

Rapport

SUSTAINABLE INNOVATION

Forfattere: Hanne Lerche Raadal, Aina Elstad Stensgård, Kari-Anne Lyng, Ole Jørgen Hanssen**Rapportnr.:** OR.01.16**ISBN:** 978-82-7520-739-3

Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje

Rapportnr.: OR.01.16

ISBN nr.: 978-82-7520-739-3

Rapporttype:

ISSN nr.: 0803-6659

Oppdragsrapport

Rapporttittel:

Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje

Forfattere: Hanne Lerche Raadal, Aina Elstad Stensgård, Kari-Anne Lyng, Ole Jørgen Hanssen

Prosjektnummer: 1747

Prosjekttittel: Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje

Oppdragsgivere:

Miljødirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

Eirik Swensen

Emneord:

- Virkemidler
- Våtorganisk avfall
- Plastemballasje
- Samfunnsøkonomisk nytte

Tilgjengelighet:

Åpen

Antall sider inkl. bilag:

101

Godkjent:

Dato: 15.01.2016



Prosjektleder
(Sign)

for Forskningsleder
(Sign)

Innholdsfortegnelse

Sammendrag

English summary

1	Innledning og bakgrunn for studien	7
1.1	Introduksjon	7
1.2	Kretsløpsøkonomi.....	7
2	Mål og metode for arbeidet	10
2.1	Mål.....	10
2.2	Metode	10
3	Avfallsmengder og kilder.....	11
3.1	Husholdninger	11
3.1.1	Våtorganisk avfall fra husholdninger	11
3.1.2	Plastemballasje fra husholdninger	11
3.2	Næring.....	12
3.2.1	Våtorganisk avfall fra næring	12
3.2.2	Plast fra næring	17
4	Status og potensial for kildesortering av våtorganisk avfall og plastemballasje i husholdninger	19
4.1	Våtorganisk avfall fra husholdninger	19
4.2	Plast fra husholdninger	20
4.3	Potensialer for økt utsortering fra husholdning og næring	24
5	Økonomisk analyse av avfallskostnader i norske kommuner	26
6	Nye virkemidler – hva skal oppnås og hva er flaskehalsene	33
6.1	Flaskehals for økt utsortering.....	33
6.1.1	Tilgang på utsorteringssystem	35
6.1.2	Oppslutning/bruk av sorteringssystem	35
6.1.3	Kvalitet og etterspørsel etter innsamlet materiale.....	36
6.1.4	Oppsummering flaskehals	37
6.2	Oppsummering av intervjuer med sentrale aktører i avfallssektoren	38
7	Kostnadsanalyse	40
7.1	Introduksjon	40
7.2	Differansekostnader husholdninger.....	41
7.3	Differansekostnader utsortering fra næringer	43
8	Miljøanalyse.....	46
9	Virkemiddelanalyse.....	52
9.1	Utvalgte virkemidler	52
9.2	Juridisk Virkemiddel J1A: Pålegg om utsortering	52
9.2.1	Våtorganisk avfall	53
9.2.2	Plastemballasje	56
9.3	Juridisk virkemiddel J1B: Pålegg om utsortering og økt bruk av differensiering av avfallsgebyret	60
9.3.1	Våtorganisk avfall	60
9.3.2	Plastemballasje	64

9.4	Juridisk virkemiddel J2: Forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering av våtorganisk avfall	69
9.4.1	Våtorganisk avfall	70
9.4.2	Plastemballasje	73
9.5	Økonomisk virkemiddel Ø1: Optimal bruk av godtgjørelse for økt utsortering.....	78
9.5.1	Potensial for økt utsortering, miljønytte og kostnadsanalyse for virkemiddel Ø1	78
9.6	Økonomisk virkemiddel Ø1A: Optimal bruk av godtgjørelse for økt redistribusjon (matsvinn).....	80
9.7	Administrativt virkemiddel A1: Felles nasjonale informasjonskampanjer	82
9.8	Administrativt virkemiddel A2: CEN-deklareringskrav og sertifiseringskrav i miljøstyring	87
9.9	Oppsummering virkemiddelanalyse	90
10	Oppsummering og konklusjon.....	94
11	Anbefalinger og prioriteringer	97
12	Referanser	100

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet av Østfoldforskning på oppdrag fra Miljødirektoratet. Hensikten med studien er å gi myndighetene anbefalinger om hvilke virkemidler som er mest effektive med tanke på økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra husholdninger og næringer. Den overordnede målsetningen med å øke utsorteringen er å forbedre utnyttelsen av avfallsressurser og å redusere klimagassutslipp.

Prosjektet har estimert totale genererte avfallsmengder og potensialer for økt utsortering basert på datagrunnlag fra offisielle statistikker (SSB og Grønt Punkt Norge) og resultater fra tidligere gjennomførte studier. Videre er det gjennomført en kvalitativ kartlegging av flaskehalser for økt utsortering av våtorganisk avfall og plast, basert på Østfoldforskningens kunnskap og erfaringer, samt intervjuer med sentrale aktører i bransjen. Med bakgrunn i dette og diskusjoner med Miljødirektoratet, er det foretatt et utvalg virkemidler som det er utført samfunnsøkonomiske analyser for. Denne er gjennomført ved at økonomiske og ikke-økonomiske kostnader er kartlagt og kvantifisert hver for seg ved bruk av henholdsvis kostnadseffektivitetsanalyse og miljøanalyse for sammenligning av de ulike virkemidlene. To kostnadseffektivitetsindikatorer (NOK per tonn utsortert materiale og NOK per tonn sparte CO₂-ekvivalenter) er beregnet. De ikke-økonomiske kostnadene begrenset til klimagassutslipp og er beregnet med basis i LCA-metodikk i henhold til ISO 14040/44, European Commission JRC (2010) og European Commission JRC (2011). Det er viktig å påpeke at materialgjenvinning av plast og biogassproduksjon gir vesentlige besparelser også for mange andre miljøindikatorer (f.eks. NO_x, partikler, energibruk, mm.), i tillegg til at det medfører andre positive effekter, som resirkulering av ressurser som kan bli knappe (f.eks. fosfor).

For våtorganisk avfall/restråstoffer blir 45 % og 65 % av potensialet fra henholdsvis husholdninger og næring utsortert og utnyttet, mens tilsvarende tall for plastemballasje er 26 % og 61 %. Det er likevel viktig å iverksette virkemidler for å øke utsorteringen for utnyttelse av de resterende ressursene på en mer miljøeffektiv måte, i tråd med EUs sirkulærøkonomipakke. Med de gode resultatene som er oppnådd så langt, er det naturlig å legge til grunn at innføring av nye-, eller skjerpede, virkemidler skjer innenfor rammene av produsentansvarsordningene, slik EU også foreslår i sin nye politikkpakke som ble lagt frem 2.12 2015. Potensialet for økt utsortering av våtorganisk avfall er beregnet til 218 000 tonn og 944 000 tonn for henholdsvis husholdninger og næring, mens tilsvarende tall for plastemballasje er 64 000 tonn og 26 000 tonn. For våtorganisk avfall fra næring er potensialet for økt utsortering redusert til 141 500 tonn fordi fiskeri og havbruk er ekskludert fra denne studien.

Studien viser at det er viktig å utforme nye virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plast på en slik måte at de ikke bare treffer de som ikke har utsortering i dag, fordi et betydelig potensial for økt utsortering ligger i å forbedre utsorteringsgraden hos de som allerede har utsortering. Dette gjelder spesielt husholdninger, og i større grad for plastemballasje enn for våtorganisk avfall. For våtorganisk avfall er det også viktig å sikre at ressursene som samles inn blir anvendt så effektivt som mulig, fordi spekteret av anvendelse er langt større enn for plast (redistribusjon, ingredienser, biomaterialer, dyrefôr og biorest/biogass). Man bør tilstrebe utsortering hos de ulike aktører som muliggjør anvendelse med så høy miljønytte som mulig for denne avfallstypen. For både våtorganisk avfall og plastemballasje er det viktig å sikre best mulig kapasitetsutnyttelse av systemene, noe som oppnås i innsamlingsystemet gjennom økt tilslutning

og økt volum. Dette vil også bidra til bedre utnyttelse av sorterings- og behandlingsanlegg for avfall.

Med bakgrunn i kartlagte flaskehalser, innspill fra intervjuer med sentrale aktører i avfallsbransjen og diskusjoner med Miljødirektoratet, er følgende virkemidler valgt ut for analyse:

Juridiske virkemidler

- J1A: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje
- J1B: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje med økt bruk av differensiering av avfallsgebyret
- J2: Forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering av våtorganisk avfall

Økonomiske virkemidler

- Ø1: Optimal bruk av godtgjørelse ved hjelp av differensiering av godtgjørelsen
- Ø1B: Bruk av godtgjørelse for økt redistribusjon (forutsetter at det er innført bransjeavtale for matavfall)

Administrative virkemidler

- A1: Nasjonale informasjonskampanjer
- A2: CEN-deklarerings, differensiering av vederlag og strengere krav til sertifiseringsordninger (Miljøfyrtårn, Svanemerke)

Det understrekes at det nødvendigvis er gjort en rekke forutsetninger og antakelser for å beregne og estimere utløste potensialer for økt utsortering, faste og variable kostnadene per tonn innsamlet avfall og miljøeffektene. Tallene må derfor sees på som anslag, og ikke som eksakte svar.

Resultatene fra studien viser relativt høye differanseenhetskostnader for økt utsortering, og avfallstypene skiller seg fra hverandre ved at våtorganisk avfall har høyest kostnader per tonn spart CO₂, mens plast har høyest kostnader per tonn utsortert avfall. Årsaken til dette er at klimanytten ved utsortering av plast er vesentlig høyere per tonn, sammenlignet med våtorganisk avfall (begge basert på et referansealternativ med energiutnyttelse). For våtorganisk avfall fra husholdninger varierer kostnadene mellom ca. 650 – 1 200 NOK per tonn avfall og ca. 2 000 – 4 000 NOK per tonn spart CO₂. For plastemballasje varierer kostnadene mellom ca. 1 100 – 1 900 og NOK per tonn avfall og ca. 400 – 800 NOK per tonn spart CO₂-ekv. Når det gjelder miljøkostnader, er det viktig å påpeke at studien kun har vurdert klimagassutslipp (vist som NOK per tonn spart CO₂).

Analyse av kommunenes totale renovasjonskostnader viser at kommunestørrelse og beliggenhet for kommunene er av større betydning for driftskostnader og årsgebyr for avfallshåndtering, mens utsorteringsgrad i kommunene er av mindre betydning. Dette er viktig å ta med i diskusjonen om samfunnskostnadene knyttet til virkemidler og tiltak som skal bidra til etablering og økt oppslutning om innsamlingsløsninger for våtorganisk avfall og plastemballasje. Dersom innsamlingssystemet organiseres effektivt med hensyn til hentefrekvens, ruteplanlegging, og ut fra en totalvurdering av de ulike avfallsfraksjonene, trenger ikke økt utsortering nødvendigvis å føre til økte kostnader for kommunene. Økt sorterings- og innsamlingsgrad kan også slå positivt ut på effektiviteten i

systemene, fordi biler og anlegg utnyttes mer effektivt når oppslutningen om systemene øker. Denne type synergier er vanskelig å få frem når man vurderer en og en avfallsfraksjon separat. Erfaringer fra flere kommuner og fra andre studier viser at det er betydelig handlingsrom for å finne gode løsninger i kommunene hvis man ser hele avfallssystemet samlet.

Med bakgrunn i resultatene fra studien, gis følgende anbefalinger:

- Det bør innføres et forskriftsmessig pålegg om tilrettelegging for utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra husholdninger og næringsliv. Pålegget bør reflektere et minimumskrav for utsortering og være knyttet til et nasjonalt mål om utsortering med krav til rapportering til Miljødirektoratet, som også vil være prinsippal for iverksetting av virkemiddelet.
- Som en del av pålegget om tilrettelegging for utsortering, foreslås det at kommunene i større grad differensierer avfallsgebyret som et ekstra virkemiddel for å øke oppslutningen om utsorteringssystemene. Det er vanskelig å fastslå hvor stor differensiering som skal til for å virke utløsende, men det bør minst være økonomisk lønnsomt å sortere avfallet fremfor å kaste det som restavfall.
- Våtorganisk avfall er en av få fraksjoner der det i dag ikke er etablert en egen produsentansvarsordning med vederlag. En bransjeavtale knyttet til håndtering av våtorganisk avfall vil kunne være et virkemiddel for å sikre bedre ressursutnyttelse for de avfallsstrømmene som i dag har negativ verdi, dvs. der avfallsbesitter må betale for å få behandlet avfallet. Studien har ikke vurdert effekter av en full produsentansvarsordning for mat, men dette kan være en naturlig oppfølging av bransjeavtalen om forebygging av matsvinn som det nå arbeides med.
- Det foreslås at Grønt Punkt Norge vurderer ulike modeller for differensiert godtgjørelse til avfallsbesitter (kommuner og næring) for å gjøre det mer lønnsomt å sortere ut plastemballasje i områder med høye innsamlingskostnader, men med positiv miljønytte.
- Informasjon og kommunikasjon er et sentralt og viktig virkemiddel både for å øke oppslutningen rundt sorteringssystemene, men også for å opprettholde motivasjon og god praksis både i husholdninger og i næringslivet. Det anbefales derfor å utarbeide nasjonale informasjonskampanjer med fokus på kunnskap om miljø- og samfunnsnytte ved utsortert avfall som grunnlag for økt motivasjon og oppslutning blant befolkningen.
- Det anbefales at det gjennomføres regionale helhetlige analyser av sentralsorteringsanlegg for spesifikke utvalgte regioner i Norge for å få frem miljø- og kostnadseffektivitet i slike løsninger, som grunnlag for en nasjonal strategi. Analysene bør vurdere hele (eller store deler av) avfallssystemet samlet, for å få frem eventuelle synergier i innsamling og behandling og for å unngå eventuell overetablering i fremtiden. Det er viktig at analysene samkjøres nasjonalt før endelig beslutning om etablering fattes.

English summary

This report was prepared by Ostfold Research on behalf of the Norwegian Environment Agency. The purpose of this study is to make recommendations to the authorities on which measures are most effective with a view to enhanced sorting of organic waste and plastic packaging from households and businesses. The overall objective of increased sorting is to improve utilisation of wastes and to reduce greenhouse gas emissions.

The project has estimated total waste generation and potential for increased sorting based on data from official statistics (from SSB and Grønt Punkt Norge) and the results from earlier studies. It also includes a qualitative survey of the bottlenecks in enhanced sorting of organic waste and plastic, based on the knowledge and experience in Ostfold Research, also interviews with key actors in the sector. On the basis of this and discussions with the Norwegian Environment Agency, socioeconomic analyses are performed for a selected range of policy instruments. This is achieved by identifying and quantifying the economic and non-economic costs using cost-effectiveness and environmental analyses respectively. Two cost indicators (NOK per tonne of sorted material and NOK per tonne of saved CO₂-equivalents) are calculated. The non-economic costs are limited to greenhouse gas emissions calculated using LCA-methodology in accordance with ISO 14040/44 (European Commission JRC 2010, European Commission JRC 2011). It is important to point out that plastics recycling and biogas production also yield substantial savings with respect to many other environmental indicators (e.g. NO_x, particulates, energy use and so on), also giving rise to other positive effects, such as the recycling of scarce resources (e.g. phosphorus).

For organic waste, 45% and 65% of the generated amount from households and businesses respectively, are sorted and utilised for different purposes today. The corresponding figures for plastic waste are 26% and 61%. It is nonetheless important to implement measures to enhance sorting for utilisation of remaining resources in a more sustainable way, in accordance with the EU's circular economy initiatives. With the good results obtained so far, it is natural to assume that the introduction of new, or stricter, measures occurs within the framework of producer responsibility schemes, such as proposed in the EU's new policy presented in December 2015. The potential for improved sorting of organic waste is estimated for residential and commercial sources as 218 000 tonnes and 944 000 tonnes respectively; the corresponding figures for plastic waste are 64 000 tonnes and 26 000 tonnes. For organic waste from commercial sources, the potential for improved sorting reduces to 141 500 tonnes because fishing and aquaculture are excluded from this study.

The study shows that it is important to design new measures for enhanced sorting of organic and plastic waste in such a way that they do not only focus on those not sorting at present, because significant potential lies in improving the level of sorting amongst those already sorting to some extent. This applies particularly to households, and to plastic waste to a greater degree. For organic waste it is also important to ensure that the collected resources are used as effectively as possible, because the spectrum of applications is far broader than for plastic (redistribution, ingredients, biomaterials, animal feed, digestate / biomass). One should strive for sorting amongst the different actors that enables use with as high an environmental benefit as possible for this type of waste. Both for organic waste and for plastic packaging, it is important to ensure the best possible utilisation of system capacity, which is achieved in the collection system through

increased support and increased volume. This will also contribute to greater utilisation of waste sorting and treatment facilities.

Based on mapping bottlenecks, input from interviews with key actors in the waste sector and discussions with the Environment Agency, the following measures were chosen for analysis:

Legal instruments:

- L1A: Legal obligation for sorting of organic waste and plastic packaging
- L1B: Legal obligation for sorting of organic waste and plastic packaging and additional use of differential waste charges
- L2: Prohibition of incineration of recyclable plastic and legal obligation for sorting of organic waste

Economic instruments:

- E1: Optimum use of compensation via differential compensation
- E2: Use of compensation for increased redistribution (assuming a sector agreement for food waste)

Administrative measures:

- A1: National information campaigns
- A2: CEN-labelling, differential fees and stricter certification schemes (Eco-Lighthouse, Swan Label)

It should be emphasised that a number of hypotheses and assumptions were necessary for calculating and estimating potentials for enhanced sorting, fixed and variable costs per tonne of collected waste, and environmental impact. The figures should therefore be regarded as estimates and not as exact answers.

The results of the study show relatively high differential unit costs for enhanced sorting, and waste types differ in that organic waste has the highest cost per tonne of CO₂ saved, while plastics have the highest costs per tonne of separated waste. The reason for this is that the climate benefits of sorting plastic are substantially higher per tonne than for organic waste (both based on a reference scenario with energy recovery). For household organic waste the cost varies between around 650 – 1200 NOK per tonne of waste, and 2000 – 4000 NOK per tonne of CO₂ saved. For plastic packaging the cost varies between 1100 – 1900 NOK per tonne of waste and 400 – 800 NOK per tonne of CO₂ saved. With respect to environmental costs, it is important to note that the study has only considered greenhouse gases (shown as NOK per tonne of CO₂ saved).

Analysis of the municipalities' total waste disposal costs shows that municipality size and location is of greater importance for operating costs and annual fees for waste management, whereas sorting rates in the municipalities are of minor importance. This is important for the discussion on the social costs of policies and measures that will foster increased support for collection solutions for organic waste and plastic packaging. If the collection system is organised effectively with regard to collection frequency, route planning, and is based on an overall assessment of various waste fractions, improved sorting need not necessarily lead to increased costs for municipalities. Increased sorting and collection rates can also have positive effects on efficiency, because

vehicles and equipment are utilised more effectively when support for the system is enhanced. These kind of synergies are difficult to see when considering individual waste fractions separately. Experience from numerous municipalities and from other studies shows that there is significant scope for finding good solutions when one considers the waste system holistically.

Based on the results of the study, the following recommendations are made:

- Legal obligation for sorting of organic waste and plastic packaging from households and businesses should be introduced. Minimum sorting requirements should be stated and linked to national targets for sorting, Requirements for reporting to the Environment Agency, who will also be the principal body for the implementation of these measures, should be included.
- As part of the legal obligation for sorting, it is proposed that municipalities increasingly use differential waste fees as a means of enhancing support for sorting systems. It is difficult to determine the necessary degree of differentiation to have a catalysing effect, but it should be at least as attractive economically to recycle waste as to dispose of it as waste.
- Organic waste is one of the few fractions for which a producer responsibility scheme is not currently established. A sector agreement on the handling of organic waste could be a means of ensuring better resourcing for those streams which currently carry negative value, i.e. where waste holders must pay to get waste treated. The study has not evaluated the effects of a full producer responsibility scheme for food, but this may be a natural consequence of a sector agreement for preventing food wastage that is now being worked on.
- It is proposed that Grønt Punkt Norge considers various models for differentiated compensation to waste holders (municipal and industrial) to make it more economic to sort plastic packaging in areas with high collection costs, but with positive environmental benefits.
- Information and communication are key instruments for increasing support for sorting systems, but also to maintain motivation and good practice both in households and in businesses. Hence, national information campaigns are recommended, with a focus on information on the environmental and social benefits of waste sorting, as a basis for increased motivation and support among the population.
- It is recommended that comprehensive analyses be carried out of central sorting facilities for specific selected regions in Norway, to investigate the environmental and cost-effectiveness of such solutions as the basis of a national strategy. The analysis should consider all (or at least most) of the waste system, to highlight synergies in collection and treatment and to avoid future duplication of effort. It is important that such analyses are coordinated nationally before final decisions are made.

1 Innledning og bakgrunn for studien

1.1 Introduksjon

Prosjektet *Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje* er utført av Østfoldforskning i perioden november 2015 til januar 2016 på oppdrag fra Miljødirektoratet. Hensikten med prosjektet har vært å gi en oversikt over kostnadseffektive virkemidler for økt utsortering av de to avfallstypene. Den overordnede målsetningen er å bidra til reduserte klimagassutslipp og bedre utnyttelse av avfallsressurser i overgangen mot en mer sirkulær økonomi. Det er benyttet et stort kildemateriale og gjennomført intervjuer med flere sentrale aktører i sektoren, som grunnlag for de analyser, vurderinger og konklusjoner som gis i rapporten, og som helt og fullt er Østfoldforsknings faglige ansvar.

Norsk avfallspolitikk har gjennom de siste 20 årene vært basert på bruk av produsentansvarsordninger og forhandlede avtaler mellom myndighetene og ulike sektorer innenfor emballasje, elektronikk, batterier, biler mm. Disse produsentansvarsordningene har vært basert på felles mål, mens næringslivet i samarbeid med andre aktører i samfunnet har hatt handlingsrom til å finne gode løsninger for avfallshåndtering og forebygging av avfall. Ordningene har vært evaluert ved flere anledninger, og viser tydelig at arbeidet har gitt gode resultater, både med hensyn til måloppnåelse og effektivitet.

1.2 Kretsløpsøkonomi

Et viktig grunnlag for denne studien er behovet for økt miljø- og ressurseffektivitet i samfunnet, som følge av befolkningsvekst, ekspanderende økonomi kombinert med mål om redusert belastning på naturen globalt, nasjonalt og lokalt (Faktor 10 samfunnet). Studier som er gjennomført av Østfoldforskning i samarbeid med Avfall Norge og flere kommuner og avfallsselskaper, Grønt Punkt Norge med flere viser at det ut fra et klima- og energiperspektiv er riktig å sikre en størst mulig gjenvinning av avfall (Raadal, Modahl, og Lyng 2009, Lyng og Modahl 2011, Lyng, Modahl, og Raadal 2009, Lyng og Modahl 2010, osv.). For plast har alle norske studier vist at det oppnås desidert størst klimanytte gjennom å materialgjenvinne så stor andel av plasten som mulig, sammenlignet med både forbrenning med energigjenvinning og deponering. For våtorganisk avfall har analyser vist at det gir klart større klima- og energinytte å behandle avfallet i biogassreaktor, der biogassen oppgraderes til drivstoff for tynge kjøretøy, mens bioresten utnyttes til jordforbedring og gjødsling fremfor å sende avfallet til forbrenning med energiutnyttelse (Modahl et al. 2014, Lyng et al. 2015). Fredrikstad kommune har ett av landets mest effektive forbrenningsanlegg for avfall, der utnyttelsesgraden er svært høy gjennom døgntkontinuerlig anvendelse av damp fra forbrenningen i industrien, året gjennom. Selv i Fredrikstad kommune har analyser vist at det gir større klima- og energinytte å sortere ut plast og våtorganisk avfall til materialgjenvinning og biogassproduksjon enn å utnytte det til energi alene (Lyng og Modahl 2009, Arnøy og Modahl 2014).

I et sirkulærøkonomisk perspektiv kan materialsyklusene være både store og åpne, og små og mer lukket, avhengig av type materiale og lokale forutsetninger. Ut fra resultatene fra analysene av plast og våtorganisk avfall vil det være relevant å diskutere ulike strategier for overgang til en mer sirkulær

økonomi for de to avfallsfraksjonene. Plast kan, ut fra et miljø- og ressursperspektiv, forvaltes i «store, globale» sykluser da gjenvunnet plast er en global handelsvare, og transport medfører relativt lav miljøbelastning sammenlignet med miljønyttens ved å resirkulere plasten. I tillegg har plast lang «holdbarhet», noe som gjør det enkelt å transportere det over lengre distanser til aktuelle sorterings- og resirkuleringsanlegg. I et slik «globalt marked», vil også prisen for resirkulert plast i stor grad bli bestemt ut fra pris på jomfruelig plast og andre «globale» faktorer. Det er heller ingen umiddelbare lokale hensyn som tilsier at plastmateriale bør håndteres i små lokale sykluser, og fordi transport av sortert materiale og ny råvare er relativt effektiv gjennom komprimering og høy utnyttelsesgrad på biler/tog/båter. I et nasjonalt næringspolitisk perspektiv kan det være aktuelt å vurdere behov/ønske om å bygge opp kapasitet for resirkulering av plast og kunnskap om bruk av dette i Norge, slik at norsk industri lettere kan tilpasse seg fremtidens krav til sirkulær økonomi og økodesign (EUs program for sirkulærøkonomi¹) med strengere krav til bruk av resirkulerte råmaterialer (med god kvalitet og konkurransedyktige priser). Dette vil i så fall være faktorer som må vurderes/evalueres spesifikt.

