FRE) =96 % Rakkestad = 50 % Forb.(FRE) = 28 % Kompostering (Åsekjær) = 2 %
Mottakspris utlandet høy (536 NOK/tonn)	Ingen endring	Ingen endring	Ingen endring
Mottakspris utlandet lav (125 NOK/tonn)	67,30 millioner NOK/år 5 855 tonn CO ₂ -ekv./år	2 913 t. våtorganisk fra forbrenning (FRE og Rak.) til Biogass (FRE) og kompostering (Åse.)komposteringsanlegg. 30 724 t. restavfall fra forbrenning (FRE og Rak.) til forbrenning (utlandet).	Biogass (FRE) 100 % Rakkestad = 34 % Forb.(FRE) = 18 % (Åsekjær) = 8 %
Mottakspris plast (0 NOK/tonn)	59,18 millioner NOK/år 6 267 tonn CO ₂ -ekv./år	964 t. våtorganisk fra FREVAR forbrenningsanlegg til FREVAR biogassanlegg	Biogass (FRE) 95 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 43 % Kompostering (Åsekjær) = 1 %
Mottakspris papp og papir (3 217 NOK/tonn)	116,67 millioner NOK/år 5 964 tonn CO ₂ -ekv./år	2 433 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til forbrenning (FRE)	Biogass (FRE) 85 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 48 % Kompostering (Åsekjær) = 1 %
Kostnad transportetappe tre, lav (0,005 NOK/km)	74,39 millioner NOK/år 6 179 tonn CO ₂ -ekv./år	167 t. restavfall fra forbrenning (Rak.) til forbrenning (utlandet).	Biogass (FRE) 93 % Rakkestad = 98 % Forb.(FRE) = 45 % Kompostering (Åsekjær) = 1 %
Utslippsfaktor transportetappe tre, lav (0,016 kg CO₂-ekv./km)		32 794 t. restavfall fra forbrenning (FRE. og Rak.) til forbrenning (utlandet)	Biogass (FRE) 93 % Rakkestad = 42 % Forb.(FRE) = 13 % Kompostering (Åsekjær) = 1 %
Kostnad for innføring av kildesortering av våtorganisk avfall (0 NOK/tonn)	61,12 millioner NOK/år (490 NOK/husholdning per /år) 6 257 tonn CO ₂ -ekv./år	7 763 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til kompostering (Åsekjær)	Biogass (FRE) 67 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 45 % Kompostering (Åsekjær) = 78 %
Merkostnad for økt utsortering (2 275	115,6 millioner NOK/år (927 NOK/	3 661 t. våtorganisk fra Biogass (FRE) og	Biogass (FRE) 80 % Rakkestad = 100 %

NOK/tonn)	husholdning/år) 5 849 tonn CO2- ekv./år.	kompostering (Åsekjær) til forbrenning (FRE)	Forb.(FRE) = 49 % Kompostering (Åsekjær) = 0 %
Vektverdi 334 NOK/tonn CO2-ekv.	76,58 millioner NOK/år (614 NOK/husholdning /år) 6 396 tonn CO2- ekv./år	2 913 t. våtorganisk fra forbrenning (FRE. og Rak.) til biogass (FRE) og kompostering (Åsekjær)	Biogass (FRE) 100 % Rakkestad = 92 % Forb.(FRE) = 42 % Kompostering (Åsekjær) = 8 %
Vektverdi 2,49 NOK/tonn CO2-ekv.	56,72 NOK millioner/år 4 327 tonn CO2- ekv./år	6 793 t. våtorganisk fra Biogass (FRE) til kompostering (Åsekjær) og 21 730 t. til forbrenning (FRE og Rak.)	Biogass (FRE) 7 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 67 % Kompostering (Åsekjær) = 68 %
Høykostnadsscenario vektverdi 36,6 NOK/tonn CO2-ekv.	132 millioner NOK/år, (1 062 NOK/husholdning/år) 4 672 tonn CO2- ekv./år	16 881 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til forbrenning (FRE)	Biogass (FRE) 36 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 65 % Kompostering (Åsekjær) = 0 %
Høykostnadsscenario vektverdi 2,49 NOK/tonn CO2-ekv.	124 millioner NOK/år, (993 NOK/husholdning/år) 4 380 tonn CO2- ekv./år	20 149 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til forbrenning (FRE)	Biogass (FRE) 25 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 69 % Kompostering (Åsekjær) = 0 %
Høykostnadsscenario vektverdi 334 NOK/tonn CO2-ekv.	188 millioner NOK/år, (1 508 NOK/husholdning/år) 6 391 tonn CO2- ekv./år	2 201 t. våtorganisk fra forbrenning (FRE) til biogass (FRE), og 203 t. fra forbrenning (FRE) til kompostering (Åsekjær)	Biogass (FRE) 100 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 42 % Kompostering (Åsekjær) = 3 %
Lavkostnadsscenario vektverdi 36,6 NOK/tonn CO2-ekv.	31,44 millioner NOK/år (252 NOK/husholdning/år) 6 233 tonn CO2- ekv./år	5 723 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til kompostering (Åsekjær)	Biogass (FRE) 74 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 41 % Kompostering (Åsekjær) = 87 %
Lavkostnadsscenario vektverdi 2,49 NOK/tonn CO2-ekv.	23,72 millioner NOK/år (190 NOK/husholdning/år) 4 939 tonn CO2- ekv./år	9 920 t. våtorganisk fra biogass (FRE) til kompostering (Åsekjær), og 11 195 til forbrenning (FRE)	Biogass (FRE) 22 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 58 % Kompostering (Åsekjær) = 100 %
Lavkostnadsscenario vektverdi 334 NOK/tonn CO2-ekv.	32,92 millioner NOK/år (264 NOK/husholdning/år) 6 401 tonn CO2- ekv./år	1 239 t. våtorganisk fra forbrenning (FRE) til biogass (FRE), og 1 670 t. fra forbrenning (FRE) til kompostering (Åsekjær)	Biogass (FRE) 97 % Rakkestad = 100 % Forb.(FRE) = 41 % Kompostering (Åsekjær) = 18 %



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no