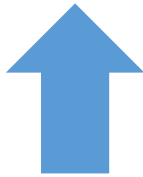
For våtorganisk avfall er situasjonen en annen, både fordi det som vist over er store lokale fordeler med å utnytte biogassen lokalt for å fremme luftkvaliteten i norske byer, og fordi bioresten inneholder organisk materiale, nitrogen og særlig fosfor, som kan utgjøre kritiske faktorer for fremtidens matproduksjon i Norge. For våtorganisk avfall er det derfor viktigere å forvalte ressursene i kortere og mer lokale/regionale sykluser, både fordi dette avfallet er «mindre holdbart» (forråtnelsesprosesser starter raskt), noe som vanskeliggjør lange transportavstander, samt fordi den miljømessige effekten av transport av våtorganisk avfall, relativt sett, er noe mer utslagsgivende enn for plast, når man tar hensyn til total miljønytte ved behandling av våtorganisk avfall (Raadal, Modahl, og Lyng 2009, Lyng og Modahl 2010). Våtorganisk avfall inneholder mye vann, noe som gjør det mer kostbart både økonomisk og miljømessig å transportere det over lengre avstander. Lokale/regionale sykluser for våtorganisk avfall er også hensiktsmessig ut i fra et ressurs- og knapphetsperspektiv for næringsstoffer, da utnyttelse av organisk materiale og næringsstoffer i matavfall (fosfor, nitrogen og mikronæringsstoffer) er viktig for fremtidig matproduksjon i Norge. I tillegg bør det påpekes at lokale/regionale sykluser også vil støtte opp om bruk av biogass i transportsektoren i norske storbyer, og gjennom dette redusere helseproblemer i byene.

Det er derfor naturlig å vurdere virkemidler som sikrer en regional/nasjonal utnyttelse av ressursene i det våtorganiske avfallet i Norge, mens det for plast er lettere å se for seg eksport av ressursene til andre land der gjenvinningen kan skje rimeligere.

EUs avfallshierarki fremmer ombruk og materialgjenvinning (som krever utsortering) fremfor energigjenvinning. For plastemballasje gjelder dette for all plast, uavhengig av hvor plastavfallet oppstår. Eventuelle begrensninger for materialgjenvinning er knyttet til plastens materialeegenskaper og sammensetning. Er plasten for eksempel sammensatt av ulike plasttyper for å skape en barriere (f.eks. mot oksyngengjennomgang som reduserer holdbarheten på mat), vil dette komplisere mulighetene for materialgjenvinning. For våtorganisk avfall og matsvinn derimot, er mulighetene knyttet til utnyttelse av ressursene først og fremst avhengig av type avfallsbesitter, da det er ulikt regelverk for hvordan matavfallet/matsvinnet kan utnyttes for de ulike avfallsbesitterne. Dette er prinsipielt vist i Figur 1-1 under.

¹ http://ec.europa.eu/growth/industry/circular-economy/index_en.htm

Plast



Våtorganisk avfall, restråstoffer



Avfallsbehandling	Avfallsbesitter
Ombruk	Alle ledd i kjeden
Materialgjenvinning internt	
Materialgjenvinning eksternt	
Energigjenvinning	
Avfallsbehandling	Avfallsbesitter
Intern bruk egen virksomhet	Industri, dagligvarehandel, Horeca
Redistribusjon	Industri, dagligvarehandel, Horeca
Ingredienser i ny matproduksjon	Industri
Dyrefôr	Industri, dagligvarehandel
Bioprospektering	Industri
Biogass, bioetanol, biodiesel	Alle ledd i kjeden
Kompostering	
Energigjenvinning	

Figur 1-1 Sammenheng mellom avfallshierarkiet og avfallsbesitter for plast og våtorganisk avfall.

For våtorganisk avfall påvirkes behandlingsmulighetene i stor grad av hvilken avfallsbesitter det oppstår hos og om det inneholder animalske fraksjoner, mens mulighetene for behandling av plastavfall påvirkes av materialsammensetning/egenskaper.

2 Mål og metode for arbeidet

2.1 Mål

Målet med studien er å gi myndighetene anbefalinger om hvilke virkemidler som er mest effektive med tanke på økt utsortering av våtorganisk avfall og plast fra husholdninger og næringer.

2.2 Metode

Datainnsamlingsgrunnlaget som har vært benyttet for å estimere totale genererte avfallsmengder og potensialet for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra norske husholdninger og næringer er basert på en kombinasjon av offisielle statistikker (SSB og Grønt Punkt Norge) og resultater fra tidligere gjennomførte studier. Videre er det gjennomført en kvalitativ kartlegging av flaskehalser for økt utsortering av våtorganisk avfall og plast, basert på Østfoldforsknings kunnskap og erfaringer, samt intervjuer med sentrale aktører i bransjen. Med bakgrunn i dette og diskusjoner med Miljødirektoratet, ble et utvalg av aktuelle virkemidler valgt ut for videre analyse.

Denne er gjennomført ved at økonomiske og ikke-økonomiske kostnader er kartlagt og kvantifisert hver for seg ved bruk av henholdsvis kostnadseffektivitetsanalyse og miljøanalyse for sammenligning av de ulike virkemidlene. To kostnadseffektivitetsindikatorer (NOK per tonn utsortert materiale og NOK per tonn sparte CO₂-ekvivalenter) er beregnet. De ikke-økonomiske kostnadene er begrenset til klimagassutslipp og er beregnet med basis i LCA-metodikk i henhold til ISO 14040/44, European Comission JRC (2010) og European Comission JRC (2011).

Prosjektet har også vurdert hvorvidt det finnes sammenheng mellom grad av materialgjenvinning og kostnader knyttet til avfallshåndteringssystemet i norske kommuner. Dette er gjennomført ved hjelp av statistiske analyser med basis i data for driftskostnader, årsgebyr og utsorterte mengder fra SSBs KOSTRA-statistikk (Kommune-Stat-Rapportering). Analysene er gjennomført ved å bruke statistiske analyser der kommunene er fordelt inn i fire like store grupper (kvartiler) ut fra kommunenes totale materialgjenvinningsgrad, utsorteringsgrad for våtorganisk avfall (data fra KOSTRA) og utsorteringsgrad for plast (data fra Grønt Punkt Norge). Analysene er gjennomført for å få frem eventuelle sammenhenger mellom høy grad av materialgjenvinning og kostnader ved å foreta en helhetlig vurdering av avfallssystemet i en kommune. En slik helhetlig vurdering er relevant med hensyn på kostnadseffektivitet i kommunene da innsamling/hentefrekvens av den enkelte avfallsfraksjonen vil henge sammen med hvordan resten av avfallet samles inn og behandles.

3 Avfallsmengder og kilder

3.1 Husholdninger

3.1.1 Våtorganisk avfall fra husholdninger

Det finnes ingen offentlig statistikk som viser total mengde våtorganisk avfall som oppstår i husholdningene i Norge. SSBs statistikk «Avfall frå Hushålda» (SSB 2015a), har statistikk for mengde utsortert våtorganisk avfall til ulike behandlingsformer per kommune, men mengde våtorganisk avfall fra husholdningene som blir behandlet sammen med restavfallet er ikke spesifisert.

I 2012 publiserte Mepex en rapport som omhandlet virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall (Mepex 2012), der mengden våtorganisk avfall fra husholdninger ble kartlagt og estimert til 470 tusen tonn (ekskl. hageavfall).

I studien «Kunnskap om matsvinn fra norske husholdninger» (Hanssen et al. 2013), ble mengde matavfall i kommuner uten kildesortering av våtorganisk avfall estimert til 72 kg per innbygger per år, basert på sammenstilling av plukkanalyser og SSBs statistikk over husholdningsavfall (SSB 2015a). Mengde matavfall i kommuner med kildesortering av våtorganisk avfall ble beregnet til 81,2 kg per innbygger og år (hvorav 44,9 kg/år blir kildesortert, mens 36,3 kg matavfall havner i restavfallet). Ved å vekte gjennomsnittlig mengde våtorganisk avfall ut fra andelen av befolkningen som bor i kommuner med kildesortering av våtorganisk avfall (68 %, jfr. SSBs statistikk), ble et gjennomsnitt for total mengde våtorganisk avfall som oppstår i husholdninger i Norge beregnet til 78,2 kilo per innbygger (i 2011). Omfanget av hjemmekompostering ble estimert til ca. 0,5 kg per husholdning totalt, slik at samlet mengde våtorganisk avfall som oppstår i husholdninger er 78,8 kg per innbygger (Hanssen et al.,op.cit).

Ovennevnte estimat for genererte avfallsmengder er benyttet som grunnlag for beregning av total mengde matavfall som oppstår i norske husholdninger i denne studien. Utover det er andel av befolkningen som har tilgang på et system for innsamling av våtorganisk avfall oppdatert til 69 % (SSB 2015a). Med bakgrunn i dette er total mengde våtorganisk avfall som oppstår i husholdningene i Norge (2014), beregnet til ca 400 tusen tonn, hvorav 182 tusen tonn (45 %) ble utsortert til ulike typer biologisk behandling. Årsaken til at denne studien kommer frem til et lavere estimat (70 tusen tonn) enn det som ble gjort i Mepex (2012) er at det er brukt ulike beregningsmetoder. Denne studien er basert på data fra Hanssen et al. (2013), som representerer et nyere datagrunnlag, hovedsakelig basert på data fra plukkanalyser fra et femti-talls kommuner.

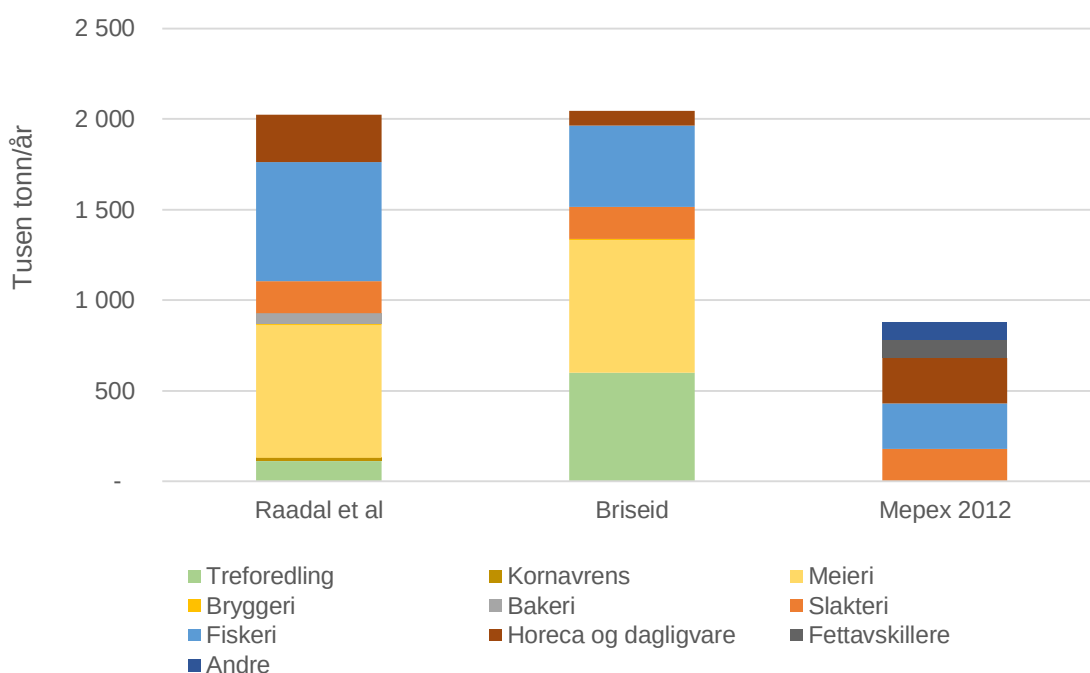
3.1.2 Plastemballasje fra husholdninger

I følge Grønt Punkt Norge (2015), var total mengde plastemballasje generert hos husholdninger i 2014 i Norge 92,5 tusen tonn, noe som tilsvarer 18,1 kg plastemballasje per innbygger (SSB 2015a). Av denne mengden ble det utsortert 28 540 tonn (30 %), hvorav 23,5 tusen tonn (25,6 %) ble sendt til materialgjenvinning etter sortering på sorteringsanlegg.

3.2 Næring

3.2.1 Våtorganisk avfall fra næring

Dette kapittelet presenterer resultatene for kartlegging av våtorganisk avfall og uutnyttede restråstoffer og matsvinn for de ulike næringssektorene. Det finnes ingen offisiell statistikk for total mengde våtorganisk avfall som oppstår i de ulike næringssektorene i Norge, men det er gjennomført en rekke studier der man har forsøkt å sammenstille data fra ulike sektorer for å fremskaffe oversikt over våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn fra næring. I Mepex' rapport om virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall (Mepex 2012), ble ressursgrunnlaget fra næring estimert til totalt 880 tusen tonn per år. Raadal, Schakenda og Morken (2008) kartla det norske biogasspotensialet, og beregnet at omtrent 2 mill. tonn restråstoffer og våtorganisk avfall årlig var tilgjengelig for biogassproduksjon. Også Briseid (2008) beregnet tilgjengelige ressurser for biogass, og anslo at ressurspotensialet bestod av omtrent 2 mill. tonn restråstoffer, slam og våtorganisk avfall per år. Figur 3-1 viser ressurspotensialet beregnet i de overnevnte studiene fordelt på næringstype.



Figur 3-1 Beregnet ressurspotensial i 1000 tonn fordelt på næringstype og studie (Raadal et al, 2008; Briseid, 2008; Mepex, 2012)

Raadal et al. (2008) og Briseid (2008) antok at 100 % av ressurspotensialet var tilgjengelig for biogassproduksjon, mens Mepex (2012) vurderte restråstoffer fra meierisektoren som inngikk i fôrproduksjon og restråstoffer fra fiskerisektoren som ble videreforedlet til fôr eller helsekost som utilgjengelig. Dermed ble ressursestimatet for Mepex (2012) betydelig lavere sammenliknet med biogass-studiene.

Denne studien har kartlagt både totale ressursgrunnlag og utnyttede mengder kartlagt. Utnyttede mengder er også forsøkt kartlagt for de ulike former for utnyttelse: videreforedling til mat-, fôr-/

gjødselproduksjon, lær, kosttilskudd, ben- og fiskemel, samt utnyttelse til biogass. Ressursene som ikke inngår i ovennevnte behandling, antas hovedsakelig å gå til energigjenvinning, og danner således potensialet for økt utnyttelse og ressursgrunnlaget for denne studien.

Basert på data fra ForMat-prosjektet (ForMat 2015), ovennevnte kartleggingsstudier, samt innsamlet data i forbindelse med dette prosjektet, er ressurspotensialet for våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn kartlagt. Det er knyttet usikkerhet til datagrunnlaget i større eller mindre grad, og det finnes ulike metoder for å estimere mengdene.

Sammenstillingen for næring er basert på metodene og datagrunnlaget som Østfoldforskning har vurdert som best egnet for denne studien.

Følgende næringssektorer er kartlagt med tilhørende NACE-koder:

- Dagligvarehandel (47.1)
- Serveringsbransjen (Overnattings- og serveringsindustrien) (55;56)
- Næringsmiddelindustri
 - Meieri (10.510)
 - Bakeri (10.710)
 - Gartneri og frukt- og grøntforedling (10.310;10.390)
 - Slakteri (10.130)
 - Ferdigmat-, snacks- og sjokoladeprodusenter (10.820;10.850)
- Fiskerier og havbruk (03)

Tabell 3-1 viser resultatene for ressurskartleggingen fordelt på de kartlagte næringene og type utnyttelse.

Tabell 3-1 Mengde våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn i 1000 tonn per år. Totalt og fordelt på type utnyttelse og næringssegment.

Type næring	Sum våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn	Utnyttet til mat	Utnyttet til fôr og gjødsel	Utnyttet biologisk behandling	Netto potensial for økt sortering og utnyttelse	Total andel som utnyttes	Kilde
Snacks- og ferdigmat	10		3	2	4	55 %	ForMat
Meierisektor	792	450	338		3	100 %	ForMat
Slakteri	176		155	6	16	91 %	Norsk Protein
Bakeri (inkl. returvarer fra dagligvare)	88		88			100 %	ForMat
Gartneri	27		11	9	6	76 %	Data fra næring
Fiskerier	514	60	232		222	57 %	Richardsen et al, 2015
Havbruk (inkl. fiskeslam)	887	24	278	35	551	38 %	Richardsen et al, 2015 og Ytrestøyl et al. 2013
Dagligvare*	70			39	31	56 %	ForMat
Serveringsbransjen	84			12	72	14 %	Pilotstudie i regi av Matvett
Andre tjenesteytende næringer	54			15	39	28 %	SSB
SUM næring	2 701	534	1 104	118	944	65 %	

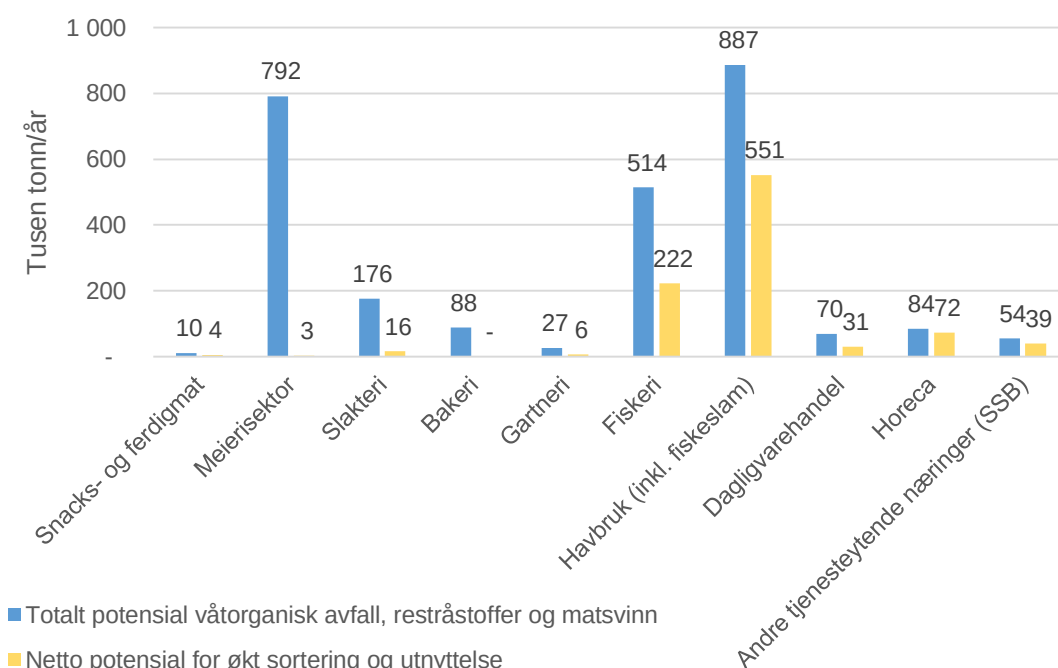
*Avfallsmengdene fra dagligvarehandelen inkluderer ikke bakervarer. Disse mengdene er registrert på bakerier fordi det ikke har vært mulig å skille produksjonssvinn og returvarer på bakeriledet.

Tabellen viser at det årlig oppstår over 2,7 millioner tonn våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn fra de ulike næringene. Av dette utnyttes 534 tusen tonn som råstoff eller ingredienser i mat og litt over 1,1 million tonn som fôr eller gjødsel (hovedsakelig kjøttbeinmjøl fra slakterier som videreføres til gjødsel). Det er hovedsakelig fiskeri-, havbruk- og meierisektoren som utnytter restråstoffene til mat, dette er først og fremst myse som omsettes til sukker- og proteinpulver, og fiskeoljer som benyttes til helsekostprodukter. Fra slakterier videreføres 88 % av restråstoffene til fôr og gjødsel, 3 % til biogass, bioolje eller biodiesel og ca. 9 % går til forbrenning. For bakerier går tilnærmet 100 % av returvarer/produksjonssvinn til fôr. Det er viktig å presisere at mengdene tilknyttet bakerier i Tabell 3-1 også inkluderer matsvinn i form av ferske bakervarer fra dagligvarebransjen. Disse mengdene er registrert på bakerier fordi det ikke har vært mulig å skille produksjonssvinn og returvarer på bakeriledet. For gartnerier og frukt- og grøntforedling utgjør andelen til fôr ca. 41 %. For dagligvarehandelen går omtrent 56 % av matavfallet til biogassproduksjon. Det sendes også

overskuddsmat til veldedige formål, ansatte o.l., men disse mengdene er ikke inkludert i det som kartlagt i denne studien.

Mengdene fra kategorien «Andre tjenesteytende næringer» er hentet fra SSBs statistikk «Avfall fra tjenesteytende næringer 2013» (SSB 2014). Statistikken viser utsortert våtorganisk avfall fra alle tjenesteytende næringer, og for å unngå dobbelttelling er utsorterte mengder fra dagligvarehandel og serveringsbransjen trukket ut av denne statistikken. Selve ressurspotensialet for denne sektoren er deretter beregnet ved å anta at utsorteringsnivået i sektoren er lik gjennomsnittlig utsortering hos husholdninger, dvs. ca. 50 %. Andel som forutsettes å bli sendt til biologisk behandling (56% av innsamlet mengde) bygger på SSBs statistikk «Avfallsregnskapet» og beregningen forutsetter at fordelingen av våtorganisk avfall til de ulike behandlingsformene er likt på tvers av sektorer. Totalt er det estimert at ca. 41 % av våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn utnyttes som fôr eller gjødsel, mens ca. 20 % utnyttes som mat til mennesker. Videre går ca. 4 % av innsamlet mengde i dag til biogassproduksjon, mens de resterende 35 % antas å gå til som f.eks. forbrenning, «dumping» (gjelder havbruk) og annen behandling, og det er uvisst hvor stor andel av dette som blir utsortert.

Figur 3-2 viser total mengde våtorganisk avfall, matsvinn og restråstoffer for de analyserte næringssektorene, sammenlignet med mengde som blir utnyttet til mat, fôr/gjødsel.

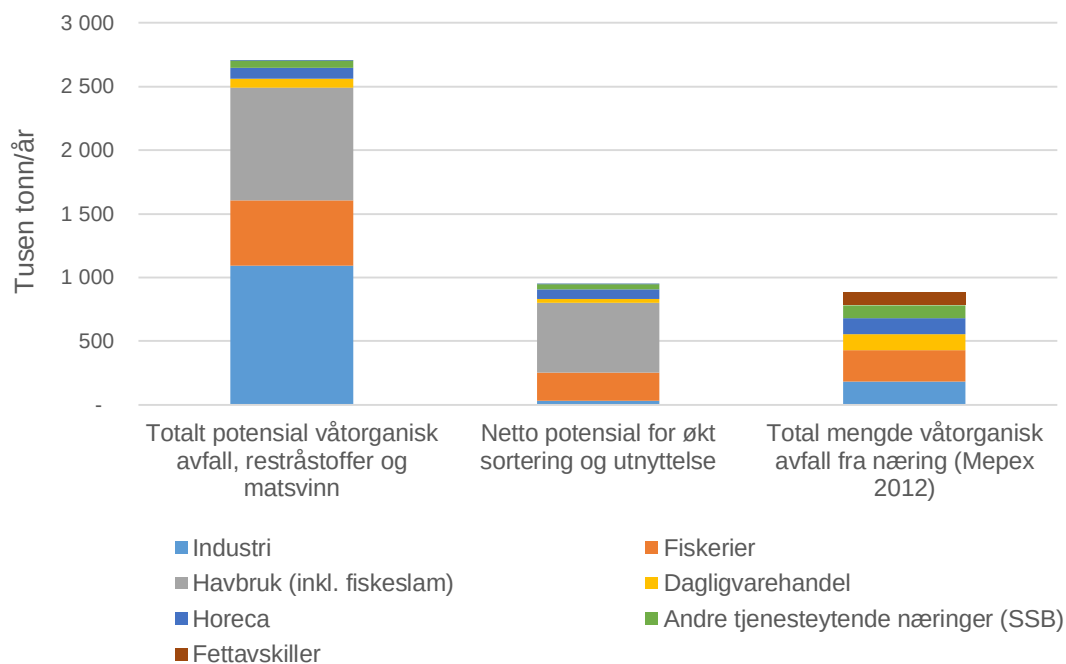


Figur 3-2 Totalt potensial våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn og netto potensial før økt sortering og utnyttelse

Figuren viser at meieri- og fiskeri- og havbrukssektoren har klart størst totalt potensial. Av det uutnyttede potensialet (oransje søyler) fra fiskerier, blir i dag omtrent 215 tusen tonn av det maritime restråstoffet fra fiskerier kaste på havet Richardsen et al. (2015) noe som er i tråd med dagens regelverk. Disse mengdene er likevel ansett som tilgjengelig, ettersom det fra og med 2016 skal bli lovpålagt å frakte denne type maritime restråstoffer til behandling på land.

For havbruk består hovedvekten av det uutnyttede potensialet fiskeslam (uutnyttet fiskefôr og gjødsel), som per dags dato ikke er økonomisk lønnsomt eller teknisk mulig å utnytte. Ellers blir ressursene fra næring i stor grad utnyttet, og utnyttelsesgraden er særlig god i industrien. Som vist i Figur 3-2, utgjøres det største potensialet for økt utnyttelse av i fiskerisektoren, havbruk, dagligvarehandelen, serveringsbransjen (Horeca) andre tjenesteytende næringer.

Figur 3-3 viser totalt potensial og netto potensial våtorganisk avfall restråstoffer og matsvinn som er kartlagt i denne studien, fordelt på de ulike næringssektorene. I tillegg vises tilsvarende kartlegging fra Mepex (2012) som sammenligningsgrunnlag.



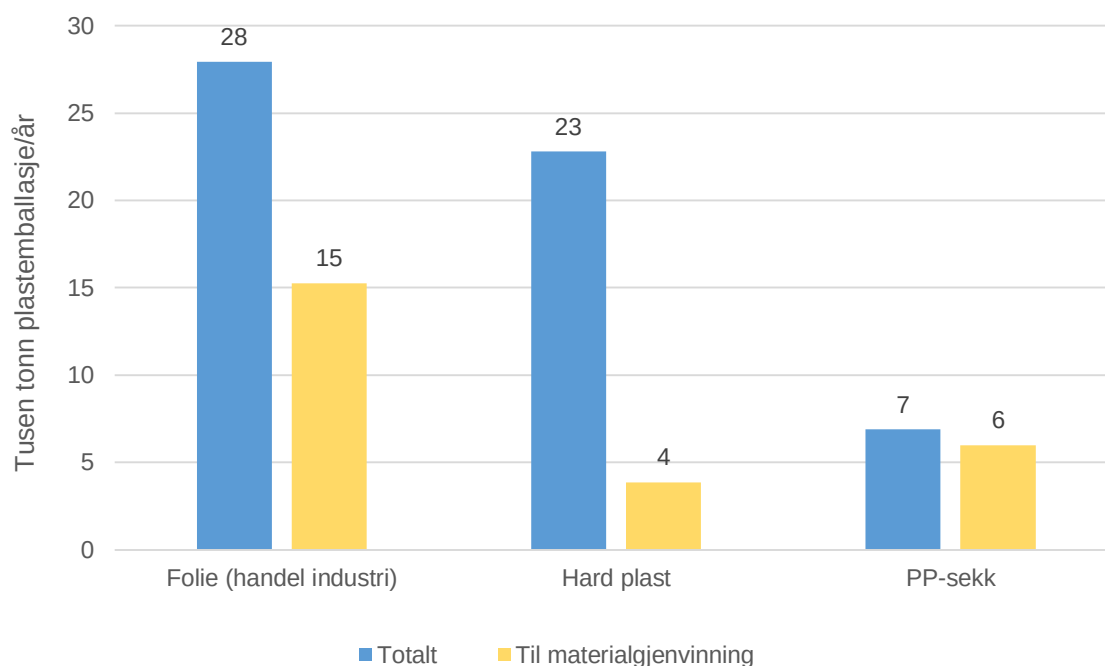
Figur 3-3 Totalt og netto potensial av våtorganisk avfall, restråstoffer og matsvinn kartlagt i denne studien i 1000 tonn, fordelt på de ulike næringssektorene, sammenlignet med Mepex (2012).

Figuren viser at totalt ressurspotensial i denne studien nesten er tre ganger større enn ressurspotensialet kartlagt i Mepex (2012). Differansen skyldes i hovedsak ulike systemgrenser for fiskerier, havbruk og industri. Dette henger sammen med at restråstoffer fra meierier (myse), restråstoffer som går til fôrproduksjon fra fiskerier og havbruk, samt slam fra havbruk ikke er inkludert i beregningene for ressursgrunnlaget i Mepex (2012). Ser man derimot på netto potensial kartlagt, så er tonnasjen relativt lik den kartlagte mengden fra Mepex (2012). Men mengdene fra industri, dagligvare, Horeca, og annen tjenesteytende næring er alle vesentlig lavere i denne studien enn i Mepex (2012), noe som skyldes ny beregningsmetodikk, hovedsakelig basert på ForMat-studien. I tillegg er havbruk inkludert i denne studien, mens fettavskiller er inkludert i Mepex (2012).

3.2.2 Plast fra næring

I følge Grønt Punkt Norge (2015), ble totalt 67 tusen tonn plastemballasje generert hos næringer i 2014. Av denne mengden ble 40,8 tusen tonn (60,9 %) samlet inn og sendt til materialgjenvinning.

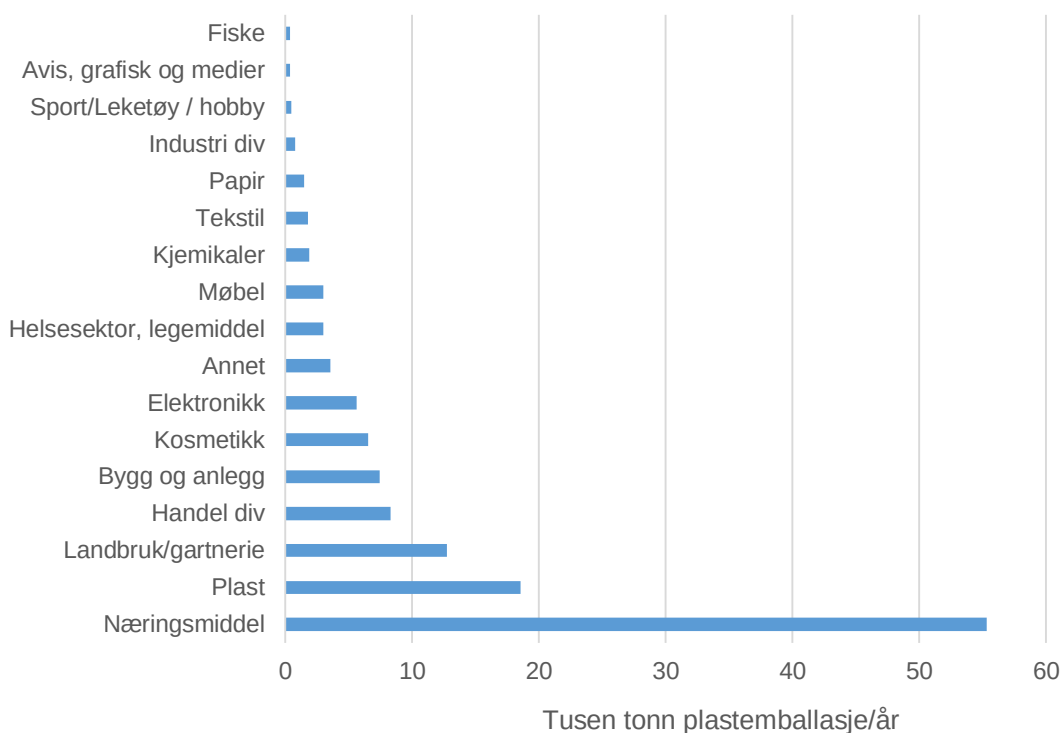
Figur 3-4 viser total tonnasje plastemballasje som oppstår fra næringer i Norge, sammenstilt med tonnasje til materialgjenvinning (Rødsvik 2015a).



Figur 3-4 Plastemballasje fra næring i 1000 tonn – totale mengder og mengder til materialgjenvinning [2014].

Figuren viser at en stor andel folie (ca. 12 tusen tonn) og hard plast (ca. 19 tusen tonn) i dag ikke går til materialgjenvinning, mens tilnærmet all PP blir materialgjenvunnet. Utover ovennevnte plasttyper inngår også landbruksplast i kategorien plast fra næringer, og av denne mengden (ca. 11,6 tusen tonn) blir 100 % materialgjenvunnet.

Figur 3-5 viser total mengde plastemballasje som benyttes i de ulike sektorene i Norge (Grønt Punkt Norge 2015). Det presiseres at figuren under viser total mengde plastemballasje innrapportert til Grønt Punkt Norge, ca. 130 tusen tonn. Det betyr at summen under representerer plastemballasje som settes på markedet i de ulike næringer, men som ender som brukt plastemballasje både hos husholdninger og næringer.



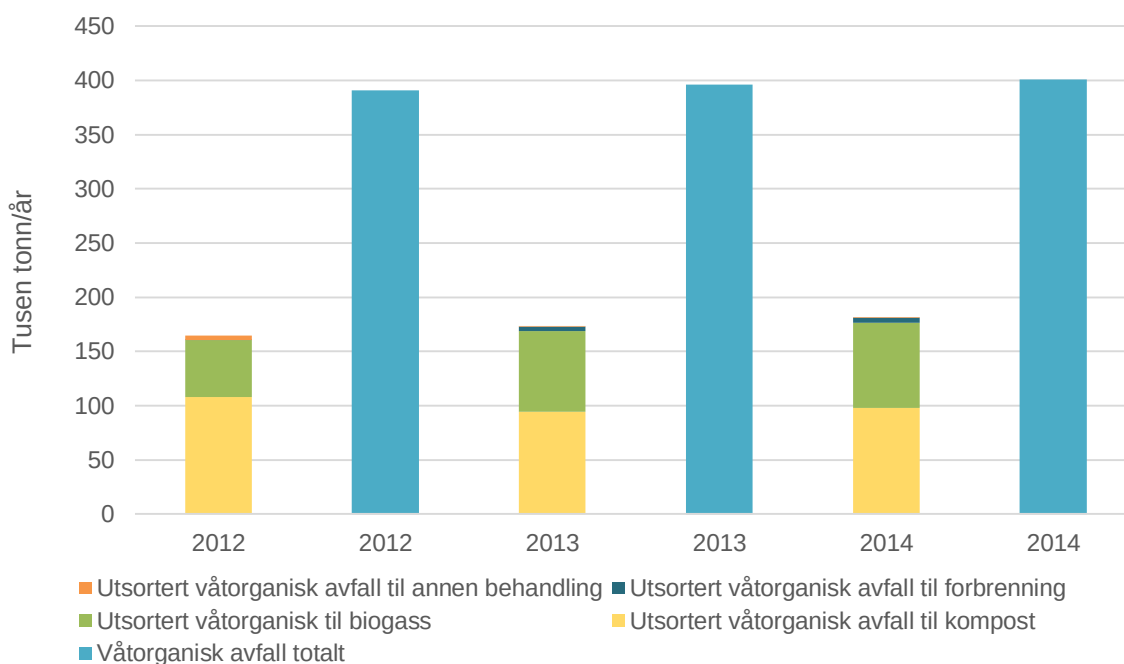
Figur 3-5 Total mengde plastemballasje i 1000 tonn innrapportert til Grønt Punkt Norge 2014, fordelt på ulike næringer.

Fra figuren sees at næringsmiddelindustrien er klart størst med et forbruk på ca. 55 tusen tonn plastemballasje. Det er viktig å presisere at total mengde plastemballasje innrapportert til Grønt Punkt Norge er ca. 130 tusen tonn, mens det antas at total mengde plastemballasje tilført det norske markedet er ca. 175 tusen tonn (Grønt Punkt Norge 2015). Differansen på ca. 45 tusen tonn representerer bedrifter som ikke rapporterer og betaler vederlag til Grønt Punkt Norge og dermed ikke registreres i statistikken.

4 Status og potensial for kildesortering av våtorganisk avfall og plastemballasje i husholdninger

4.1 Våtorganisk avfall fra husholdninger

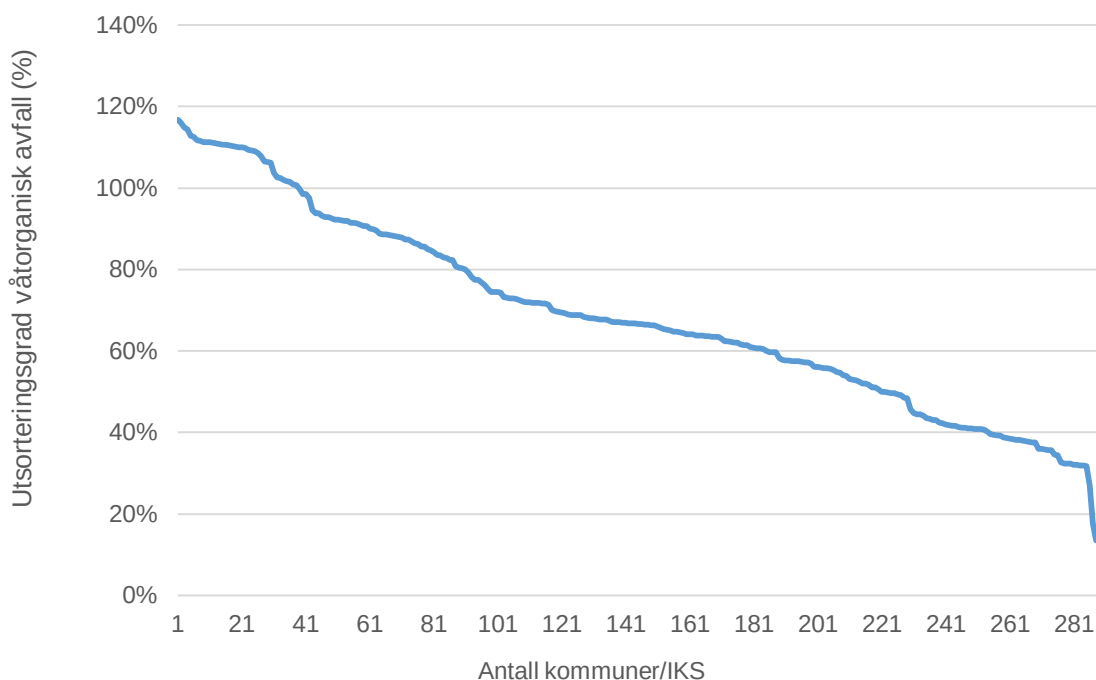
Total mengde generert og total mengde utsortert våtorganisk avfall fra husholdninger i Norge er sammenstilt for 2012-2014, se Figur 4-1. Resultatene er basert på data fra Hanssen et al. (2013) for mengde våtorganisk avfall generert fra husholdninger (78,8 kg våtorganisk avfall per innbygger, se kapittel 3.1.1) og data fra avfallsregnskapet 2014 (SSB 2015a) for utsortert mengde våtorganisk avfall fra husholdninger.



Figur 4-1 Total mengde generert og total mengde utsortert våtorganisk avfall i 1000 tonn fra husholdninger i Norge 2012-2014.

Figuren viser at både generert og utsortert mengde våtorganisk avfall øker noe for hvert år, og at utsortert mengde avfall utgjør ca. 45 % av total generert mengde. Basert på SSBs statistikk (SSB 2015a), hadde 69 % av Norges befolkning tilgang på systemer for kildesortering av våtorganisk avfall i 2014. Videre sees at kompostering og biogass utgjør de viktigste behandlingsformene for våtorganisk avfall med henholdsvis 53 % og 43 % av total mengde behandlet.

Med bakgrunn i total generert mengde på 81,2 kg våtorganisk avfall per innbygger (Hanssen et al., 2013) og KOSTRA-statistikk for utsortert mengde våtorganisk avfall per kommune (2014), er utsorteringsgrad for våtorganisk avfall i alle kommuner med kildesortering av husholdningsavfall beregnet og presentert i Figur 4-2.



Figur 4-2 Sammenstilling av sorteringsgrad for våtorganisk avfall i kommuner med kildesorteringssystem (basert på data fra SSB 2014 og Hanssen et al., 2013).

Fra figuren sees at sorteringsgraden av våtorganisk avfall varierer i stor grad mellom kommunene som har kildesortering av våtorganisk avfall, fra ca. 13 til 116 %. Gjennomsnittlig sorteringsgrad er 69 %. Den største feilkilden ved denne fremstillingen er sannsynligvis beregningsgrunnlaget for nevneren i brøken for sorteringsgrad, altså gjennomsnittlig mengde generert våtorganisk avfall per innbygger (81,2 kg, (Hanssen et al. 2013)), som i praksis vil variere både mellom innbyggere og mellom kommuner. Det er også feilkilder tilknyttet de innrapporterte dataene til KOSTRA (SSB), for eksempel ved at våtorganisk avfall også inneholder hageavfall, samt at våtorganisk avfall fra næring kan ha blitt innrapportert som husholdningsavfall og motsatt. I tillegg påvirkes resultatene av kvaliteten på data for antall innbyggere per kommune, om det er mange hytteabonnenter inkludert i avfallsregnskapet, osv. Ulike kombinasjoner av ovennevnte feilkilder er sannsynligvis årsaken til at sorteringsgraden for et 30-talls kommuner beregnet til over 100 % mens den for et fåtall kommuner er under 20 %.

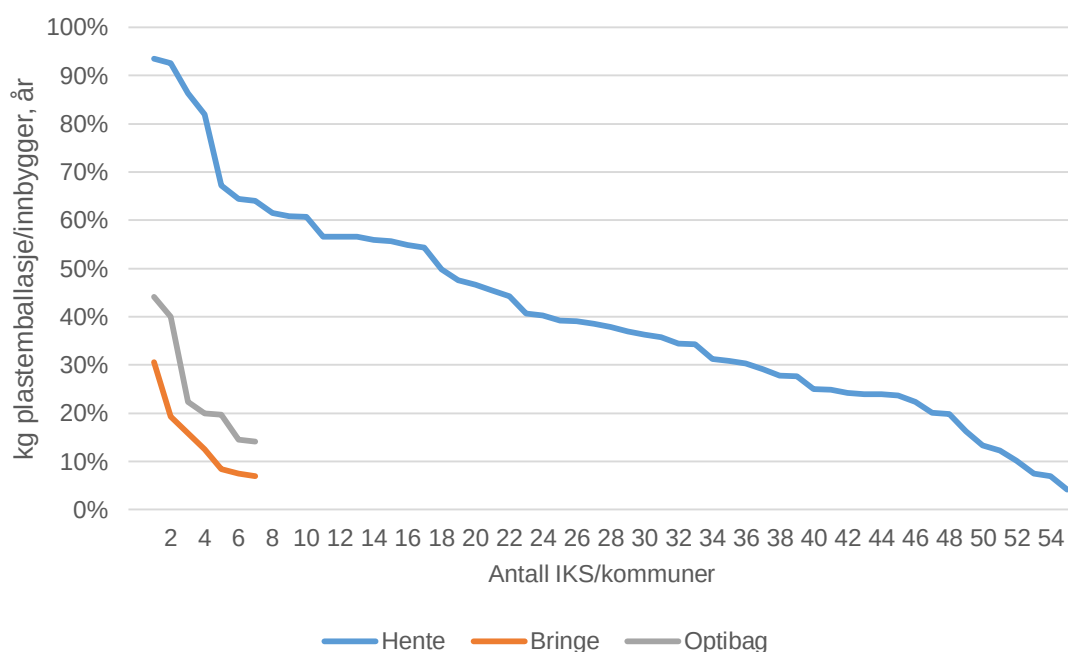
Gjennomsnittlig utsorteringsgrad i Figur 4-2 er 69 %, noe som betyr at drøyt 30 % av det våtorganiske avfallet som oppstår i kommuner med kildesorteringssystem likevel havner sammen med restavfallet. Det viser at det er et stort potensial for økt utsortering og innsamling av våtorganisk avfall gjennom økt oppslutningen rundt dagens kildesorteringssystemer. I tillegg er det viktig å innføre kildesorteringssystem for våtorganisk avfall i kommunene som ikke har det i dag.

4.2 Plast fra husholdninger

Som beskrevet i kapittel 3.1.2, ble det i 2014 generert omlag 93 tusen tonn plastemballasjeplast, hvorav ca. 30 % (28,5 tusen) tonn ble utsortert, mens ca. 26 % (23,5 tusen tonn) ble sendt til materialgjenvinning etter sortering på sorteringsanlegg.

I henhold til data fra Grønt Punkt Norge med noen korrigeringer fra KOSTRA, har ca. 90 % av Norges befolkning tilbud om kommunal kildesortering av plastemballasje (data for 2014). Av disse har 66 % et system med henteordning med gjennomiktig sekk (evt. dunk), 12 % har bringeordning og må levere avfallet på innsamlingspunkter eller gjenvinningsstasjon, 18 % Optibag-system og 3,5% henteordning der plastavfall inngår i blandet restavfall med sentralsortering (ROAFs anlegg på Jessheim). Valg av kildesorteringsløsning er opp til hver enkelt kommune, noe som medfører at løsningene varierer mellom de ulike kommuner og regioner.

Figur 4-3 presenterer mengde innsamlingsgrad for plastemballasje for 2014, med basis i data fra Grønt Punkt Norge (Rødvik 2015b) for innbyggere i kommuner/IKS med henholdsvis henteordning (55 kommuner/IKS), bringeordning (7 kommuner/IKS) og Optibag-ordning (7 kommuner/IKS).



Figur 4-3 Innsamlet mengde plastemballasje per innbygger og år i kommuner med hente-, bringe- og Optibag-ordning.

Fra figuren sees at henteordningen representerer det klart dominerende innsamlingssystemet for plast, og tilnærmet alle systemene bruker gjennomiktig sekk som innsamlingssystem.

Tabell 4-1 oppsummerer dataene i figurene over ved å presentere verdier for gjennomsnittlig, maksimum og minimum innsamlet mengde plastemballasje i de ulike innsamlingssystemene. I tillegg er oppdaterte data for sentralsorteringsanlegget til ROAF presentert.

Tabell 4-1 Verdier for gjennomsnittlig, maksimum og minimum innsamlet mengde plastemballasje (kg/innbygger og %) for de ulike innsamlingssystemene (Grønt Punkt Norge, 2015)

	Gjennomsnitt	Maks	Min
Henteordning	7,5 (41 %)	16,9 (93 %)	0,8 (4 %)
Bringeordning	3,4 (20 %)	5,5 (30 %)	1,3 (7 %)
Optibag	3,2 (18 %)	8,0 (44 %)	2,6 (14 %)
Sentralsortering*	11,0 (61 %)		

* Ekstrapolerte data for ROAF 2015 basert på innsamlet mengde i 3. kvartal (Brevik 2015).

Tabellen viser at henteordning gir størst gjennomsnittlig innsamlingsgrad med 7,5 kg plastemballasje per innbygger. Det er verdt å merke seg at innsamlingsgraden varierer i svært stor grad med denne type system; fra minimum 0,8 til maksimum 16,9 kg plastemballasje per innbygger. Bringeordning og Optibag-system gir tilnærmet samme gjennomsnittlige innsamlingsgrad med henholdsvis 3,4 og 3,2 kg plastemballasje per innbygger. Her er variasjonene mellom maksimum og minimum registrerte innsamlingsgrad mindre enn for hentesystemet.

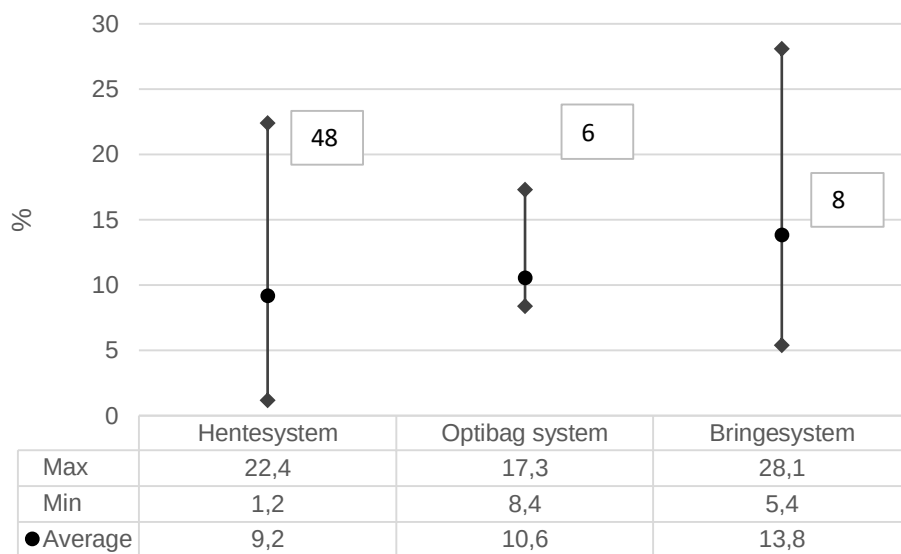
Fra kapittel 3.1.1 sees at gjennomsnittlig mengde plastemballasje er ca. 18 kg per innbygger, noe som viser at det er et stort potensial for å samle inn mer plast i regioner som allerede har etablerte systemer for kildesortering av plastemballasje. Dette er i tråd med analyser fra Danmark, Norge og Sverige som viser at mellom 9 og 20 kg plastemballasje per person og år ender opp i restavfallet, til tross for at det er innført kildesortering i kommunene (Fråne et al. 2015).

Som beskrevet innledningsvis i dette kapittelet, blir 31 % av plastemballasjen fra husholdninger utsortert, mens 26 % blir sendt videre til materialgjenvinning. Differansen mellom det som samles inn fra husholdninger og det som sendes videre til materialgjenvinning, er et resultat av kvaliteten på deler av det innsamlede materialet, som bla. Avhenger av følgende forhold:

- Innblanding av uønsket innhold i plastemballasjen (fukt, ikke-plast, smuss, etc)
- Teknologien i sorteringsanleggene og utfordringene knyttet til utsortering av svart plast
- At mange typer laminatplast ikke lar seg materialgjenvinne med dagens teknologi.

Forurensninger og plast som ikke lar seg gjenvinne blir sortert ut på sorteringsanleggene, og platen blir sendt til energigjenvinning («energiplast»).

Når det gjelder kvalitet på innsamlet materiale (grad av uønsket materiale i innsamlet plastemballasje), gjennomfører GPN årlige stikkprøver i plast fra husholdninger for å verifisere graden av forurensning. Testprøvene representerer typisk innsamlet plastemballasje på mellom 350 og 1000 kg. Oppdaterte data for forurensningsgrad i de ulike innsamlingssystemene for 2012 og 2013 (Grønt Punkt Norge, 2014b) er vist i [Figur 4-4](#).



Figur 4-4 Gjennomsnitt, maksimum og minimum av innhold av forurensninger plastemballasje innsamlet med ulike innsamlingssystem i 2012 og 2013 (Grønt Punkt Norge (2014) i Fråne et al. (2015)).

Figuren viser at de ulike systemene har følgende gjennomsnittlige grad av forurensning:

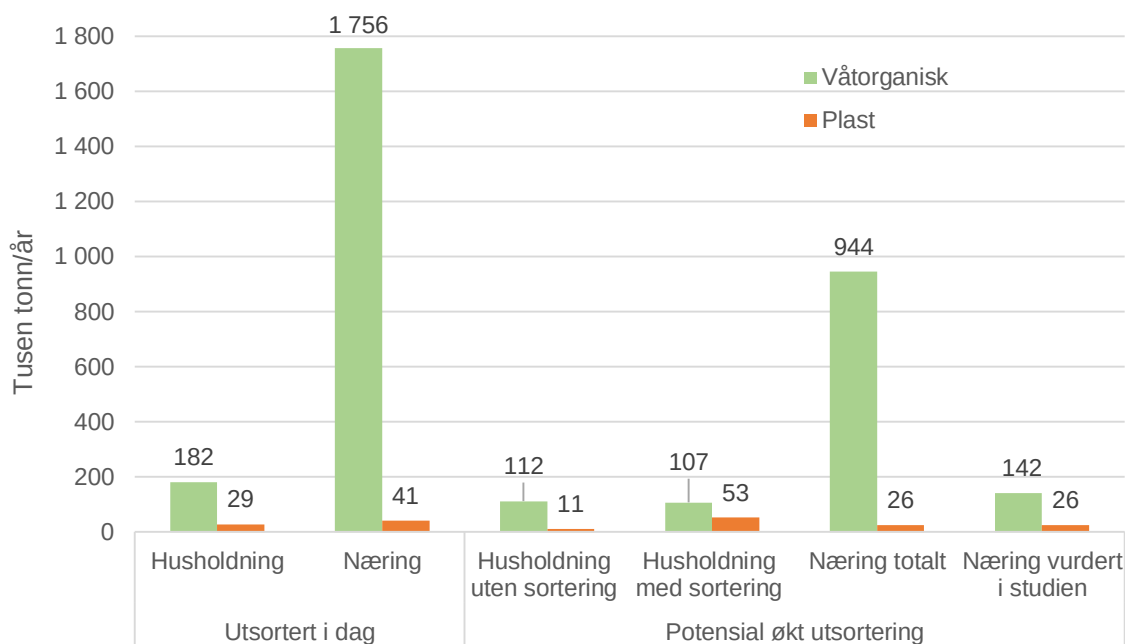
- Hentesystem: 9,2 % (48 prøver)
- Bringesystem: 13,8 % (6 prøver)
- Optibag: 10,6 % (8 prøver)

Figuren viser at minimum- og maksimumsverdiene av innhold av forurensning i de ulike innsamlingssystemene varierer i stor grad: fra 1,2 % til 22,4 % for hentesystemer, fra 8,4 % til 17,3 % for Optibag og fra 5,4 % til 28,1 % for bringe systemer.

Når man tar hensyn til innhold av forurensninger i systemene for kildesortert plast, vil en sorteringsgrad på 15,3 kg plastemballasje/innbygger ved et sentralsorteringsanlegg tilsvare 16,9 kg plastemballasje/innbygger ved tradisjonell kildesortering (forutsatt gjennomsnittlig forurensningsgrad på 9,2 %, jfr. Figur 4-4 over). Hvis et sentralsorteringsanlegg skal sortere like mye som et gjennomsnittlig et hentesystem (7,5 kg plastemballasje/innbyggere), må det sortere ut minimum 6,8 kg/innbygger. Foreløpige data fra ROAF (Brevik 2015) viser at dersom man ekstrapolerer innsamlingen for de 9 første månedene i 2015, vil årlig innsamlingsgrad per innbygger bli ca. 11 kg plastemballasje. Det er forutsatt at anlegget på sikt skal sortere ut nærmere 15 kg plastemballasje per innbygger (Brevik 2015). Det er viktig å presisere at sentralsortering av plast forutsetter kildesortering av store deler av husholdningsavfallet, spesielt matavfall, papp/papir, glass, EE-avfall og farlig avfall.

4.3 Potensialer for økt utsortering fra husholdning og næring

Figur 4-5 oppsummerer status for total mengde våtorganisk avfall/restråstoffer og plastemballasje som p.t. blir utsortert og utnyttet, fordelt på hvor avfallsressursene oppstår (husholdning og næring). I tillegg vises potensial for økt utsortering av de samme avfallsressursene og tilhørende kilder. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til om kommunen p.t. har eller ikke har et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 4-5 Potensialer for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje i 1000 tonn, sammenlignet med mengde som p.t. blir utsortert og utnyttet.

For våtorganisk avfall blir 45 % og 65 % av total mengde generert våtorganisk avfall fra henholdsvis husholdninger og næring utsortert, mens tilsvarende tall for plastemballasje er 26 % og 61 %. Figuren over viser at potensialet for økt utsortering av våtorganisk avfall er beregnet til 218 tusen tonn og 944 tusen tonn for henholdsvis husholdninger og næring, mens tilsvarende tall for plastemballasje er 64 tusen tonn og 26 tusen tonn.

Til tross for at 65 % av våtorganisk avfall/restråstoffer fra næring blir utnyttet i dag, er restpotensialet på nesten 1 mill tonn, som ytterligere kan sorteres ut. Som beskrevet i kapittel 3.2.1, utgjøres størstedelen av restpotensialet (82 %) av fiskeri- og havbruksnæringen. Potensialet fra fiskerier er i hovedsak maritime restråstoffet som p.t. dumpes i havet (Richardsen et al., 2015). Dette er i tråd med dagens regelverk, men fra 2016 blir det lovpålagt å frakte denne type maritime restråstoffer til behandling på land. Hovedvekten av det potensialet for økt utsortering fra havbruk består av fiskeslam som per dags dato ikke er økonomisk lønnsomt eller teknisk mulig å utnytte. Med bakgrunn i at det i 2016 iverksettes tiltak for utnyttelse av maritime restråstoffet (lovpålegg om å behandle på land), pågående forskningsaktiviteter for utnyttelse av fiskeslam, har prosjektet ikke vurdert

mulighetene for økt utnyttelse av potensialet fra fiskerier og havbruk. Potensialet for økt utnyttelse fra næring er derfor begrenset til å omfatte næringene dagligvarehandel, serveringsbransjen (Horeca), samt annen tjenesteytende næringer og utgjør 141,5 tusen tonn og er vist separat i Figur 4-5 (Næring vurdert i denne studien).

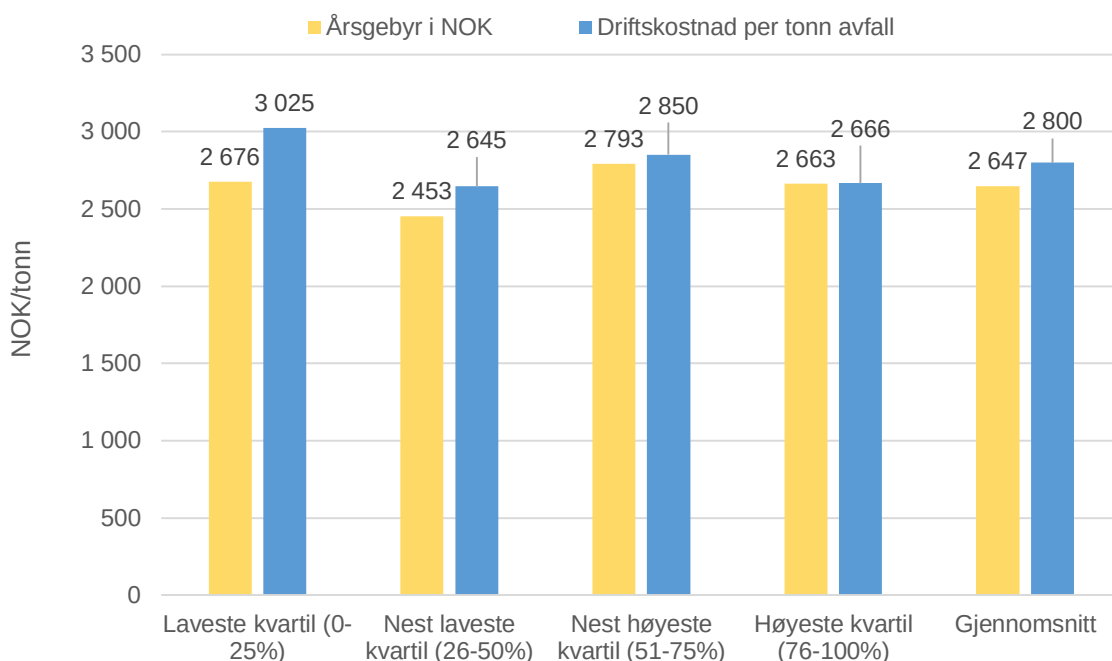
Omtrent 70 % av innbyggerne i Norge bor i kommuner som har innført kildesortering for våtorganisk avfall. Likevel er samlet potensial for økt utsortering fra disse kommuner tilnærmet det samme som samlet potensial fra kommuner som ikke har innført kildesortering. For plastemballasje, derimot, er potensialet for økt utsortering fra kommuner som har innført utsortering nesten 5 ganger større enn potensialet fra kommuner som ikke har innført utsortering. Årsaken til dette er at kun 10 % av Norges befolkning ikke har innført utsortering av plastemballasje, i tillegg til at utsorteringsgraden for de 90 % av innbyggerne som bor i kommuner som har innført utsortering er svært varierende og i gjennomsnitt relativt lav. Dette viser at det er vel så viktig å vurdere virkemidler som gir økt oppslutning om dagens utsorteringssystemer, som det er å vurdere virkemidler for innføring av systemer i «nye» kommuner.

5 Økonomisk analyse av avfallskostnader i norske kommuner

Kommunene skal ta hånd om store mengder avfall fra husholdningene, spredt på mange fraksjoner og med flere ulike innsamlingsløsninger (hente- og bringeordninger, gjenvinningsstasjoner og innsamlingspunkter). I dette prosjektet er hovedfokus på våtorganisk avfall og plastavfall, men det er viktig å se disse fraksjonene i en helhetlig sammenheng med andre fraksjoner som også skal tas hånd om lokalt. Ved å se på innsamlingsløsninger, hentefrekvenser, dunkstørrelser, ruteplanlegging og valg av biltyper for innsamling (en-kammer/to-kammer, komprimering etc) er det rom for å finne løsninger som samlet sett gir stor variasjon i kostnader (se Bø, Flygansvær og Grønland 2012). Det er derfor ikke nødvendigvis slik at høy grad av materialgjenvinning i en kommune, der avfallsstrømmen blir samlet inn i mange ulike fraksjoner, fører til høyere driftskostnader og dermed årsgebyr sammenliknet med kommuner med lav innsamlingsgrad. Virkemidlene som skal analyseres og vurderes i denne rapporten for å øke innsamlingen av plast og våtorganisk avfall må derfor ikke nødvendigvis føre til økte kostnader i kommunene.

I dette kapittelet analyseres hvorvidt det finnes sammenheng mellom grad av materialgjenvinning i norske kommuner og kostnader knyttet til avfallshåndtering, basert på data for driftskostnad per år og årsgebyr fra SSBs KOSTRA-statistikk. Analysene er i hovedsak gjort ved å bruke statistiske analyser som fordeler kommunene i fire like store grupper (kvartiler) ut fra hvor langt kommunene er kommet i utsortering av avfall til materialgjenvinning. Fordelingen er gjort ut fra både samlet materialgjenvinningsgrad i hver kommune (data fra KOSTRA), ut fra utsorteringsgrad for våtorganisk avfall (data fra KOSTRA) og for plastemballasje (data fra Grønt Punkt Norge).

Figur 5-1 viser gjennomsnittlig driftskostnad og årsgebyr per tonn avfall for de fire gruppene av kommuner, fordelt ut fra samlet utsorteringsgrad av alle avfallstyper. Utvalget av kommuner her omfatter kun kommuner som har innført innsamlingsystemer for våtorganisk avfall og plast (i motsetning til Figur 5-4 som inneholder alle kommuner).



Figur 5-1 Årlige driftskostnader og årsgebyr i norske kommuner 2014 ut fra grad av materialgjenvinning (Primærdata fra SSB Databank KOSTRA-data 2014)

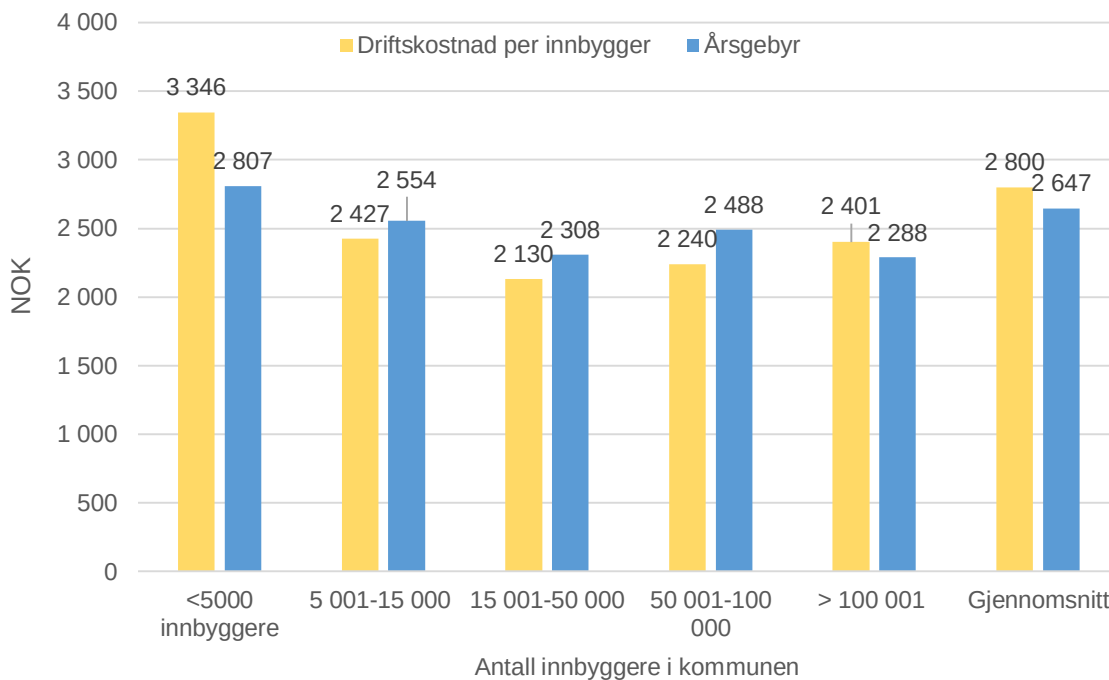
Resultatene viser at det ikke er noen signifikante sammenhenger mellom hverken årsgebyr eller driftskostnader per tonn avfall håndtert, og hvor høy utsorteringsgrad kommunen oppnår. Gjennomsnittlig driftskostnad for alle kommunene var 2 800 NOK, og kostnadene for kommunene med lav innsamlingsgrad var 3 025 NOK. Kommunene med høyest innsamlingsgrad og nest lavest innsamlingsgrad hadde begge ca. 2 650 NOK i driftskostnad per tonn. Det er ikke signifikante forskjeller mellom de fire gruppene i gjennomsnittlig driftskostnad per tonn basert på ANOVA-test ($p > 0,01$).

Årsgebyret viser heller ikke en klar sammenheng mellom innsamlingsgrad og størrelsen på årsgebyret, der gruppen med lavest innsamlingsgrad og høyest innsamlingsgrad hadde et gjennomsnittlig årsgebyr på ca. 2 670 NOK per år, litt over gjennomsnittet på 2 646 NOK. Gruppen med nest lavest innsamlingsgrad hadde klart lavest årsgebyr med 2 453 NOK per år, mens gruppen med nest høyest innsamlingsgrad hadde høyest gebyr med 2 793 NOK per år, eller nesten 350 NOK høyere gebyr (Figur 5-1). Forskjellene mellom gruppene er her statistisk signifikant med ANOVA-analyse ($p < 0,001$).

Ettersom det ikke er funnet noen sammenheng mellom kostnader og innsamlingsgrad, er det interessant å vurdere om det er andre faktorer enn innsamlingsgrad som kan forklare forskjeller i driftskostnader per tonn og årsgebyr i kommunene. Derfor er sammenheng mellom driftskostnader og årsgebyr ut fra kommunestørrelse og geografisk beliggenhet analysert.

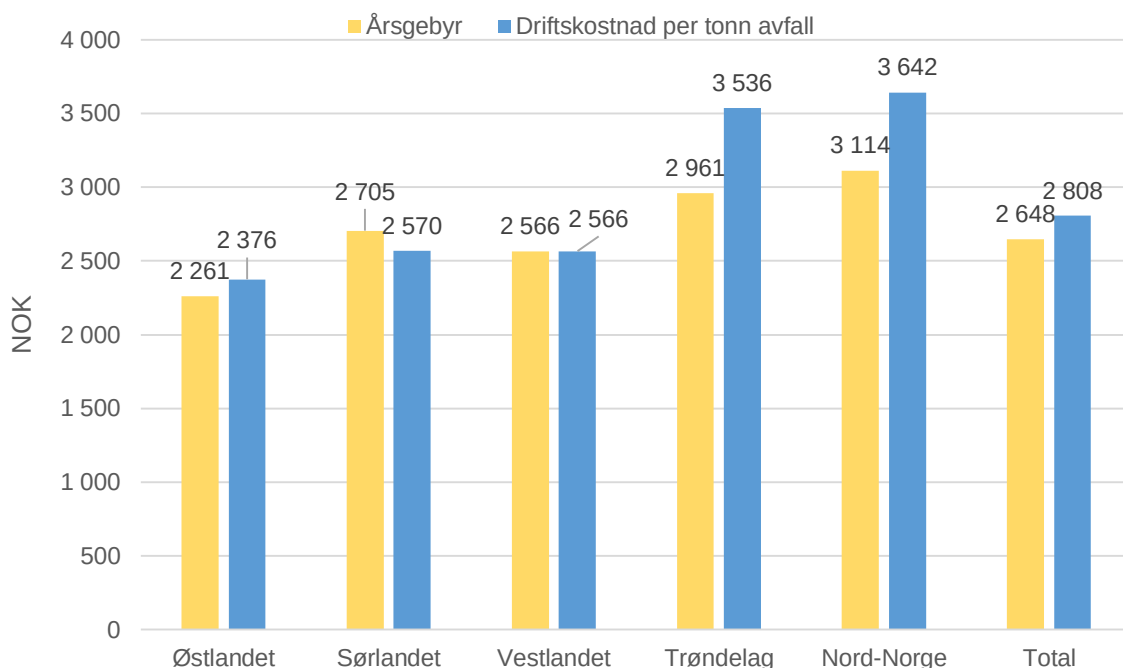
Figur 5-2 viser sammenheng mellom driftskostnader og årsgebyr per tonn avfall for kommuner med ulik størrelse ut fra innbyggerantall. Resultatene viser at de minste kommunene, med 5 000 eller færre innbyggere, har den klart høyeste driftskostnaden per tonn avfall og årsgebyr for abonnentene, mens gruppen av kommuner med 15 000 til 50 000 innbyggere har den klart laveste driftskostnaden

per tonn og også ligger lavt i årsgebyr. Når kommunestørrelsen vokser, øker også driftskostnadene per tonn igjen, men ligger fortsatt klart under gjennomsnittet for hele utvalget (aritmetisk gjennomsnitt). Årsgebyret for de største kommunene ligger imidlertid lavest av alle grupperingene, trolig som følge av stordriftsfordeler i administrasjon og drift. I begge tilfeller er det signifikante forskjeller mellom gruppene totalt sett (Anova-test; $p < 0,001$), noe som indikerer at kommunestørrelse har innflytelse på driftskostnader og årsgebyr.



Figur 5-2 Driftskostnader for avfallshåndtering i norske kommuner 2014 ut fra kommunestørrelse (Primærdata fra SSB Databank KOSTRA-data 2014)

Figur 5-3 viser tilsvarende sammenheng mellom hvilken region i Norge kommunene tilhører og størrelsen på driftskostnadene per tonn avfall håndtert. Her er det også et klart mønster med høye driftskostnader i Nord-Norge og Trøndelag (spesielt Nord-Trøndelag), mens regionene i Sør-Norge har relativt sett lavere driftskostnader. Dette indikerer at det økonomisk sett er mer kostbart å drifte innsamlingssystemene for avfall i Nord-Norge, noe som kan skyldes en kombinasjon av høye innsamlingskostnader, høye transportkostnader til behandlingsanlegg og høyere behandlingskostnader. Dette slår trolig minst ut for sortert plastavfall, siden GPN dekker kostnadene for kommunene for frakt fra Nord-Norge til oppsamlingsanlegg i Sør-Norge.



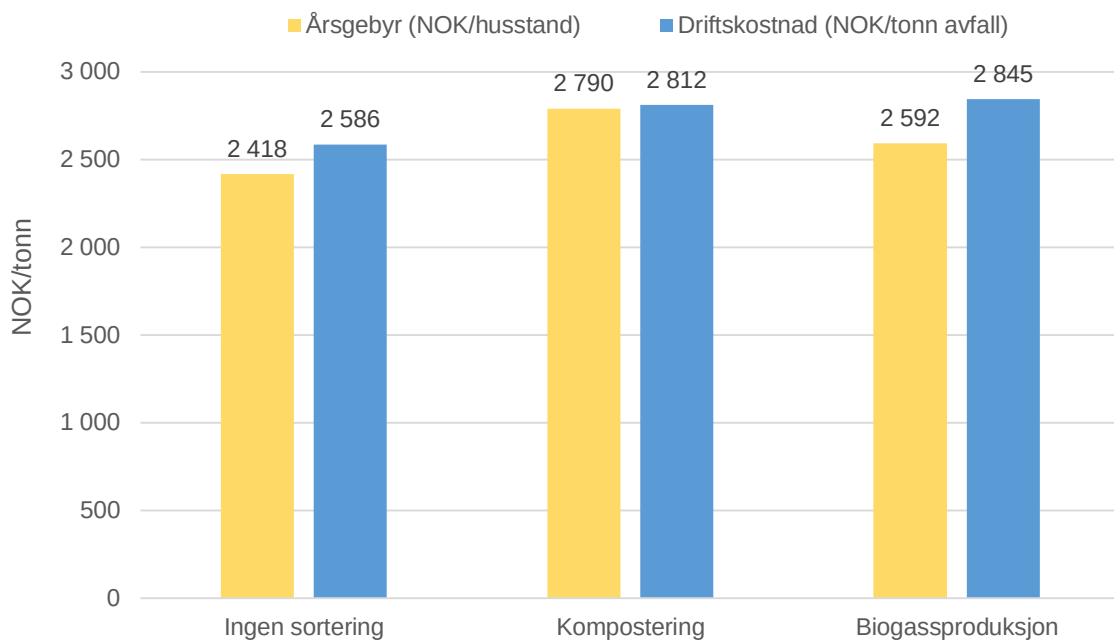
Figur 5-3 Driftskostnader for håndtering av avfall i norske kommuner ut fra ulike regional forankring

Figur 5-4 viser en sammenstilling av gjennomsnittlig årsgebyr og driftskostnader for tre ulike kommunekategorier:

- Kommuner uten kildesortering av våtorganisk avfall
- Kommuner med kildesortering av våtorganisk til kompostering
- Kommuner med kildesortering av våtorganisk til biogass

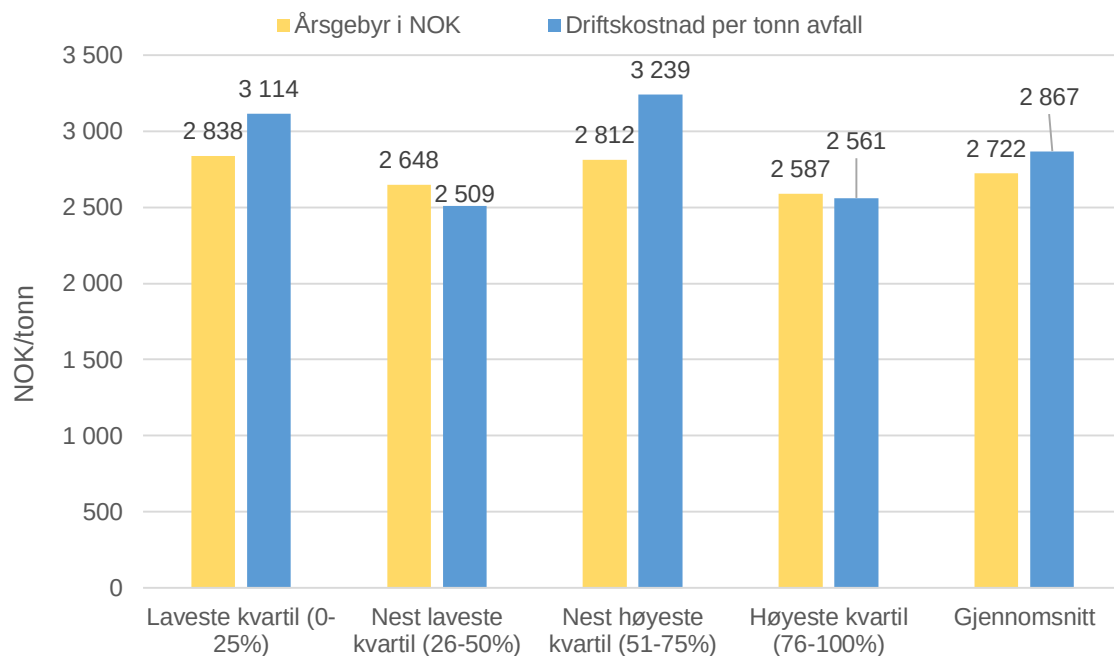
Resultatene viser at driftskostnadene per tonn avfall er lavest for kommunene som ikke har innført kildesortering og innsamling av våtorganisk avfall (2 586 kr per tonn), mens kostnadene for kommuner som leverer sortert avfall til kompost ligger ca. 225 NOK høyere (2 812 NOK per tonn). Høyest driftskostnad har kommuner som leverer avfallet til biogass, med 2 845 NOK per tonn.

Differansekostnadene for å ha et system for kildesortering av våtorganisk avfall ligger derfor på mellom 200 og 250 NOK per tonn avfall totalt håndtert, ut fra statistikken. Det er viktig å være klar over at denne analysen ser på hele avfallsstrømmen og ikke kun på våtorganisk avfall, og at forskjellene mellom kommunene derfor kan skyldes mange ulike faktorer, som kan virke i ulike retninger som vist over. Kommuner som sender våtorganisk avfall til kompostering er overrepresentert på Vestlandet og i Nord-Norge, mens de fleste kommuner som sender avfallet til biogassproduksjon ligger på Østlandet. Dette kan medvirke til at årsgebyret for «biogass-kommunene» ligger relativt sett lavt, selv om årlige driftskostnader er noe høyere enn kommuner med kompostbehandling.



Figur 5-4 Kostnader knyttet til ulik behandling av våtorganisk avfall i norske kommuner

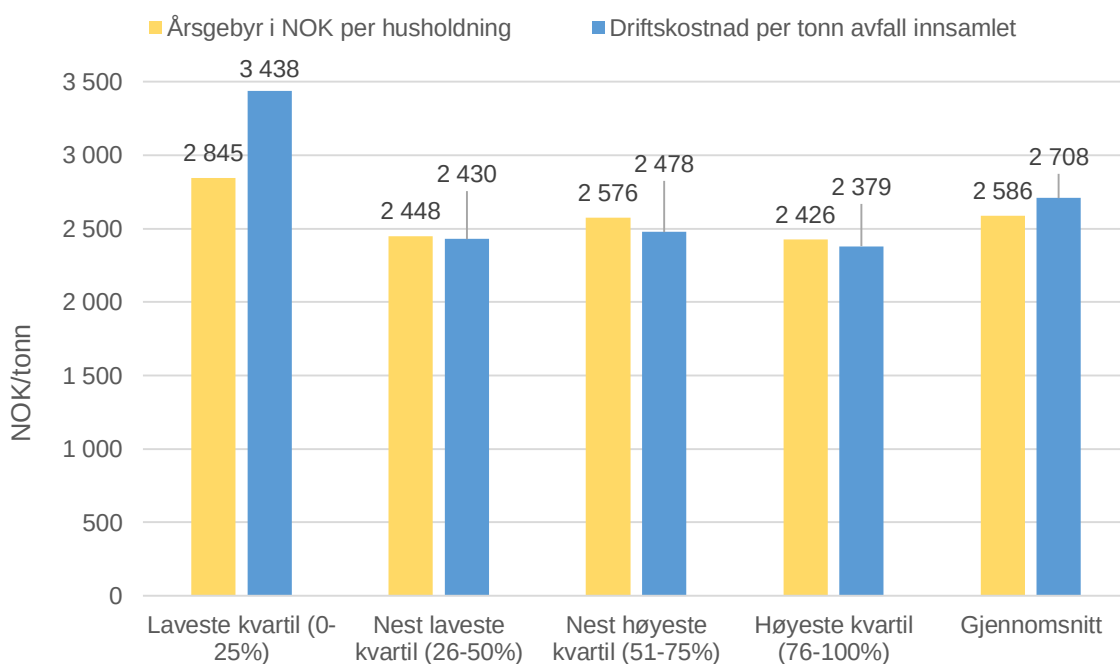
Figur 5-5 viser driftskostnader og årsgebyr for kommuner med ulik innsamlingsgrad for våtorganisk avfall (kg per innbygger og år).



Figur 5-5 Årsgebyr og driftskostnader i kommuner med kildesortering av våtorganisk, kategorisert i henhold til innsamlingsgrader representert ved hhv laveste, nest laveste, nest høyeste og høyeste kvartil.

Figuren viser at driftskostnadene varierer signifikant mellom kommuner med ulik innsamlingsgrad for våtorganisk avfall, men at det ikke er noen klar sammenheng mellom lav eller høy innsamlingsgrad og driftskostnader eller årsgebyr. Laveste driftskostnad har kommuner i gruppen med nest laveste utsorteringsgrad med 2 509 NOK per tonn avfall, mens vi finner den nest laveste driftskostnaden i gruppen med høyest innsamlingsgrad med 2 561 NOK per tonn. Det kan derfor ikke trekkes noen klar slutning av at kommuner med høy grad av innsamling av våtorganisk avfall har signifikant høyere driftskostnader og årsgebyr for sin samlede avfallshåndtering, enn kommuner med lav innsamlingsgrad.

Figur 5-6 viser tilsvarende årsgebyr og driftskostnader i kommuner med kildesortering av plast, kategorisert i henhold til innsamlingsgrad i kommunene (kg per innbygger og år). Figuren indikerer tilsvarende, som Figur 5-5, at årsgebyr og driftskostnader ikke synes å ha sammenheng med hvorvidt kommunene har lav eller høy innsamlingsgrad for plastemballasje, så lenge de har et system for kildesortering etablert. Det er likevel verdt å merke seg at de kommunene som ligger i laveste kvartil også for plast har signifikant høyere årsgebyr og driftskostnader enn kommunene med høyere innsamlingsgrad. Dette indikerer at det gir økonomisk gevinst å utnytte infrastrukturen best mulig og at det er viktig å øke oppslutningen om og innsamlingsgraden i de systemene som er opprettet, selv om årsakene til forskjellene mellom kommunene skyldes mer enn bare innsamlingsgrad for plastemballasje.



Figur 5-6 Årsgebyr og driftskostnader i kommuner med kildesortering av plast, kategorisert i henhold til kommunenes innsamlingsgrad (laveste, nest laveste, nest høyeste og høyeste kvartil).

Analysene som er gjort i denne delen av prosjektet er ment å skulle supplere de rene virkemiddelanalysene som er gjennomført i kapittel 9 for hvert virkemiddel og hver avfallsfraksjon. Bakgrunnen er at det er viktig å ikke bare gjøre analyser av tiltak for å innføre eller øke oppslutningen om innsamlingssystemer for ulike avfallsfraksjoner isolert, fordi kommunene (og andre

avfallsbesittere) kan, og bør gjøre vurderinger av tiltak som samlet sett gir høy effektivitet i avfallshåndteringen. Dette er vist av blant annet Bø, Flygansvær og Grønland (2012) som har sammenliknet systemeffektiviteten knyttet til innsamlingssystemene for avfall ut fra forskjeller i sorteringsløsninger i husholdningene, hentefrekvens og ruteplanlegging, og konkluderer med at det er store gevinster å hente på å se på avfallssystemet i helhet.

Resultatene fra analysene i dette kapittelet gir mye av samme konklusjon, og indikerer tydelig at kommunestørrelse og beliggenhet for kommunene har en langt større betydning for driftskostnader og årsgebyr for avfallshåndtering enn hvilken sorteringsgrad kommunene har for avfallet. Økt materialgjenvinning vil derfor ikke nødvendigvis føre til økte kostnader for kommunene, hvis innsamlingssystemet organiseres effektivt med hensyn til hentefrekvens og ruteplanlegging. Økt sorterings- og innsamlingsgrad vil i mange tilfeller også slå positivt ut på effektiviteten i systemene, ettersom biler, beholdere, kjøreruter og anlegg utnyttes mer effektivt når oppslutningen om systemene øker. Dette er viktig å ta med i diskusjonen videre av samfunnskostnadene knyttet til virkemidler og tiltak som skal bidra til etablering og økt oppslutning om innsamlingsløsninger for våtorganisk avfall og brukt plastemballasje.

6 Nye virkemidler – hva skal oppnås og hva er flaskehalsene

6.1 Flaskehalser for økt utsortering

For å kunne velge ut aktuelle nye virkemidler som skal medføre økt utsortering av plastemballasje og våtorganisk avfall, er det viktig å analysere og dokumentere hva som er de viktigste flaskehalsene for økt utsortering i dag. Med bakgrunn i resultatene presentert i kapitlene 3 og 4, kombinert med gjennomgang av diverse litteratur og Østfoldforsknings erfaringer, er de viktigste flaskehalsene for økt innsamling av plast og våtorganisk avfall kategorisert og eksemplifisert for henholdsvis husholdninger og næringsliv. Dette er presentert i Tabell 6-1 under.

Ut fra analysene i kapittel 3 og 4 er flaskehalsene for økt utsortering av våtorganisk avfall og plast oppdelt i følgende 3 hovedkategorier, som er nærmere beskrevet i [Tabell 6-1](#):

- Tilgang til sorteringssystem
- Oppslutning/bruk av sorteringssystem
- Kvalitet på og etterspørsel etter innsamlet materiale

Tabell 6-1 Kategorier og eksempler på flaskehalser for økt innsamling av plast og våtorganisk avfall.

Flaskehals	Plast		Våtorganisk avfall	
	Husholdninger	Næringsliv	Husholdninger	Næringsliv
Tilgang til sorterings-system	- Vilje/kostnader til å innføre kildesortering i flere kommuner	- Vilje/lønnsomhet til tilrettelegging fra gårdeier/avfallsentreprenør - Ingen krav om sortering av avfall (myndigheter eller miljøsertifisering) - For lav inntekt for solgt sortert materiale (for avfallsentreprenør) - Manglende økonomiske incentiver for sortering av blandet plast	- Vilje/kostnader til å innføre kildesortering i flere kommuner - For lite plass til ekstra dunk for sortering	- Vilje/lønnsomhet til tilrettelegging fra eiendomsbesitter/avfallsentreprenør - Ingen krav om sortering av avfall (myndigheter eller miljøsertifisering) - Mangel på ressurser
Oppslutning/bruk av sorterings-system	- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon - Lav kunnskap om hva som skal sorteres - For dårlige systemer for innsamling av plast (sekk og bringe) - For dårlige tilpasset løsning i hjemmet - Mangel på incitament for å sortere (gulrot/pisk)	- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon - Manglende kunnskap om at avfallsbesitter kan stille krav til avfallsinnsamler - Lav lønnsomhet i levering av sortert avfall - Uklare krav/merking til hva som skal sorteres - Manglende krav om sortering/material-gjenvinning av avfall (myndigheter og miljøsertifisering)	- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon - For dårlige tilpasset løsning på kjøkkenet - Mangel på incitament for å sortere (gulrot/pisk)	- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon - For dårlige tilpasset løsning i bedriften - Ingen krav om sortering av avfall (myndigheter eller miljøsertifisering) - Utfordringer knyttet til avemballering av ferdigvarer ved enkelte biogass anlegg (som følge av mangel på forbehandling eller begrensinger i forbehandlingsteknologi) - Mangel på ressurser
Kvalitet og etterspørse l etter innsamlet materiale	- Tilgrising (mangel på vask) og feilsortering - Dårlig merking av materialer for gjenvinning	- Økonomiske incentiver for sortering av innsamlet blandet plast	- Utnyttelse av biorest fra biogassanlegg	- Utnyttelse av biorest fra biogassanlegg

6.1.1 Tilgang på utsorteringssystem

Plastemballasje

Med basis i at tilnærmet 90 % av Norges innbyggere bor i områder hvor det ikke finnes systemer for utsortering av plastavfall, er det fremdeles et potensial for å innføre dette i de resterende kommunene. Det er likevel et langt større utsorteringspotensial ved å øke innsamlingen fra kommuner som har innsamlingssystemer i dag, jfr. [Figur 4-5](#).

I næringslivet derimot, er det opp til avfallsbesitter, eventuelt gårdeier, å bestille løsning fra leverandører av avfallstjenester. For næringer med større volumer og «rene» plasttyper (f.eks. kjøpesentre og enkelte typer industri) er det økonomisk lønnsomt å sortere plasten til materialgjenvinning, med bakgrunn i systemet for godtgjørelse fra Grønt Punkt Nore og positiv verdi av utsortert plast. Dermed blir det økonomisk lønnsomt for avfallsentreprenører å sortere ut plast til materialgjenvinning sammenliknet med å levere plasten som en del av restavfallet, og tilgang på et system for sortert plast antas ikke å være en flaskehals for aktører som genererer denne typen plast. For næringer med mindre volumer, bestående av mer blandede plasttyper (f.eks. tjenesteytende virksomheter), antas derimot at mangel på lønnsomhet knyttet til utsortering av plast kan utgjøre en barriere. Så lenge det ikke stilles krav til utsortering, antas at avfallsbesitter/gårdeier aksepterer tilbud fra sin avfallsentreprenør, som generelt vil være basert på den økonomisk gunstigste løsningen, som hovedsakelig vil være å ikke sortere ut plastemballasjen.

Våtorganisk avfall

For våtorganisk avfall har drøyt 30 % av innbyggerne i Norge ikke har tilgang på system for utsortering av våtorganisk avfall. En del kommuner tilbyr riktignok innbyggerne en økonomisk gunstig ordning dersom de driver hjemmekompostering, men dette er også en ordning med sterke begrensninger og svært lav utbredelse (0,5% av total mengde våtorganisk avfall (Hanssen et al. 2013)). Tilgang på utsorteringssystem utgjør derfor en flaskehals, jfr. [Figur 4-5](#).

For en stor del av næringslivet er løsninger tilgjengelige i stor grad gjennom avtaler med leverandører av tjenester for innsamling av restråstoff og avfall, og særlig marin industri og slakteri-industrien har kommet langt i å utvikle systemer for innsamling og behandling av restråstoff (jfr. kapittel 3.2.1). Som beskrevet i ovennevnte kapittel, ligger de største potensialene for økt innsamling hos dagligvare, Horeca (serveringsbransjen) og annen tjenesteytende næring. Til tross for at det finnes løsninger for separat innsamling av matavfall for ca. 32 % av totalt potensial fra disse næringene, er det rimelig å anta at tilgang på systemer også her kan utgjøre en flaskehals.

6.1.2 Oppslutning/bruk av sorteringssystem

Plastemballasje

Som beskrevet i kapittel 4.2 er gjennomsnittlig innsamlingsgrad i norske kommuner 40 %, 14 % og 25 % for henholdsvis hentesystem, bringesystem og Optibag-ordning. Dermed utgjør oppslutningen om de tilgjengelige utsorteringssystemene en flaskehals for økt sortering. For næringslivet forutsettes, som beskrevet i kapittel 3.2.2 at flaskehalsene for økt utsortering først og fremst er knyttet til næringer med små og blandede plastvolumer (relativt lik plast fra husholdninger), som mangler tilgang til sorteringssystem. Det har også kommet frem at utsortert blandet plastavfall fra næring i mange

tilfeller går til energiutnyttelse (såkalt «energiplast») fordi det ikke er lønnsomt å sende plasten til et sorteringsanlegg. Det antas at næringer med store, rene plastvolumer i dag har gode utsorteringsgrader. Årsaker til manglende oppslutning om systemene forutsettes å være relativt like for husholdninger og næringer og kan oppsummeres som følger:

- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon
- Lav kunnskap om hva som skal sorteres
- Mangel på tilpasset oppsamlingssystem i hjem/bedrift
- Mangel på incitament for å sortere (gulrot/pisk)

Våtorganisk avfall

Som beskrevet i kapittel 4.1, er gjennomsnittlig innsamlingsgrad av våtorganisk avfall i norske kommuner 69 %. På samme måte som for plastemballasje utgjør dermed oppslutningen om de tilgjengelige utsorteringsystemene en flaskehals for økt sortering. For næringslivet forutsettes, som beskrevet i kapittel 3.2.1 at de største potensialene for økt innsamling ligger hos dagligvare, Horeca (serveringsbransjen) og annen tjenesteytende næring. Årsaker til manglende oppslutning om systemene forutsettes å være relativt like for husholdninger og næringer og kan oppsummeres som følger:

- Lav kunnskap om nytten av gjenvinning gir lav motivasjon
- Mangel på tilpasset oppsamlingssystem i hjem/bedrift
- Ingen krav om sortering av avfall (myndigheter eller miljøsertifisering)
- Utfordringer knyttet til avemballering av ferdigvarer ved enkelte biogassanlegg (som følge av mangel på forbehandling eller begrensninger i forbehandlingsteknologi)
- Mangel på tid og ressurser (gjelder først og fremst næring)
- Mangel på incitament for å sortere (gulrot/pisk).

6.1.3 Kvalitet og etterspørsel etter innsamlet materiale

Plastemballasje

For plastemballasje er det utfordringer tilknyttet kvaliteten innsamling av blandet plast, som krever sortering i etterkant av kildesortering. Det er derfor grunn til å tro at det er flaskehals knyttet til økonomiske incentiver for å sortere avfallet som er nødvendig for å sikre kvalitet og etterspørsel for innsamlet plastemballasje.

Det synes ikke å være mangel på kapasitet knyttet til sortering i Norge/utenfor Norge og, så lenge kvaliteten er tilfredsstillende, heller ikke til behandling og gjenvinning i et internasjonalt marked. Derimot synes det å være mangel på økonomiske incentiver for å sende utsortert blandet plastemballasje fra næring til sortering fremfor å sende det til et forbrenningsanlegg.

Våtorganisk avfall

For våtorganisk avfall synes det ikke å være store utfordringer tilknyttet kvaliteten på innsamlet materiale. Derimot er den nasjonale kapasiteten knyttet til bruk av overskuddsmat til redistribusjon og til å behandle matavfallet miljø- og ressurseffektivt gjennom produksjon av biogass, bruk til dyrefôr eller produksjon av materialer osv., foreløpig noe begrenset. Her har det imidlertid skjedd en betydelig utbygging av kapasitet for biogassproduksjon de siste 2-3 årene, og hvor det fortsatt er flere anlegg under planlegging. De fleste nye anlegg er bygget med oppgraderingsmuligheter for biogass til

drivstoff, samtidig som det tilrettelegges for økt behov gjennomovergang til gassdrevne busser og biler i mange byer. Dagens virkemidler synes derfor å virke tilfredsstillende med sikte på å få på plass systemer med høy grad av tilgjengelighet for brukerne også nasjonalt, slik at det ikke er nødvendig å eksportere matavfall og restråstoff ut av landet. Utfordringen ligger i utnyttelse av bioresten fra biogass til landbruk, der det per i dag er begrensende at det mangler systemer for å motta og utnytte bioresten i landbruket, noe som viser at det er viktig å se på virkemidler som kan styrke denne utviklingen (støtte over Landbruksavtalen til å motta biorest).

For næringsavfall er det liten differanse mellom å sende utsortert våtorganisk avfall til biogassproduksjon fremfor forbrenning. I kombinasjon med at transportkostnadene er høye for denne avfallstypen, fører dette i enkelte tilfeller til at utsortert våtorganisk avfall fra næring går til energiutnyttelse.

6.1.4 Oppsummering flaskehals

For plastemballasje fra husholdninger er de viktigste flaskehalsene knyttet til oppslutning i systemene som finnes, og hva slags kvalitet som oppnås på det innsamlede materialet. I tillegg er det behov for økt tilgjengelighet og incentiver for utsortering av blandet plastemballasje fra næringslivet.

For våtorganisk avfall fra husholdninger er de største flaskehalsene knyttet til både mangel på kildesorteringsløsninger (gjelder ca. 30% av Norges innbyggere) og oppslutningen om systemet blant de ca. 70% av Norges innbyggere som har tilgang til et system. For våtorganisk avfall fra næringslivet er potensialene for økt innsamling knyttet til dagligvare, Horeca (serveringsbransjen) og annen tjenesteytende næring, og her er flaskehalsene hovedsakelig manglende tilgang til kildesorteringssystemer som følge av at løsningene ikke er økonomisk gunstige.

For både blandet plast og våtorganisk avfall fra næring synes det å være liten eller ingen økonomisk gevinst ved å sende utsorterte mengder til materialgjenvinning eller biogassproduksjon fremfor energiutnyttelse.

6.2 Oppsummering av intervjuer med sentrale aktører i avfallssektoren

For å danne et inntrykk av hva relevante aktører mener er de største flaskehalser og mulige løsninger for å oppnå økt utsortering av plastemballasje og våtorganisk avfall fra husholdning og næring, ble det utført intervjuer av en rekke aktører. Intervjuene ga også nyttige innspill til kostnadsestimering og til hvilke virkemidler aktørene har tro på.

Følgende aktører har blitt intervjuet som en del av prosjektet:

- Grønt Punkt Norge
- Den Norske Emballasjeforening (DNE)
- Matvett
- Norsk Gjenvinning
- Avfall Norge
- Norsk Industri
- Et utvalg norske kommuner
- KS Bedrift
- Bellona

Nedenfor gis en kort oppsummering av hovedinnspillene fra intervjuene.

Stort sett alle aktører er positive til et nasjonalt krav om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje. Flere nevnte at det er ønskelig med nasjonale mål for hvor mye som skal utsorteres for å ha noe å strekke seg etter, og fordi det gir en signaleffekt ovenfor forbrukere at det er viktige klimatiltak. Det er likevel viktig å gi rom for lokale unntak fra de nasjonale kravene, der det kan dokumenteres at miljønyttene ved sortering og innsamling er lav sammenliknet med økonomiske kostnader. Mange aktører har stor interesse i den nylige lanserte sirkulærøkonomipakken til EU og forventer at den vil gi viktige føringer og føre til endringer.

Den største motivasjonsfaktoren hos kommunene for å innføre kildesortering og for næringer som er gode på kildesortering synes å være ambisiøse miljø/klimamål og ønske om en miljøvennlig profil/grønt ansvar/omdømme. Blant barrierer for økt utsortering nevnes manglende motivasjon hos enkelte og plassmangel både på kjøkkenet hos husholdningene og i næringsbygg. Det er et bredt ønske om at det skal lønne seg å gjøre det riktige, det vil si at det skal være økonomisk lønnsomt å innføre og være god på å utsortere, både for husholdninger og næringsaktører. Dette gjelder både for husholdninger, kommuner og næringer. Eksempelvis ble det foreslått høyere gebyr på usortert restavfall, som bør legges på avfallsbesitter for å unngå konkurransevridning med utlandet.

Til tross for dette tror ikke de representantene fra kommunene som vi har snakket med at husholdningene blir betydelig motivert av å bli bedre til å kildesortere av å få redusert renovasjonsgebyr. Derimot kan differensiering av renovasjonsgebyret ved å tilby lavere renovasjonsgebyr for å få en mindre restavfallsdunk eller mindre hyppig tømming av restavfallsdunken. Da vil mange velge den billigste løsningen og bli motivert til å sortere ut for å ikke

måtte øke gebyrsatsen igjen fordi man har er for dårlig til å kildesortere og trenger en større dunk eller hyppigere henting. En slik differensiering kan være vanskelig å få til å fungere i praksis for borettslag.

Produksjonsbedrifter og store tjenesteytende bedrifter synes å være flinkere på utsortering enn små. Mange næringer (mindre bedrifter og tjenesteytende virksomheter) er prisgitt løsningene som gårdeier tilbyr. For å øke utsorteringen blant disse kan det være nødvendig å rette virkemidler mot gårdeier.

Erfaring ser ut til å være en nøkkel for å oppnå høye utsorteringsgrader, både for husholdning og næring. De som har hatt tilbud om utsortering lengst er de som har høyest utsorteringsgrader. Likevel er det viktig at alle må begynne et sted. En kan ikke vente å få høye utsorteringsgrader med en gang.

Informasjonstiltak blir trukket frem som svært viktige. Dette henger sammen med at en av de viktigste drivkreftene for utsortering er kunnskap om hvorfor det skal gjøres. Det derfor er viktig med informasjon om nytten av å sortere. Informasjonstiltak må utføres jevnlig og har god effekt. Det ønskes nasjonale informasjonskampanjer. Spesielt for våtorganisk avfall er det lite kunnskap i befolkningen om hva som skjer med det våtorganiske avfallet man kildesorterer og hvorfor det er viktig å gjøre det. I tillegg er det viktig å tenke langsiktig i form av læringsopplegg for skoler barnehager, samt målrettede mot områder med lav utsorteringsgrad.

Avfallsanlegg bør driftes etter en industriell filosofi. Det er viktig at kapasiteten på eksisterende anlegg utnyttes godt og at det ikke bygges ut med overkapasitet og feil lokalisering. Det er betydelige ulikheter mellom våtorganisk avfall og plast, både i teknologi, sluttmarked og holdbarhet. Husholdningene er generelt bedre på å kildesortere matavfall enn plastemballasje. Mens kildesortert våtorganisk avfall har god nok renhet, er det stor grad av feilsortering når det gjelder plastemballasje. Dette kommer av at det er en utfordring å kommunisere hvilken plast som skal kildesorteres og hvorfor. Forbrukeren skiller ikke mellom hva som er emballasjeplast og plast. Dessuten kan det være utfordrende å avgjøre når emballasjen er for skitten til å kunne kildesorteres.

Aktørene beskriver relativt gode avsetningsmuligheter for resirkulert plast i rene fraksjoner, og at etterspørselen er økende til tross for lave oljepriser. For blandet plast, derimot, vil dette avhenge av kostnadene for sortering. Avvik som faktureres for plast virker skjerpende både for kommuner og næring og bidrar til å gi bedre renhet på det innsamlede avfallet.

Flere av aktørene er nysgjerrige på og positive til en produsentansvarsordning for mat dersom den kan bedre de økonomiske incentivene for bedre utnyttelse av våtorganisk avfall. Det blir likevel påpekt utfordringer knyttet til hvordan en evt. vederlagsordning kan etableres ut fra riktig «prising» på ulike matvarer og –sektorer.

7 Kostnadsanalyse

7.1 Introduksjon

Som en del av virkemiddelanalysen (se kapittel 9), er det gjennomført en kostnadseffektivitetsanalyse. Ved denne typen analyser forutsettes at tiltakene som vurderes (her med basis i virkemidler for økt utsortering) gir samme nytte (per tonn utsortert avfall), slik at man kun trenger å kartlegge kostnadene per tonn. Kostnadseffektiviteten av virkemidlenes nytte kan da måles i form av kroner per tonn utsortert materiale eller per tonn sparte CO₂-ekvivalenter (NOK/tonn og NOK/spart CO₂-ekv.). Dermed er det mulig å rangere virkemidlene etter hvor kostnadseffektive de er (mest mulig utsortering, eller mest mulig CO₂-reduksjon til lavest mulig kostnad).

For å dra mest mulig kunnskap og nytte ut av prosjektet, er økonomiske og ikke-økonomiske kostnader kartlagt og kvantifisert hver for seg. Ikke-økonomiske kostnader er kostander som i dag ikke kan observeres i markedet, såkalte eksterne kostnader, som f.eks. miljøverdier, helseverdier og tidsverdier (Finansdepartementets rundskriv R-109/2014). I dette prosjektet er analysen av ikke-økonomiske kostnader begrenset til klimaeffekten knyttet til virkemidlene. Både positive og negative kostnader (nytte), i form av økte eller reduserte CO₂-utslipp som følge av økt utsortering, er kartlagt for hvert enkelt virkemiddel. Prosjektets ikke-økonomiske kostnader er beskrevet i kapittel 8.

Det er beregnet to kostnadseffektivitetsindikatorer for hvert virkemiddel;

- NOK/tonn utsortert avfall
- NOK/tonn CO₂-ekvivalenter spart i netto klimanytte

Til slutt vurderes indikatorene opp mot hverandre, og virkemidlene rangeres etter hvilke virkemidler som gir mest mulig miljønytte (reduserte CO₂-utslipp) til lavest mulig pris.

Kostnadene knyttet til virkemidlene er beregnet som differansekostnader per tonn utsortert avfall. Differansekostnadene er kostnadene knyttet til virkemiddel X minus kostnadene knyttet til å opprettholde nullalternativet, altså dagens situasjon.

Nullalternativet fungerer som sammenlikningsgrunnlag for virkemiddelanalysen, og kun kostnader og nytte som oppstår i forbindelse med virkemidlene relativt til sammenlikningsgrunnlaget er hensyntatt. Det betyr at kostnader eller nytte som oppstår uten virkemidlene, ikke vurderes. Dette kan for eksempel være kostnader og miljønytte knyttet til å drive eksistrenede kildesorteringsløsninger for plast og våtorganisk avfall.

Følgende kostander er kartlagt for våtorganisk avfall og plastemballasje:

- Administrative kostnader: kostnader knyttet til å følge opp påbud om utsortering.
- Informasjon: kostnader knyttet til kommunale og nasjonale informasjonskampanjer
- Oppsamling: kostnader knyttet til system for kildesortering (infrastruktur i form av innkjøp av poser og avfallsdunker.
- Innsamling: kostnader knyttet til å hente avfallet hos avfallsbesitter og frakte avfallet til en omlastingsstasjon

- Videretransport: kostnader knyttet til å frakte avfallet fra omlastingsstasjon til behandlingsanlegg (denne kostnaden er inkludert i behandlingskostnad for plastemballasje)
- Mottak og balling: kostnader knyttet til omlasting av plastemballasje og balling av platen.
- Behandling: kostnader knyttet til avfallsbehandlingen
- Sentralsortering: kostnader knyttet til utsortering av kildesortert våtorganisk avfall og plast fra restavfall ved sentralsorteringsanlegg

For hver kostnadskomponent er kostnadene for gjeldende løsning (dagens situasjon) og forventet løsning som følge av innføring av et gitt virkemiddel kartlagt. Forskjellen mellom kostnadene knyttet til dagens løsning og forventet løsning er differansekostnaden, og dette er kostnaden som danner sammenlikningsgrunnlaget for kostnadseffektivitetsanalysen. Alle kostnader er konsumprisindeks-regulert til 2014-kroner.

Hvilke kostnadskomponenter som er aktuelle er avhengig av virkemiddelet som analyseres. For virkemidler som omhandler økt utsortering vil for eksempel differansekostnaden knyttet til oppsamling ikke være aktuell, ettersom nullalternativet allerede innebærer system for oppsamling. Administrative kostnader inkluderer kostnader knyttet til å følge opp lovpålagt kildesorteringstilbud i kommunene. Disse kostnadene er faste og uavhengig av utsorteringsnivå. Det samme gjelder kostnader knyttet til kommunale informasjonskampanjer. For faste kostnader vil dermed kostnadseffektiviteten tilknyttet ulike virkemidlene være avhengig av forventet utsortering. Desto flere tonn våtorganisk avfall utsortert, desto lavere differanseenhetskostnad (NOK/tonn). Etter hvert som utsorteringsnivået øker, vil differanseenhetskostanden knyttet til innsamling reduseres ettersom man utnytter systemet bedre (ref. kapittel 5 som viser at enhetskostnadene er uavhengig av sorteringsnivået) (Bø, Flygansvær og Grønland 2012).

Kostnadsdataene bygger delvis på data samlet inn i forbindelse med prosjektet «Helhetlig avfallsstrategi, Østfold», der kostnadsdata knyttet til innsamling og behandling av avfall for ulike kommuner og IKS i Østfold ble kartlagt for 2015/2014 (Stensgård og Hanssen 2015), og delvis på data fra Mepex (2012) og Mepex (2015). I tillegg er data fra transportmodellen i prosjektet «BioValueChain» benyttet Modahl et al. (2014), samt data fra Grønt Punkt Norge.

7.2 Differansekostnader husholdninger

Våtorganisk avfall

Kostnadene knyttet til økt utsortering av våtorganisk avfall forutsetter at utsortert våtorganisk avfall samles inn via egen beholder (140 l dunk), og går til produksjon av biogass med avsetning av biorest til landbruket. Det forutsettes også at dagens løsning for kommuner uten kildesortering av våtorganisk avfall innebærer at det våtorganiske avfallet samles inn som en del av restavfallet og sendes til et gjennomsnittlig norsk forbrenningsanlegg som leverer fjernvarme. For kommuner med kildesortering av våtorganisk avfall forutsettes at dagens løsning innebærer utsortering av våtorganisk avfall i egen beholder (140 l dunk), og at det våtorganiske avfallet sendes til biogassproduksjon.

Kostnadene knyttet til sentralsortering forutsetter sentralsortering av plast som en del av restavfallet, med kildesortering av våtorganisk avfall i forkant. Samtlige kostnader knyttet til drift og investering av anlegget, samt inntekter knyttet til økt utsortering av plast, metall og papp/papir tilskrives tonnasjene

utsortert plast fra anlegget, samt kildesortert våtorganisk avfall. Ved sentralsortering må papp og papir samles inn i egen avfallsdunk, mens våtorganisk avfall kastes sammen med restavfallet.

Differansekostnaden knyttet til oppsamling av våtorganisk avfall og papp/papir, innsamling av papp/papir, returprovisjon for kildesortert papp/papir og forbrenning av restavfall er satt lik 0, ettersom det antas at disse kostnadene og inntektene enten er neglisjerbare eller ville funnet sted uavhengig av sentralsortering. Differansen mellom min, snitt, og maks for investering og drift av sentralsorteringsanlegg skyldes ulike forutsetninger om kapasitet og salgspris for utsorterte fraksjoner.

Tabell 7-1 viser kartlagte differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall fordelt på de ulike kostnadskomponentene.

Tabell 7-1 Differansekostnader i 2014-kroner knyttet til virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall fra husholdninger sammenliknet med nullalternativ

Våtorganisk avfall Husholdninger					
Differansekostnader	Min	Snitt	Max	Enhet	Kilde
Administrative kostnader - 1 Offentlig årsverk ²		676 500		NOK/år	SSB (T. 08684) Guldbrandsen, Wifstad og Ulstein 2014
Kommunale informasjonskampanjer		60 594		NOK/kampanje	SmartEere-prosjektet 2015
Oppsamlingskostnad (avfallsdunker)		262		NOK/tonn	Mepex 2012
Innsamlingskostnad		262		NOK/tonn	Mepex 2012
Transport fra omlasting videre til biogassanlegg	18	26	32	NOK/tonn	Raadal et al. 2009, Modahl et al. 2014
Behandlingskostnad (differanse forbrenning og biogass)	110	165	220	NOK/tonn	Stensgård og Hanssen 2015
Sentralsortering	760	1 078	2 764	NOK/tonn	Mepex 2015 og Stensgård og Hanssen 2015

Plastemballasje

Kostnadene knyttet til økt utsortering av plastemballasje forutsetter at økt innsamling av plast ikke fører til at kvalitet på plasten som samles inn blir redusert og at nye tonnasje som samles inn har samme kvalitet som emballasjeplasten som i dag samles inn i kommunene via Grønt Punkt Norge. Det forutsettes at bruk av plastsekker til oppsamling og at man ikke trenger å bruke mer penger på oppsamlingsutstyr for å øke utsorteringen (ingen differansekostnad) der det i dag fins system for

² Inkl. overhead og avgifter (25 %) – gjelder alle arbeidsutgifter i samtlige tabeller.

kildesortering. Dette kan diskuteres, da man kan argumentere for at økt utsortering krever at gjeldende oppsamlingssystem forbedres (f.eks. innføre egne dunker for plastavfall). Forutsetningene for sentralsortering er like for plastemballasje som for våtorganisk avfall.

Tabell 7-2 viser de ulike kostnadskomponentene som inngår i virkemiddelanalysen for plastemballasje.

Tabell 7-2 Differansekostnader i 2014-kroner knyttet til virkemidler for økt utsortering av plastemballasje fra husholdninger sammenliknet med nullalternativ

Plastemballasje Husholdninger					
Differansekostnader	Min	Snitt	Max	Enhet	Kilde
Administrative kostnader - 1 Offentlig årsverk		676 500		NOK/år	SSB (Tabell 08684) Avfall Norge 01/2014
Kommunale informasjonskampanjer		60 594		NOK/kampanje	SmartEere-prosjektet
Oppsamlingskostnad (avfallsdunker)		82		NOK/tonn	SSB (Tabell 05458) og Mepex 2013
Innsamlingskostnad		755		NOK/tonn	Mepex 2013
Mottak og balling		163		NOK/tonn	Mepex 2013
Behandlingskostnad (differanse forbrenning og materialgjenvinning)	270	375	480	NOK/tonn	Grønt Punkt Norge og AR.08.15
Sentralsortering	760	1 078	2 764	NOK/tonn	Mepex 2015 og AR.08.15

7.3 Differansekostnader utsortering fra næringer

Våtorganisk avfall

Som beskrevet i kapittel 3.2.1, foreligger det største potensialet for økt utsortering av våtorganisk avfall hos dagligvarehandelen, Horeca (serverings- og overnattingsbransjen) og hos andre tjenesteytende næringer. Det forutsettes at utsortert våtorganisk avfall samles inn via egen beholder (360-660 l dunk), og går til produksjon av biogass med avsetning av biorest til landbruket. For næringer uten kildesortering av våtorganisk avfall forutsettes at våtorganisk avfall samles inn som en del av restavfallet og sendes til et gjennomsnittlig norsk forbrenningsanlegg som produserer fjernvarme.

Tabell 7-3 viser kartlagte differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall fra næring fordelt på de ulike kostnadskomponentene.

Tabell 7-3 Differansekostnader i 2014-kroner knyttet til virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall fra næring sammenliknet med nullalternativ

Våtorganisk Næring					
Differansekostnader	Min	Snitt	Max	Enhet	Kilde
Administrative kostnader - 1 Offentlig årsverk		676 500		NOK/år	SSB (Tabell 08684) Avfall Norge 01/2014
Oppsamlingskostnad (avfallsdunker)		66		NOK/tonn	Mepex 2012 og egenvurdering
Innsamlingskostnad		367		NOK/tonn	AR.08.15
Transport fra omlasting videre til biogassanlegg	10	25	40	NOK/tonn	OR.18.09, OR.34.14
Behandlingskostnad (differanse forbrenning og biogass)	110	165	220	NOK/tonn	AR.08.15 og Mepex 2014
Sentralsortering	782	1 098	2 525	NOK/tonn	Mepex 2015 og AR.08.15

Plastemballasje

Det foreligger økonomiske incentiver for å resirkulere enkelte plasttyper med høy kvalitet og renhet, noe som betyr at rene plastfraksjoner fra større bedrifter i hovedsak blir sortert ut og materialgjenvunnet. Plastemballasjen fra næring som i dag ikke materialgjenvinnes antas derfor hovedsakelig å representere relativt små volumer per aktør, og å bestå av en blanding av ulike plasttyper. Med bakgrunn i dette forutsettes at plastemballasjen som per dags dato ikke blir sortert ut i næringer, har tilnærmet lik kvalitet som husholdningsplast, og det antas at kostnadene knyttet til å materialgjenvinne denne plastemballasjen er lik kostnadene knyttet til å materialgjenvinne husholdningsplast. Det forutsettes at plastemballasjen som i dag ikke sorteres ut blir samlet inn sammen med restavfallet, og sendt til forbrenning i et gjennomsnittlig norsk forbrenningsanlegg som produserer fjernvarme.

Tabell 7-4 viser kartlagte differansekostnader for økt utsortering av plastemballasje fra næring fordelt på de ulike kostnadskomponentene.

Tabell 7-4 Differansekostnader i 2014-kroner knyttet til virkemidler for økt utsortering av plastemballasje fra næring sammenliknet med nullalternativ

Plastemballasje Næring					
Differansekostnader	Min	Snitt	Max	Enhet	Kilde
Administrative kostnader - 1 Offentlig årsverk		676 500		NOK/år	SSB (Tabell 08684) Avfall Norge 01/2014
Oppsamlingskostnad (avfallsdunker)		134		NOK/tonn	Mepex 2013 og egenvurdering
Innsamlingskostnad	140	453	740	NOK/tonn	AR.08.15
Mottak og balling		163		NOK/tonn	Mepex 2013
Behandlingskostnad (differanse forbrenning og materialgjenvinning)	380	475	740	NOK/tonn	AR.08.15
Sentralsortering	782	1 098	2 525	NOK/tonn	Mepex 2015 og AR.08.15

8 Miljøanalyse

Denne studien inkluderer kun miljøindikatoren klimagassutslipp. Det er viktig å presisere at økt materialgjenvinning og bruk av våtorganisk avfall til biogassproduksjon også kunne gi betydelig gevinst med hensyn på andre miljøindikatorer (som for eksempel redusert lokal forurensning i form av NO_x-utslipp) som beskrevet i bl.a. Raadal, Modahl og Lyng (2009). Redistribusjon av matsvinn til vanskeligstilte vil, i tillegg til å medføre miljømessige gevinster, også bidra til sosiale og etiske gevinster, men dette er ikke inkludert i analysene.

For å beregne netto klimagassutslipp som følge av de ulike virkemidlene er det benyttet livsløpsmetodikk, det vil si at alle livsløpsfaser er inkludert i beregningene. For avfallssystemer starter livsløpet idet avfallet oppstår og består av innsamling og behandling i ulike ledd og til slutt sparte utslipp ved at andre produkter eller energibærere erstattes av avfallsressursene. De sparte utslippene er inkludert fordi *hovedfunksjonen* i systemet er definert som avfallsbehandling og avfallsbehandlingen medfører at det genereres sekundærprodukter som gir en miljønytte utover hovedfunksjonen. Disse produktene kan erstatte andre produkter på markedet og bidra til å fase ut fossile alternativer. Oversikt over aktuelle sekundærprodukter fra avfallsbehandling av plastemballasje og våtorganisk avfall er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 8-1 Sekundærprodukter fra avfallsbehandling av plastemballasje og våtorganisk avfall (Lyng 2014).

Avfallstype	Behandlingsmåte	Sekundærprodukt	Bruk av sekundærprodukt	Forutsetning om hva som erstattes i klimagassregnskapet
Plastemballasje	Energiutnyttelse i Norge	Energi	Varme	Norsk fjernvarmemiks
	Materialgjenvinning	Plastprodukter	Ulike bruksområder, avhengig av plasttype	Tilsvarende plastprodukter
		Energi	Varme og elektrisitet	Tysk energimiks
Våtorganisk avfall	Energiutnyttelse	Energi	Varme	Fjernvarmemiks
			Elektrisitet	Nordisk elektrisitmiks
	Kompostering	Kompost	Kompost	Torv
	Biogassproduksjon	Biogass	Varme	Fjernvarmemiks
			Elektrisitet	Nordisk elektrisitmiks
			Drivstoff (hvis oppgradert)	Diesel
		Biorest	Kompost	Torv
			Biogjødsel	Mineralgjødsel

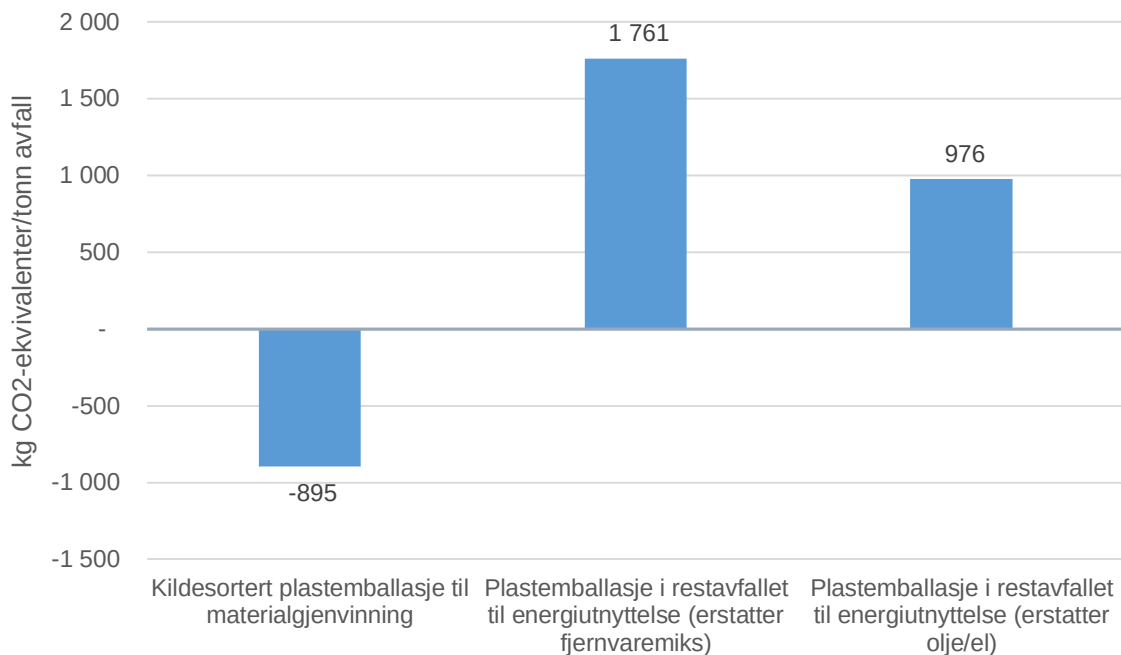
Netto klimagassutslipp ved avfallshåndtering av plast er basert på en studie utført for Grønt Punkt Norge (Lyng og Modahl 2011). I analysene er det tatt hensyn til at en andel av plasten ikke kan materialgjenvinnes, og må sendes til energiutnyttelse. Da studien ble utført foregikk sorteringen i Tyskland. Behandlingssted varierer med avtaleperioden som Grønt Punkt Norge oppretter med aktuelle sorteringsanlegg, og klimagassregnskapet kan derfor variere noe avhengig av dette. Differansen mellom klimagevinsten for materialgjenvinning og energiutnyttelse er så stor at resultatene er robuste, selv om ovennevnte forutsetninger kan bli endret.

For kompostering er det benyttet tall fra (Raadal, Modahl, and Lyng 2009), mens BioValueChain-modellen er benyttet for forbrenning og biogassproduksjon av våtorganisk avfall. BioValueChainmodellen er beskrevet i Lyng et al. (2015) og i Modahl et al. (2014). Analysene er gjennomført i analyseverktøyet SimaPro 8.0.4, EcoInvent 3.1 Allocation Recycled content.

Tidligere studier utført av biogass-verdikjeder i Norge har vist at bruk av biogass og biorest, samt forutsetningene om hva disse produktene erstatter, er av stor betydning for klimagassregnskapet. Våtorganisk avfall kan ha store variasjoner i egenskaper (tørrestoffinnhold, biogasspotensiale, metaninnhold i biogass, nitrogeninnhold, karboninnhold), som vil ha betydning for kvaliteten på sekundærproduktene, og dermed hva og hvor mye de kan erstatte av alternative produkter.

IPCCs karakteriseringsmetode med 100-års perspektiv er benyttet i klimagassberegningene. Metoden ble oppdatert i 2013 med en korrigerende av blant annet faktorene for metan og lystgass, som har betydning for utslipp ved håndtering våtorganisk avfall. De siste årene er det også utført en omfattende databaseoppdatering og utvikling av bakgrunnsdatabasen EcoInvent som er benyttet i klimaregnskapene, noe som kan ha påvirkning på resultatene. Studier som er utført før de overnevnte oppdateringene er testet med eksisterende database og karakteriseringsmetode ved å kjøre analysene på nytt og sammenligne resultatene med tidligere rapporter. Siden det ikke ble funnet store avvik mellom resultater i rapporten og resultater med nye forutsetninger, er resultatene fra referansene brukt i denne studien.

Klimaregnskap for plastemballasje viser en klar besparelse av klimagassutslipp ved å utsortere og materialgjenvinne plast fremfor å energigjenvinne plasten sammen med restavfallet (Figur 8-1).

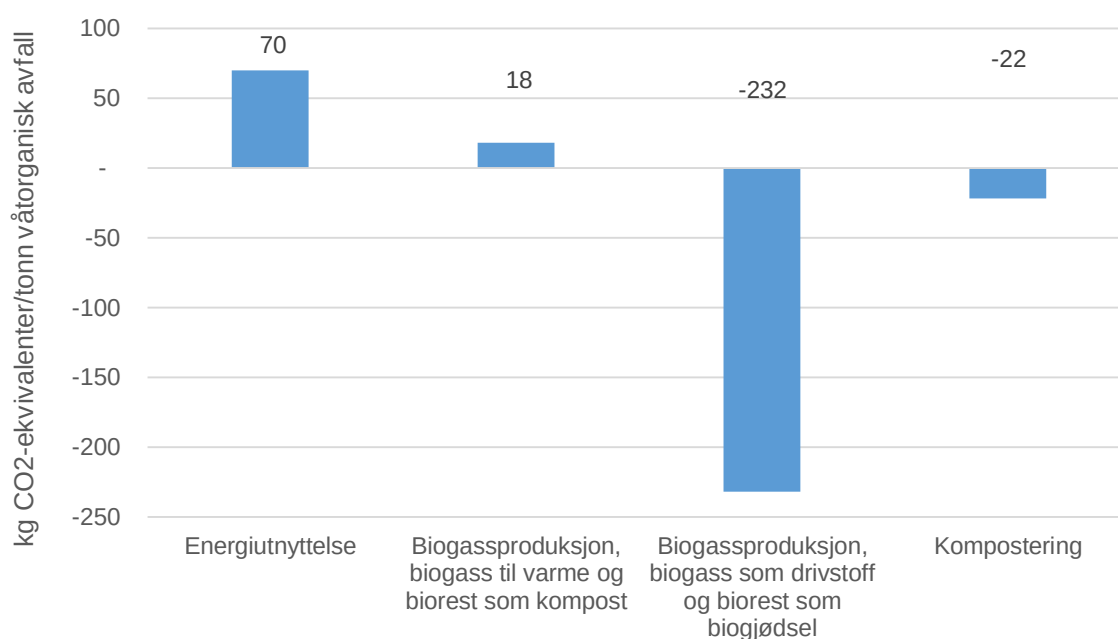


Figur 8-1 Netto klimagassutslipp for avfallshåndtering per tonn plastemballasje fra husholdninger.

Som beskrevet innledningsvis, er forutsetningene om hva som erstattes av de sekundære produktene av stor betydning. Det er i denne studien valgt å bruke forutsetningen om at energi produsert fra energiutnyttelse erstatter en norsk fjernvarmeks. Under forbrenning av plastemballasje (fossilt materiale), slippes det ut betydelige mengder klimagasser, som gjør at ulempene ved forbrenning er større enn fordelene ved at varmen som blir produsert erstatter fjernvarme eller en varme produsert fra en miks av olje og elektrisitet. Ved materialgjenvinning vil plastemballasjen i gjennomsnitt blir transportert over lengre avstander. Fordelene ved materialgjenvinning er likevel betydelig større enn energiutnyttelse fordi behandlingen gir lave utslipp sammenlignet med forbrenning og fordi klimagevinsten ved å erstatte jomfruelig plast er betydelig større enn gevinsten ved å erstatte varmeenergi.

Det forutsettes i denne studien at næringer med størst potensial for økt utsortering har en blanding av ulike plastemballasjetyper, og dermed antas at sammensetningen av plasten tilsvarer sammensetningen hos husholdninger, og således også klimanytten per kg plast er den samme.

Figur 8-2 viser klimanytten ved våtorganisk avfall for ulike behandlingsmåter.

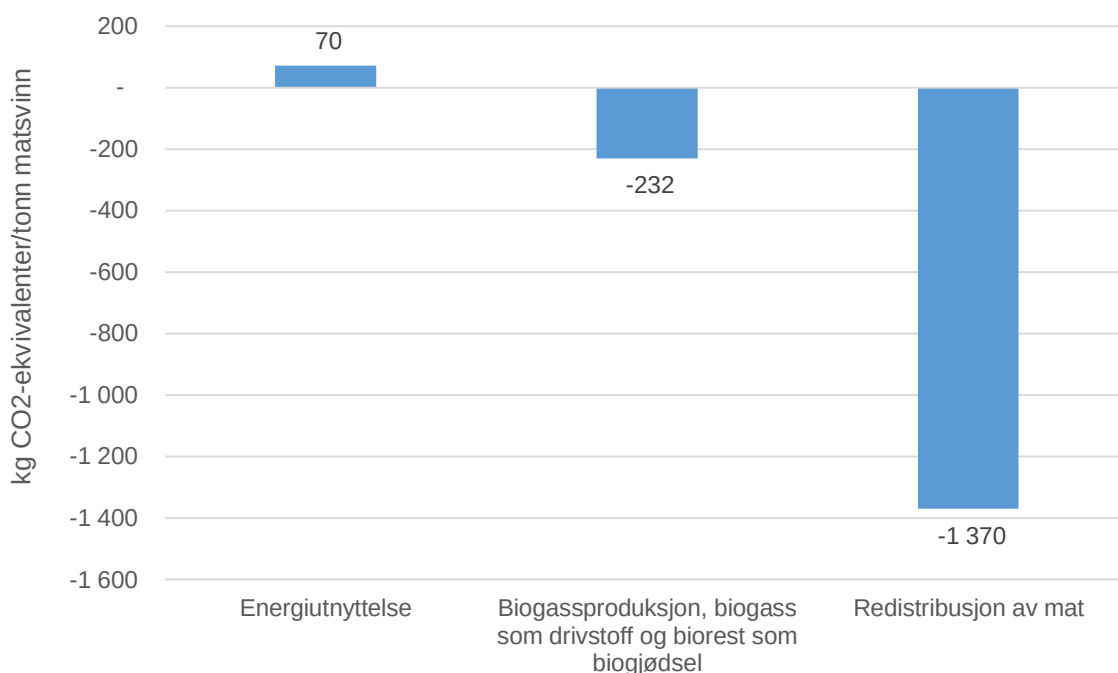


Figur 8-2 Netto klimagassutslipp (kg CO₂-ekvivalenter) for avfallshåndtering per tonn våtorganisk avfall.

Resultatene viser at klimanytten ved våtorganisk avfall varierer i stor grad avhengig av behandlingsmåte og at energiutnyttelse kommer dårligst ut. Det er viktig å være oppmerksom på at analysen for kompostering ikke er fra samme studie som de andre resultatene, og en direkte sammenlikning kan være misvisende på grunn av ulike forutsetninger i transport og renhet av det kildesorterte avfallet.

Resultatene viser også at bruk biogass og biorest har stor betydning for netto klimagassutslipp ved biogassproduksjon av våtorganisk avfall. Den mest klimavennlige avfallshåndteringen er å produsere biogass som oppgraderes til drivstoffkvalitet som erstatning for diesel, og å bruke bioresten som gjødselprodukt i landbruket som erstatning for mineralgjødsel. Resultatene er basert på data for våtorganisk avfall fra husholdninger. Våtorganisk avfall fra andre kilder kan ha ulikt biogasspotensiale, tørrstoffinnhold, sikterest og nitrogen- og karboninnhold, noe som vil påvirke klimaregnskapet. Disse variasjonene ansees likevel som små i denne sammenheng, og det er derfor antatt at våtorganisk avfall fra næringer har samme klimanytte som våtorganisk avfall fra husholdninger.

For mat som er spiselig, men som av ulike grunner likevel blir kassert, er redistribusjon en svært klimanyttig løsning. Dette er presentert i Figur 8-3.



Figur 8-3 Netto klimagassutslipp for avfallshåndtering per tonn matsvinn

Figuren viser at redistribusjon og donasjon av spiselig mat gir den desidert største klimanytten. Dette skyldes at maten forutsettes å bli redistribuert i stedet for å bli til avfall. Det er forutsatt at den redistribuerte maten erstatter et typisk måltid, som har en klimabelastning på 1,4 kg CO₂-ekvivalenter per kg måltid (Hanssen 2010).

I virkemiddelanalysen (kapittel 9) er klimanytten ved økt utsortering av plastemballasje og våtorganisk avfall beregnet ved å anta at de utsorterte avfallsressursene blir utnyttet til materialgjenvinning, biogass/biorest, fremfor at de blir energigjenvunnet. For matsvinn er det forutsatt at maten blir redistribuert fremfor å bli behandlet i et biogassanlegg. Tabell 8-2 viser hvilket tallgrunnlag som er benyttet.

Tabell 8-2 Klimanytte av økt utsortering av plastemballasje, våtorganisk avfall og matsvinn.

Svinn- eller avfallstype	Endring	Klimanytte (tonn CO ₂ -ekvivalenter/tonn avfall)
Plastemballasje	Fra energiutnyttelse til materialgjenvinning	-2,6
Våtorganisk avfall	Fra energiutnyttelse til biogassproduksjon (biogass som drivstoff, biorest som biogjødsel)	-0,3
Matsvinn (spiselig mat)	Fra biogassproduksjon (biogass som drivstoff, biorest som biogjødsel) til redistribusjon	-1,1

Tabellen viser at klimanytten ved å sortere ut plastemballasje er høyere per tonn enn klimanytten ved å sortere ut våtorganisk avfall. Dette kommer av at plast er et fossilt materiale som ved energiutnyttelse bidrar til betydelige klimagassutslipp. Energiutnyttelse av våtorganisk avfall gir ingen klimanytte (på grunn av lav brennverdi og biologisk materiale), men bidrar heller ikke til store utslipp

ved forbrenning. Videre sees at klimanytten ved redistribusjon av spiselig mat fremfor å avfallshåndtere det er betydelig større enn å sende matavfall til biogass fremfor energiutnyttelse.

I analysene forutsettes det at utsortert våtorganisk avfall sendes til biogassanlegg som oppgraderer biogassen til drivstoffkvalitet og at bioresten brukes som gjødsel i landbruket. Dette er ikke tilfelle for alle norske anlegg, men de fleste nyetablerte storskala-anleggene utfyller disse forutsetningene.

9 Virkemiddelanalyse

9.1 Utvalgte virkemidler

Med bakgrunn i kartlagte flaskehalser, innspill fra intervjuer med sentrale aktører i avfallsbransjen og diskusjoner med Miljødirektoratet, ble følgende virkemidler valgt ut for analyse:

Juridiske virkemidler

- J1A: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje
- J1B: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje med økt bruk av differensiering av avfallsgebyret
- J2: Forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering av våtorganisk avfall

Økonomiske virkemidler

- Ø1: Optimal bruk av godtgjørelse ved hjelp av differensiering av godtgjørelsen
- Ø1B: Bruk av godtgjørelse for økt redistribusjon (forutsetter at det er innført bransjeavtale for matavfall)

Administrative virkemidler

- A1: Nasjonale informasjonskampanjer
- A2: CEN-deklarerings, differensiering av vederlag og strengere krav til sertifiseringsordninger (Miljøfyrtårn, Svanemerke)

De utvalgte virkemidlene er nærmere beskrevet og analysert i det følgende.

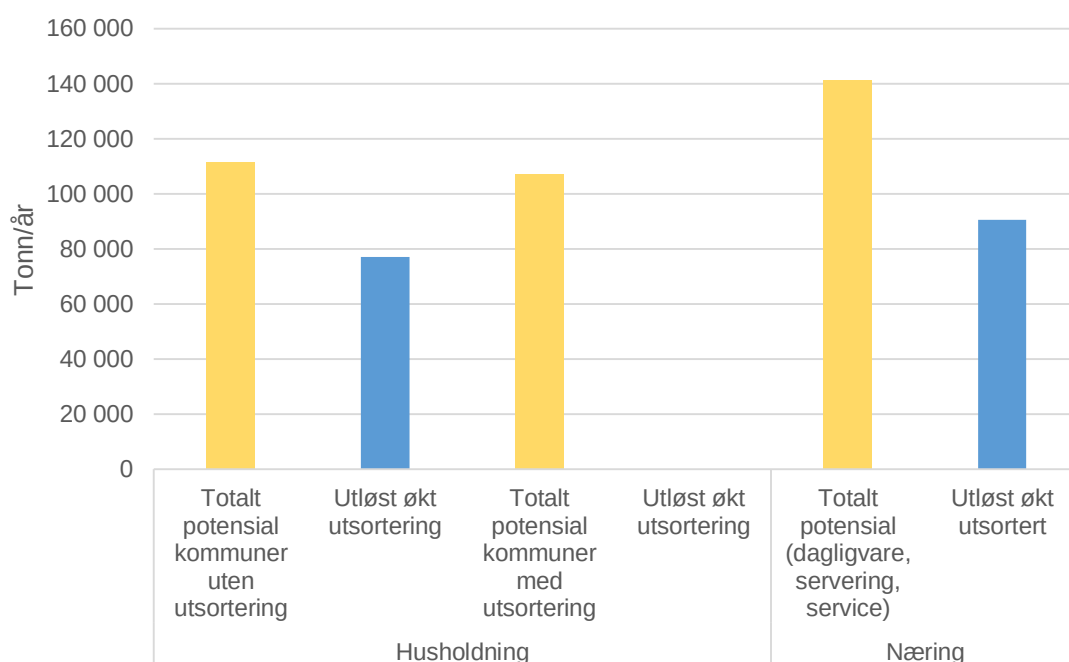
9.2 Juridisk Virkemiddel J1A: Pålegg om utsortering

Virkemiddel J1A omfatter et forskriftsmessig pålegg om tilrettelegging for utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra husholdninger og næringsliv. Målet med virkemiddelet er å oppnå økt utsortering for materialgjenvinning og biologisk utnyttelse. Pålegget bør være knyttet til et nasjonalt mål om utsortering med krav til rapportering til Miljødirektoratet, som også vil være prinsipal for iverksetting av virkemiddelet. For husholdningsavfall vil virkemiddelet være rettet mot kommuner. For næringsavfall er det aktuelt å vurdere om virkemiddelet skal rettes mot bedriftene som genererer avfallet (avfallsbesitter) eller om det i enkelte tilfeller (f.eks. for tjenestenæring) er mest effektivt å rette virkemiddelet mot eiendomsbesitter/huseier (som kontraktspart med avfallsentreprenør). Det bør vurderes mulighet for å søke om dispensasjon fra utsorteringsplikten dersom kommuner/avfallsbesitter kan dokumentere at miljønyten av sortering ikke er positiv sammenlignet med restavfallsbehandling, og/eller dersom kostnadene ved utsortering blir uforholdsmessig høye.

9.2.1 Våtorganisk avfall

Potensial for økt utsortering

Figur 9-1 viser økt utsortering av våtorganisk avfall fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J1A, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddel J1A. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-1 Potensial for økt utsortering av våtorganisk avfall som følge av virkemiddel J1A.

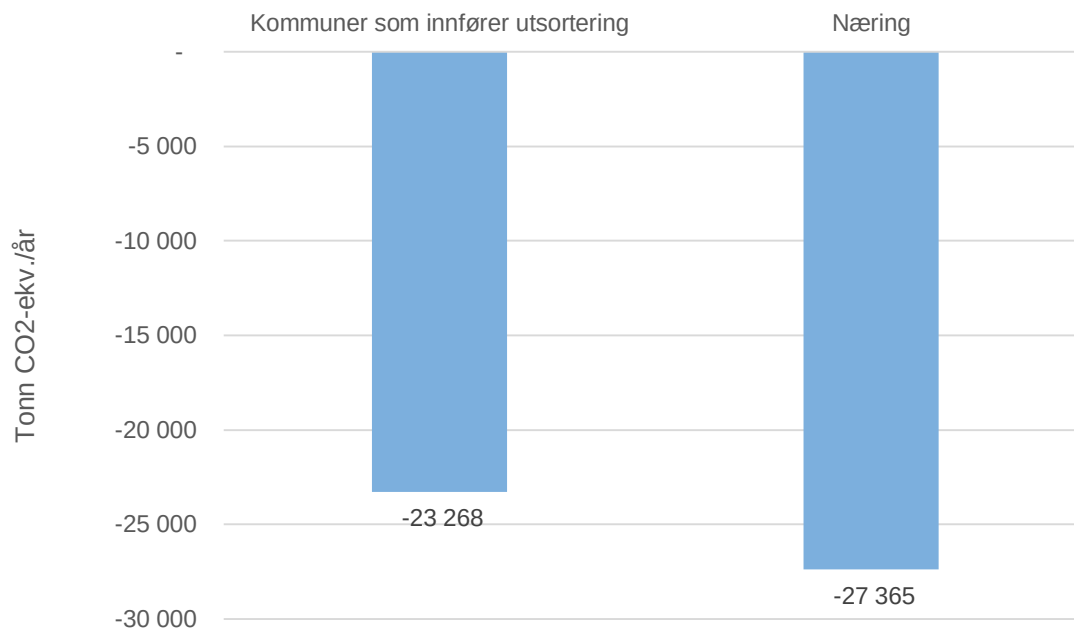
Det forutsettes at virkemiddelet medfører at kommuner som i dag ikke har etablert system for utsortering, vil innføre kildesortering av våtorganisk avfall, og at disse kommunene oppnår gjennomsnittlig utsorteringsgrad (69 %). Videre antas det at virkemiddelet ikke vil påvirke kommuner som allerede har et system for utsortering, og dermed vil det heller ikke utløse noen potensialer for disse kommunene.

For næringsavfall antas det at potensialet som utløses i hovedsak vil komme fra dagligvarebransjen, serveringsbransjen og fra andre servicenæringer (jfr. kapittel 3.2.1). Det forutsettes at det oppnås en innsamlingsgrad tilnærmet gjennomsnittet for husholdningene ved at det innføres i kildesortering av våtorganisk avfall hos 80% av aktørene og at utsorteringsgraden er 80% (medfører total utsorteringsgrad på 64 %).

Totalt antas virkemiddelet å utløse økt utsortering på 77 000 og 90 000 tonn våtorganisk avfall fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om at virkemiddelet utløser mengdene beskrevet ovenfor, og at avfallet går til biogassproduksjon der biogassen benyttes som drivstoff og bioresten avsettes som biogjødsel, vil virkemiddel J1A medføre en klimanytte på omtrent 50 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Det største potensialet kommer fra næring.



Figur 9-2 Miljønytte for utsortert våtorganisk avfall som følge av virkemiddel J1A.

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1A er (jfr. Tabell 7-1 og Tabell 7-3):

- Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til ett offentlig årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
 - Kostnader knyttet til en årlig informasjonskampanje i hver kommune som p.t. ikke har tilbud om kildesortering av våtorganisk avfall
- Variable kostnader:
 - Oppsamlingskostnader (avfallsdunker)
 - Innsamlingskostnader
 - Transportkostnader fra omlastning videre til biogassanlegg
 - Behandlingskostnad (differanse forbrenning og biogass)

Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave, eller lik null. De administrative kostnadene er fordelt vektmessig mellom utløste tonnasje for henholdsvis næring og kommuner.

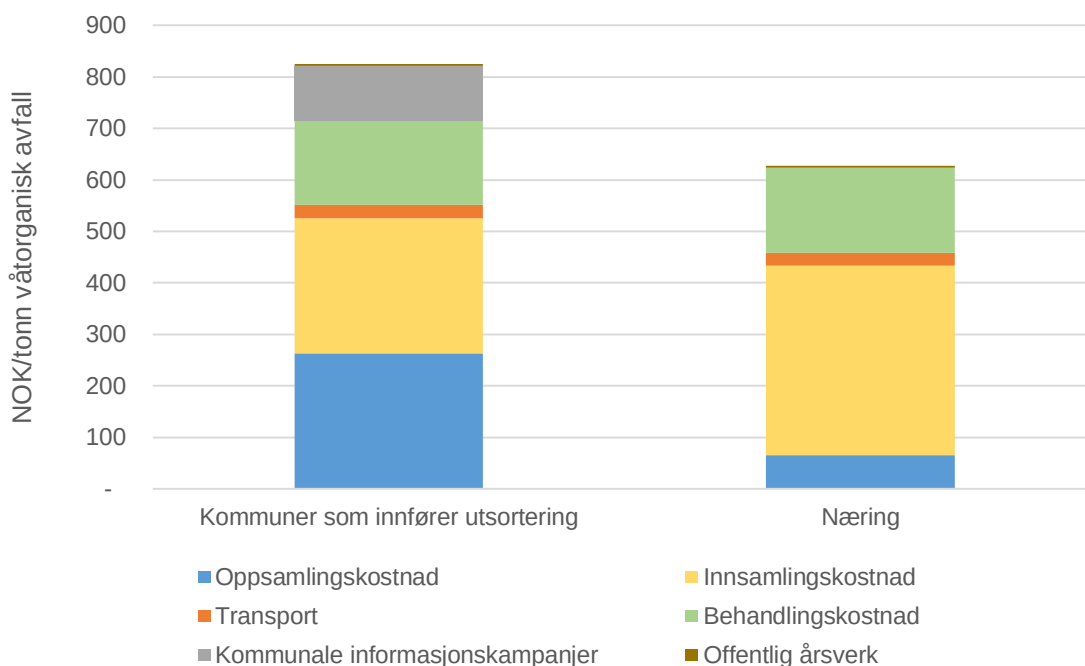
Tabell 9-1 viser de faste og de variable kostnadene knyttet til virkemiddel J1A for våtorganisk avfall.

Tabell 9-1 Differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1A i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner.

Differansekostnad Våtorganisk avfall J1A		Kommuner	Næring	Enhet
Variable kostnader		716	623	NOK/tonn
Faste kostnader	Kommunale informasjonskampanjer om utsortering	8 093		1000 NOK/år
	Offentlig årsverk (prinsipal)	310	365	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		63 541	56 821	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1A er beregnet til 120 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos husholdningene og næringer er estimert til henholdsvis 63,5 mill NOK/år og 56,8 mill NOK/år.

Figur 9-1 viser differanseenhetskostnaden fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom J1A. For tonnasje utløst fra kommuner blir total enhetskostnad 825 NOK/tonn og for tonnasje utløst fra næring blir total enhetskostnad 627 NOK/tonn.



Figur 9-3 Differansekostnader for utsortering til biogassproduksjon fremfor energigjenvinning for våtorganisk avfall [NOK/tonn].

Tabell 9-2 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel J1A.

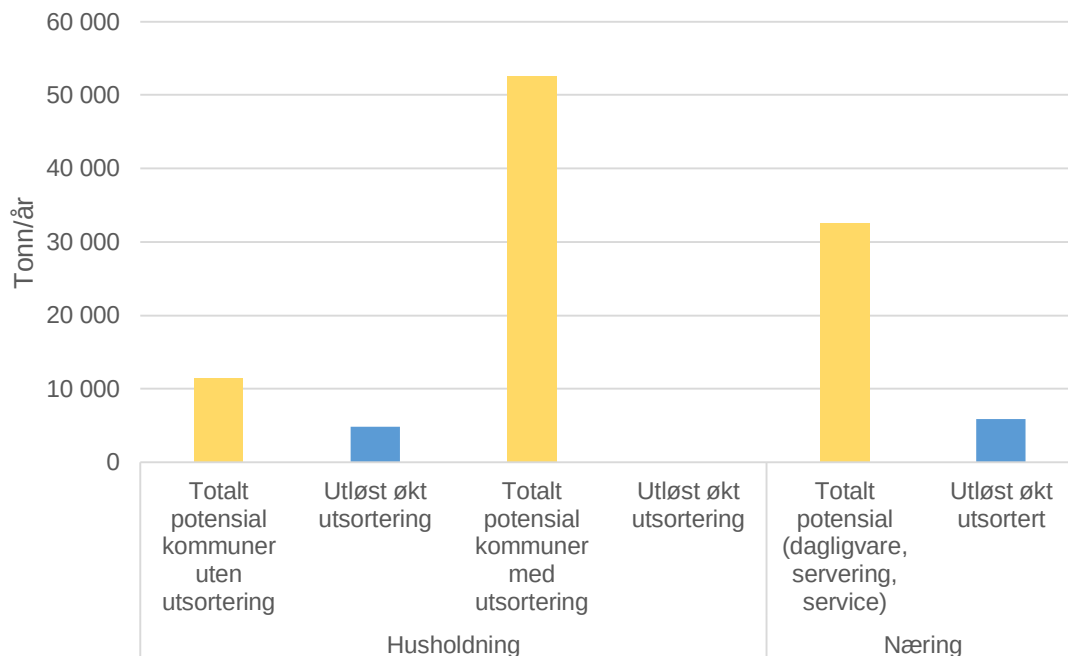
Tabell 9-2 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1A, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel J1A Våtorganisk avfall	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	77 016	90 578	Tonn/år
Miljønytte	-23 268	-27 365	Tonn CO ₂ -ekv./år
Kostnader	63 541	56 821	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	825	627	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	2 731	2 076	NOK/ spart tonn CO₂-ekv.

9.2.2 Plastemballasje

Potensial for økt utsortering

Figur 9-4 viser økt utsortering av plastemballasje fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J1A, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddelet. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-4 Potensial økt utsortering av plastemballasje som følge av virkemiddel J1A.

Det forutsettes at virkemiddelet medfører at kommuner som i dag ikke har etablert system for utsortering, vil innføre kildesortering av plastemballasje, og at disse kommunene oppnår

gjennomsnittlig utsorteringsgrad for hentesystem (41%). Videre antas at virkemiddelet ikke påvirker de kommuner som allerede har et system for utsortering, og dermed vil det heller ikke utløse økt utsortering her.

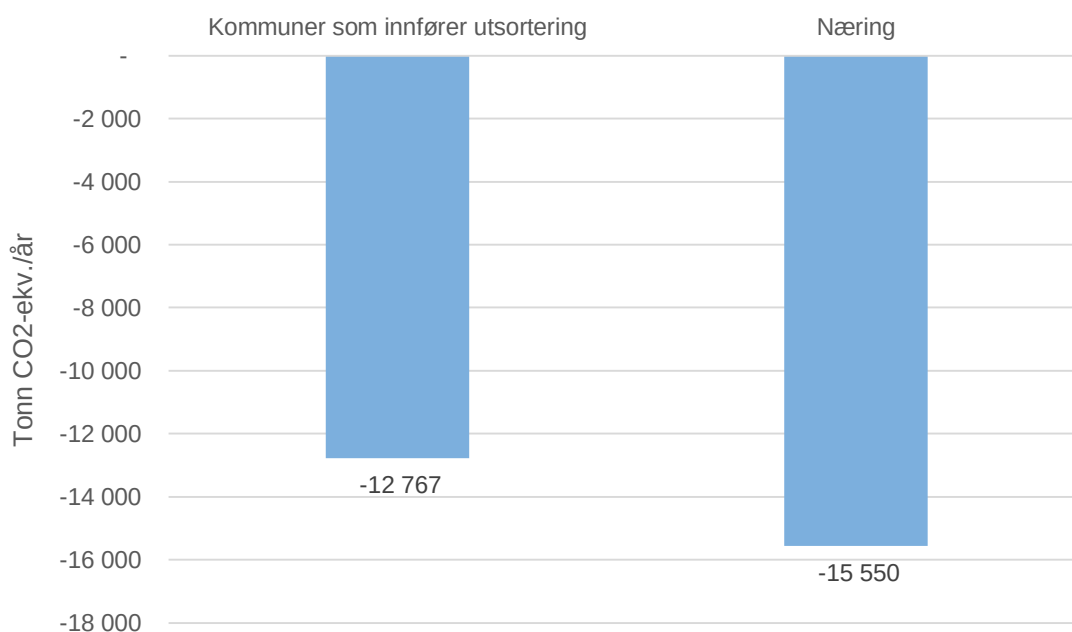
For næringsavfall antas at potensialet som utløses i hovedsak vil komme fra aktører som hver og en har relativt små volumer med en blanding av ulike plasttyper (hovedsakelig LDPE og HDPE) som er relativt lik plastemballasje fra husholdninger (jfr. kapittel 8). Det antas at videre 90% av aktørene oppretter et system for utsortering, at man oppnår 40% utsortering og at 50% av dette utsorteres til materialgjenvinning (de resterende 50% blir såkalt «energiplast»). Dermed blir total utsorteringsgrad til materialgjenvinning 18 %.

Totalt antas virkemiddelet å utløse økt utsortering på 4 806 og 5 854 tonn plastemballasje fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder plastemballasje som beskrevet ovenfor vil virkemiddel J1A medføre en klimanytte på omtrent 28 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Potensialet fra næring er noe høyere sammenliknet med husholdninger. Dette kommer av at de fleste kommuner allerede har innført utsortering av plastemballasje.

Resultatene for plastemballasje forutsetter at blandet plast går igjennom en sortering (ved at avfallshåndterere samarbeider med eksisterende aktører med sorteringsanlegg). Dette er ikke alltid tilfelle for utsortert blandet plast fra næring, som ofte sendes til forbrenning i dag (såkalt «energiplast»). Dersom den utsorteres for deretter å sendes til forbrenning, vil klimanytten være null. Et påbud om utsortering bør derfor ha føringer for hva som skal skje med utsortert blandet plast.



Figur 9-5 Miljønytte for utsortert plastemballasje som følge av virkemiddel J1A.

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1A er:

- (Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til ett offentlig årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
 - Kostnader knyttet til en årlig informasjonskampanje i hver kommune som p.t. ikke har tilbud om kildesortering av våtorganisk avfall
- Variable kostnader:
 - Oppsamlingskostnader (avfallsdunker)
 - Innsamlingskostnader
 - Mottak og balling
 - Behandlingskostnad (differanse forbrenning og materialgjenvinning)

Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave eller lik null. De administrative kostnadene er fordelt vektmessig mellom utløste tonnasje fra henholdsvis næring og kommuner.

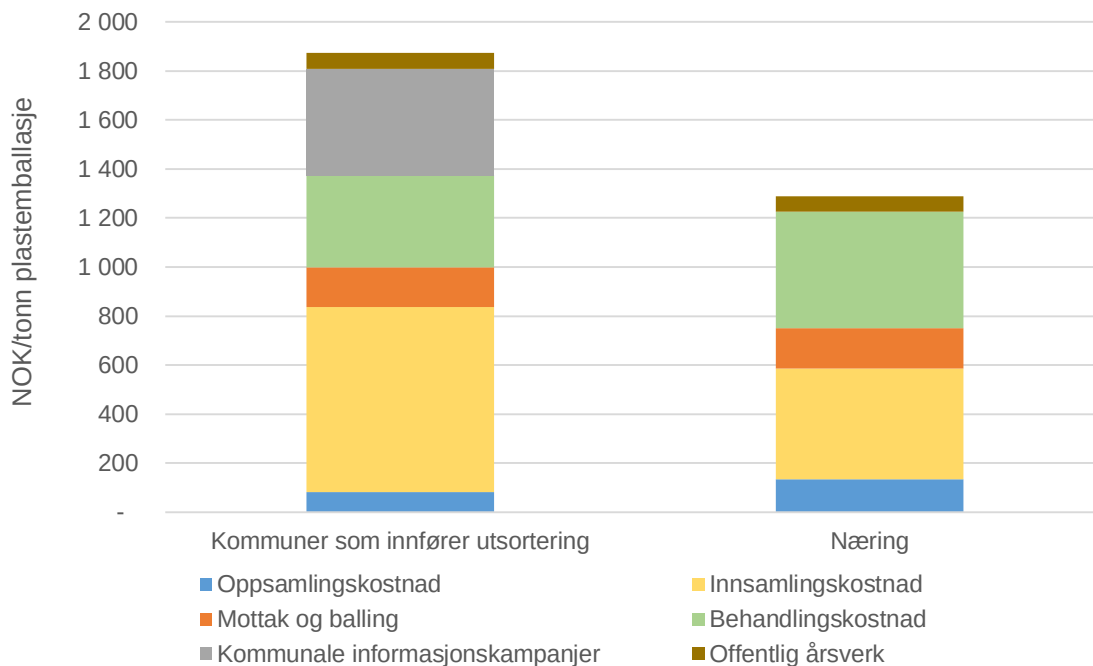
Tabell 9-3 viser de faste og de variable kostnadene knyttet til virkemiddel J1A for plastemballasje

Tabell 9-3 Differansekostnader for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1A i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner

Differansekostnad Plastemballasje J1A		Kommuner	Næring	Enhet
Variable kostnader		1 375	1 225	NOK/tonn
Faste kostnader	Kommunale informasjonskampanjer om utsortering	2 088		1000 NOK/år
	Offentlig årsverk (prinsipal)	305	371	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		9 000	7 541	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1A er beregnet til 16,5 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos husholdningene og næringer er estimert til henholdsvis 9 mill NOK/år og 7,5 mill NOK/år.

Figur 9-6 viser differanseenhetskostnaden fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av plastemballasje gjennom J1A. For tonnasje utløst fra kommuner blir total enhetskostnad 1 873 NOK/tonn og for tonnasje utløst fra næring blir total enhetskostnad 1 288 NOK/tonn.



Figur 9-6 Differansekostnader for utsortering til materialgjenvinning fremfor energigjenvinning for plastemballasje [NOK/tonn].

Tabell 9-2 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel J1A.

Tabell 9-4 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1A, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel J1A Plastemballasje	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	4 806	5 854	Tonn/år
Miljønytte	-12 767	-15 550	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	9 000	7 541	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 873	1 288	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	705	485	NOK/tonn spart CO2-ekv.

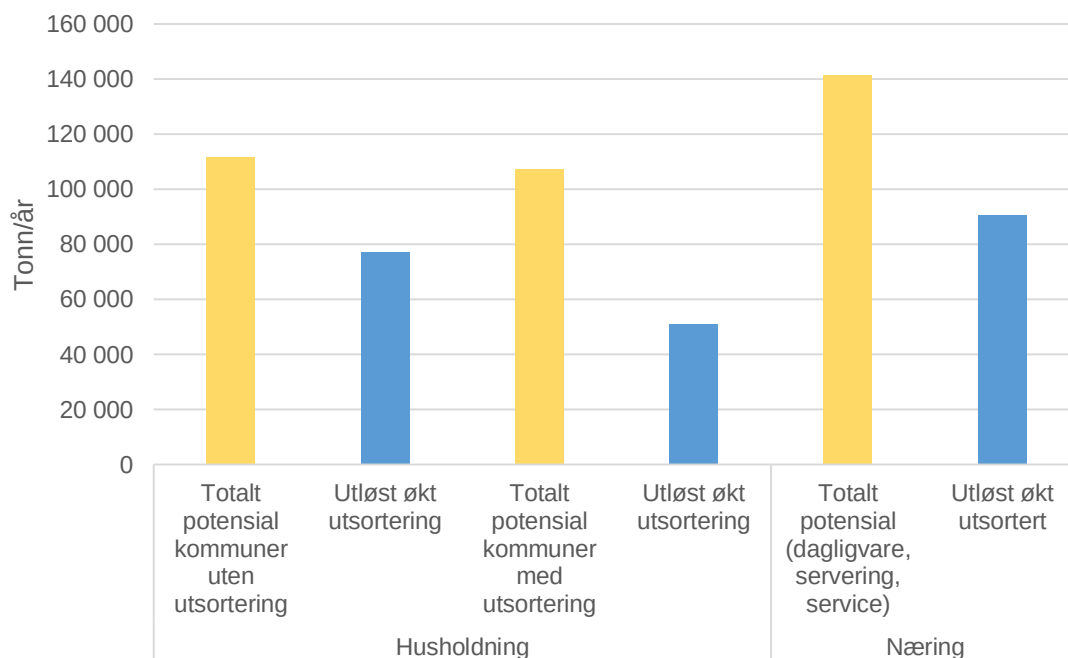
9.3 Juridisk virkemiddel J1B: Pålegg om utsortering og økt bruk av differensiering av avfallsgebyret

Virkemiddel J1B omfatter, tilsvarende som for J1A, et forskriftsmessig pålegg om tilrettelegging for utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra husholdninger og næringsliv med mål om å oppnå økt utsortering for materialgjenvinning og biologisk utnyttelse. I tillegg legges det til grunn økt bruk av differensiering i kommunene ved at de oppfordres sterkt til å tilrettelegge for at abonnenter kan få lavere avfallsgebyr for mindre restavfallsmengder ved f.eks. redusert størrelse på avfallsdunken eller redusert hentefrekvens. Det presiseres at gebyrdifferensieringen bør være relativt betydelig, men det er vanskelig å anslå hvor store forskjeller som må til for at ønsket effekt skal oppnås.

9.3.1 Våtorganisk avfall

Potensial for økt utsortering

Figur 9-7 viser økt utsortering av våtorganisk avfall fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J1B, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddelet. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-7 Potensial økt utsortering av våtorganisk avfall som følge av virkemiddel J1B.

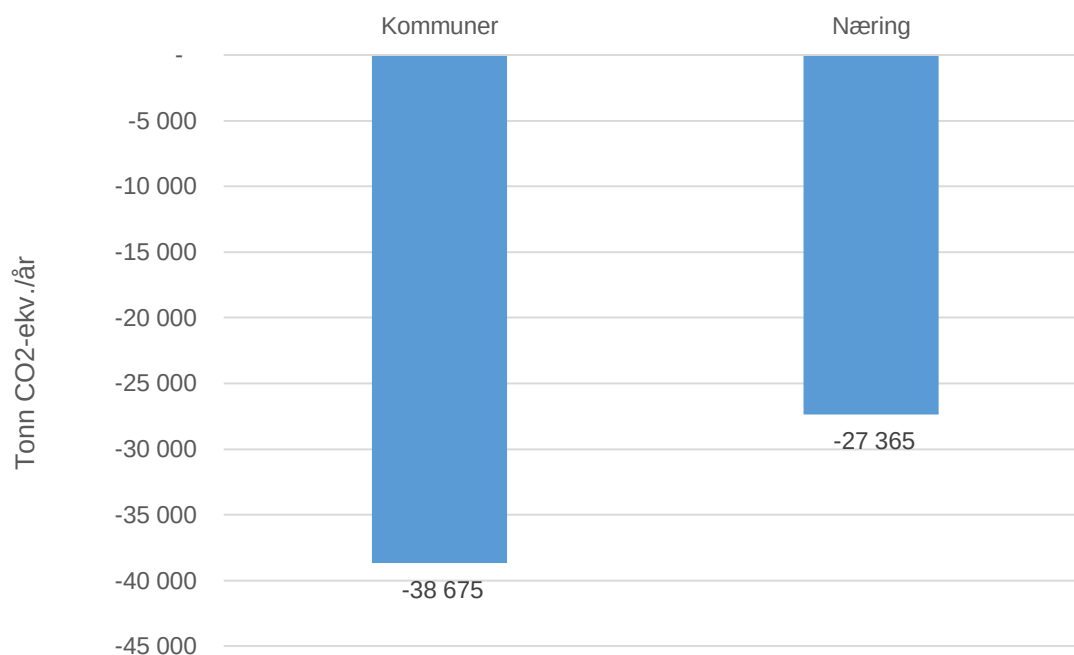
På samme måte som for virkemiddel J1A, antas at for kommuner som ikke har et system for utsortering, vil virkemiddelet medføre at dette blir iverksatt og at kommunene oppnår gjennomsnittlig utsorteringsgrad (69%). Videre antas at kommunene i stor grad tar i bruk gebyrdifferensiering ved å tilrettelegge for at abonnenter kan få lavere avfallsgebyr dersom de f.eks. velger en mindre dunk til restavfall eller redusert hentefrekvens. Det forutsettes at gebyrdifferensieringen fører til at kommuner som i dag har utsortering øker sin utsortering fra gjennomsnittlig til høy utsorteringsgrad (84%).

For næringsavfall er forutsetningene de samme som for virkemiddel J1A, ettersom næringer ikke påvirkes av kommunenes avfallsgebyrer.

Totalt antas virkemiddelet å utløse økt utsortering på 128 000 og 90 000 tonn våtorganisk avfall fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder som beskrevet ovenfor, og at alt det utsorterte våtorganiske avfallet går til biogassproduksjon der biogassen benyttes som drivstoff og bioresten benyttes som biogjødsel, vil virkemiddel J1B medføre en klimanytte på omtrent 66 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Det største potensialet kommer fra husholdninger.



Figur 9-8 Miljønytte for utsortert våtorganisk avfall som følge av virkemiddel J1B

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1B er (jfr. Tabell 7-1 og Tabell 7-3):

- Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til ett offentlig årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
 - Kostnader knyttet til en årlig informasjonskampanje i hver kommune som p.t. ikke har tilbud om kildesortering av våtorganisk avfall
- Variable kostnader:
 - Oppsamlingskostnader (avfallsdunker)
 - Innsamlingskostnader
 - Transportkostnader fra omlastning videre til biogassanlegg
 - Behandlingskostnad (differanse forbrenning og biogass)

Administrative kostnader fordeles vektmessig mellom utløste tonnasje for henholdsvis næring og kommuner.

For næring er kostnadene, utløst potensiale og miljønytte uendret for J1B sammenliknet med J1A, med unntak av en liten forskyvning i de faste kostnadene knyttet til årsverket i MD (grunnet økt utsortering fra kommuner).

For kommunene vil differansekostnadene variere for kommuner med og uten eksisterende system for utsortering av våtorganisk avfall. For kommuner med utsortering p.t. gjelder ikke oppsamlingskostnadene (nullalternativ inkluderer system for utsortering) eller kostnader knyttet til kommunale informasjonskampanjer om innføring av kildesortering. Det antas også at beregnet innsamlingskostnad (262 NOK/tonn) reduseres med 20 % for kommuner med eksisterende system, grunnet mer effektiv utnyttelse av eksisterende system (økt innsamlet tonnasje per rute mm.) (Bø, Flygansvær og Grønland 2012).

Det forutsettes at det ikke påløper ytterligere kostnader knyttet til utarbeiding, iverksetting og kommunikasjonsarbeid omkring gebyrdifferensiering i kommuner som ikke har gebyrdifferensiering i dag (137 stk.), ettersom dette krever minimal omstrukturering av eksisterende arbeidsrutiner i kommunal sektor basert på informasjon fra intervjuer av kommuner som ble foretatt i prosjektet.

Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave eller lik null.

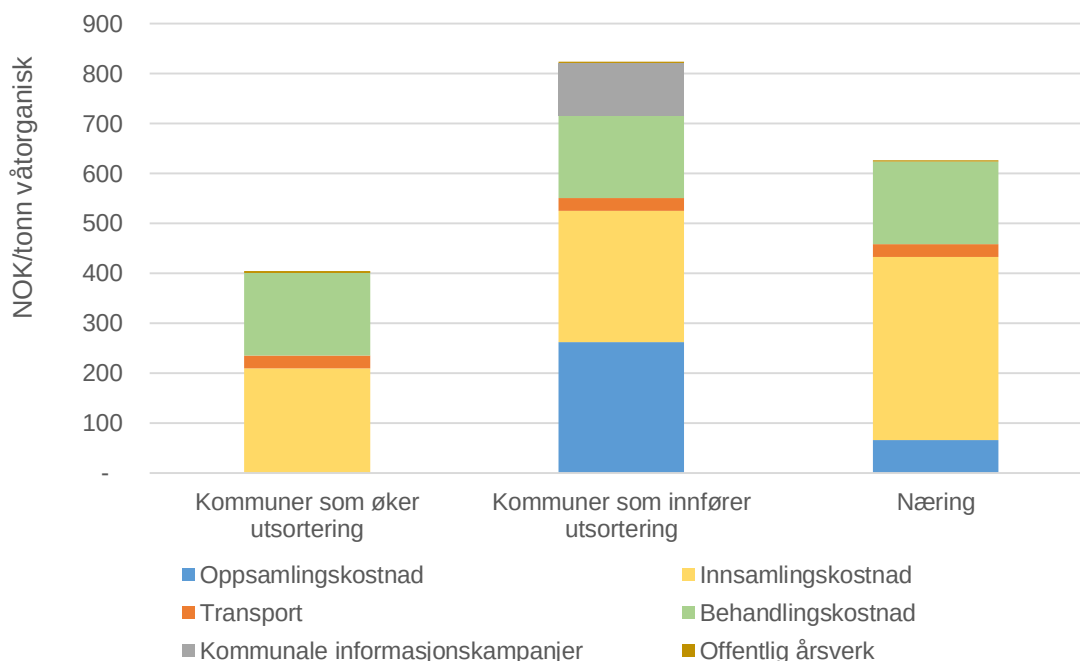
Tabell 9-5 viser faste og variable kostnader knyttet til virkemiddel J1B for økt utsortering av våtorganisk avfall.

Tabell 9-5 Differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1B i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner.

Differansekostnad Våtorganisk avfall J1B		Kommuner som øker utsortering	Kommuner som innfører utsortering	Næring	Enhet
Variable kostnader		401	716	623	NOK/tonn
Faste kostnader	Kommunale informasjonskampanjer om utsortering	8 093	8 093		1000 NOK/år
	Offentlig årsverk (prinsipal)	396	396	280	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		28 938	63 626	56 736	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1B er beregnet til 150 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos kommuner med utsortering, kommuner uten utsortering og næringer er estimert til henholdsvis 28,9 mill NOK/år, 63,6 mill NOK/år og 56,7 mill NOK/år.

Figur 9-9 viser differanseenhetskostnad fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom J1B. For tonnasje utløst fra kommuner med eksisterende system for utsortering blir total differanseenhetskostnad 404 NOK/tonn. For tonnasje utløst fra kommuner uten eksisterende system for utsortering blir total differanseenhetskostnad 824 NOK/tonn, og for tonnasje utløst fra næring blir total differanseenhetskostnad 626 NOK/tonn.



Figur 9-9 Differansekostnader for utsortering til biogassproduksjon fremfor energigjenvinning for våtorganisk avfall [NOK/tonn].

Total differanseenhetskostnad for alle kommuner sett under ett (både med og uten eksisterende system for utsortering p.t.) blir 657 NOK/tonn.

Tabell 9-8 Tabell 9-2 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel J1B. Her vises resultatet samlet for alle kommuner uavhengig gjeldende avfallshåndtering.

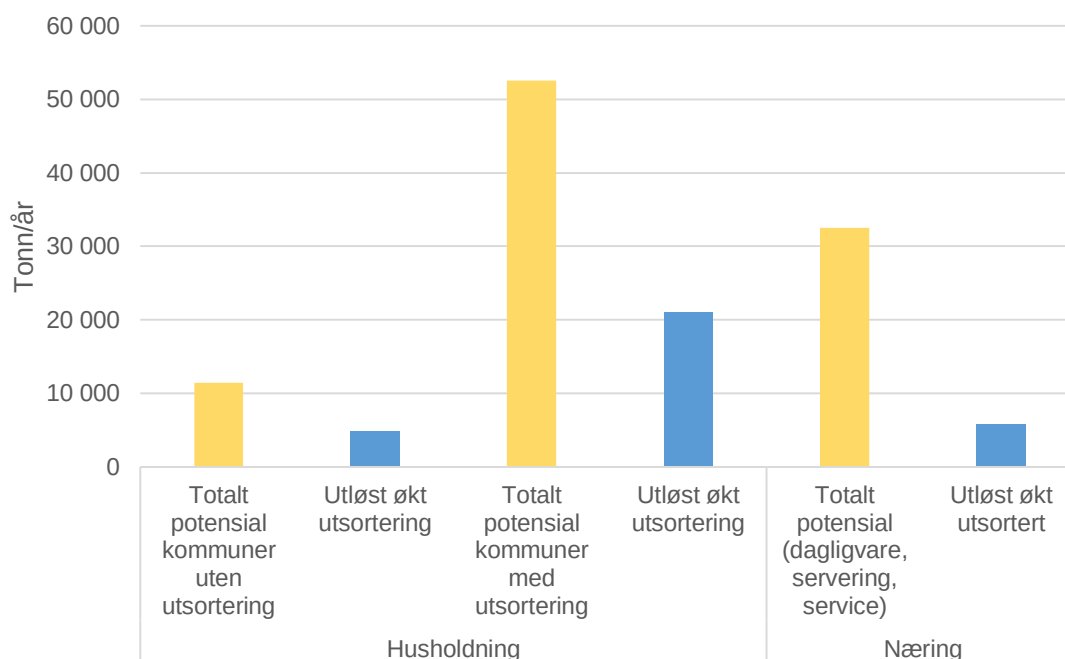
Tabell 9-6 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J1B, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel J1B Våtorganisk avfall	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	128 015	90 578	Tonn/år
Miljønytte	-38 675	-27 365	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	84 075	56 736	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	657	626	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	2 174	2 073	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.3.2 Plastemballasje

Potensial for økt utsortering

Figur 9-10 viser økt utsortering av plastemballasje fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J1B, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddelet. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-10 Potensial for økt utsortering av plastemballasje som følge av virkemiddel J1B.

På samme måte som for virkemiddel J1A, forutsettes at for kommuner som ikke har et system for utsortering, vil virkemiddelet medføre at dette blir iverksatt og at kommunene oppnår gjennomsnittlig utsorteringsgrad for hentesystem (41%). Videre antas at kommunene i stor grad tar i bruk gebyrdifferensiering ved å tilrettelegge for at abonnenter kan få lavere avfallsgebyr dersom de f.eks. velger redusert størrelse på avfallsbeholder eller redusert hentefrekvens. Dette forutsettes å medføre at kommuner som i dag har utsortering øker sin utsortering fra gjennomsnittlig til høy utsorteringsgrad (65%).

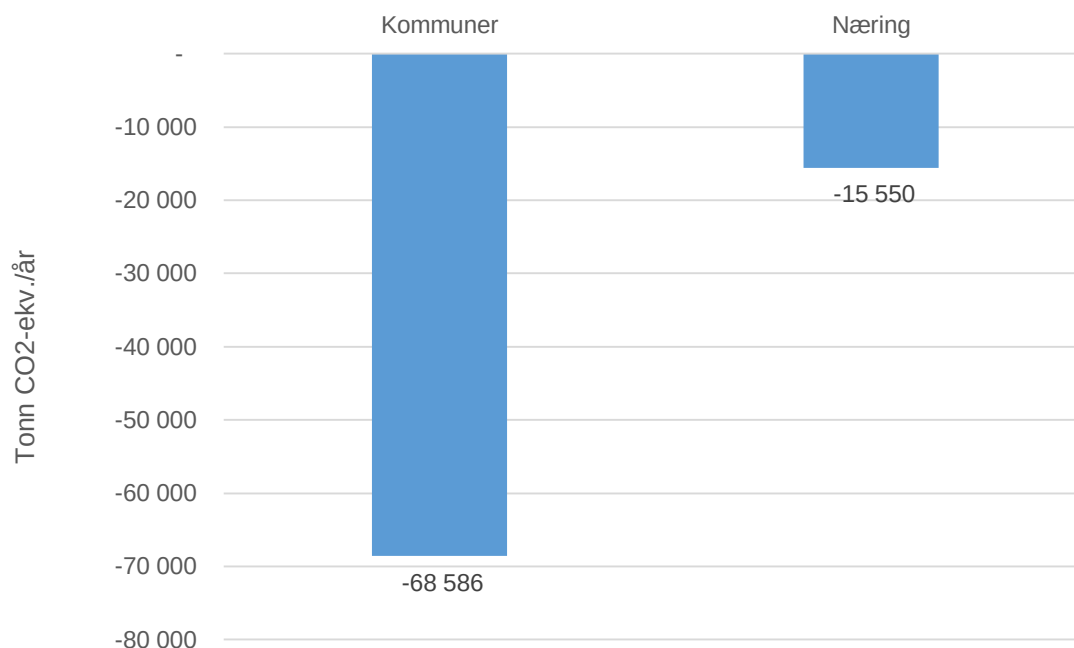
For næringsavfall er forutsetningene de samme som for virkemiddel J1A ettersom næring ikke påvirkes av kommunenes avfallsgebyrer.

Totalt antas virkemiddelet å utløse et potensial 25 821 og 5 854 tonn plastemballasje fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder plastemballasje som beskrevet ovenfor vil virkemiddel J1B medføre en klimanytte på omtrent 84 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Sparte klimagassutslipp fra husholdninger er betydelig høyere i J1B sammenliknet med J1A. Dette kommer av at de fleste kommunene i Norge allerede har innført utsortering av plastemballasje. Dette viser at det er viktig at virkemidler for økt utsortering ikke bare rettes mot de som ikke har innført utsortering, men også rettes mot å forbedre utsorteringsgraden i de kommunene som allerede har utsortering for å oppnå maksimal klimanytte.

I likhet med virkemiddel J1A bør denne virkemiddelpakken bør ha føringer for hva som skal skje med utsortert blandet plast, for å unngå at plast som er utsortert går til energiutnyttelse.



Figur 9-11 Miljønytte for utsortert plastemballasje, virkemiddel J1B

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av emballasjeplast gjennom virkemiddel J1B er (jfr. Tabell 7-2 og Tabell 7-4):

- Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til ett offentlig årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
 - Kostnader knyttet til en årlig informasjonskampanje i hver kommune som p.t. ikke har tilbud om kildesortering av våtorganisk avfall
- Variable kostnader:
 - Oppsamlingskostnader (avfallsdunker)
 - Innsamlingskostnader
 - Mottak og balling
 - Behandlingskostnad (differanse forbrenning og materialgjenvinning)

Administrative kostnader fordeles vektmessig mellom utløste tonnasje for henholdsvis næring og kommuner.

For næring er kostnadene, utløst potensiale og miljønytte uendret for J1B sammenliknet med J1A, med unntak av en liten forskyvning i de faste kostnadene knyttet til årsverket i MD (grunnet økt utsortering fra kommuner).

For kommunene vil differansekostnadene variere for kommuner med og uten eksisterende system for utsortering av plastemballasje. For kommuner med utsortering p.t. gjelder ikke oppsamlingskostnadene (nullalternativ inkluderer system for utsortering) eller kostnader knyttet til kommunale informasjonskampanjer om innføring av kildesortering. Det antas også at beregnet

innsamlingskostnad (755 NOK/tonn) reduseres med 20 % for kommuner med eksisterende system, grunnet mer effektiv utnyttelse av eksisterende system (økt innsamlet tonnasje per rute mm.) (Bø, Flygansvær og Grønland 2012).

Det forutsettes at det ikke påløper ytterligere kostnader knyttet til utarbeiding, iverksetting og kommunikasjonsarbeid omkring gebyrdifferensiering i kommuner som ikke har gebyrdifferensiering i dag (137 stk.), ettersom dette krever minimal omstrukturering av eksisterende arbeidsrutiner i kommunal sektor basert på informasjon fra intervjuer av kommuner som ble foretatt i prosjektet.

Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave eller lik null.

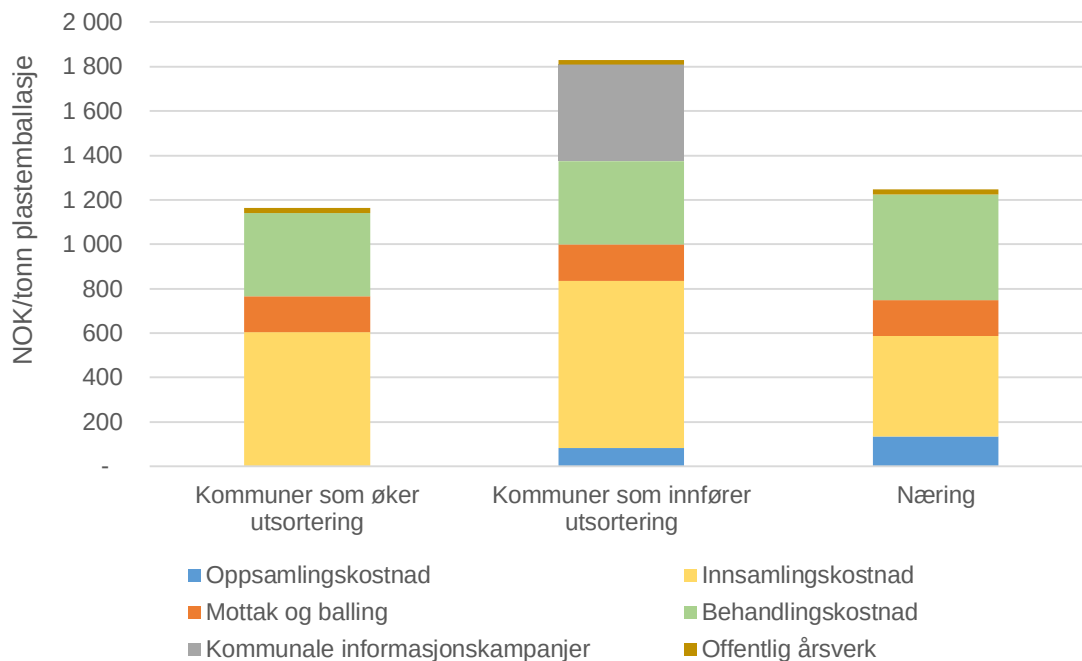
Tabell 9-7 viser faste og variable kostnader knyttet til virkemiddel J1B for økt utsortering av plastemballasje.

Tabell 9-7 Differansekostnader for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1B i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner.

Differansekostnad Plastemballasje J1B		Kommuner som øker utsortering	Kommuner som innfører utsortering	Næring	Enhet
Variable kostnader		1 142	1 375	1 225	NOK/tonn
Faste kostnader	Kommunale informasjonskampanjer om utsortering	2 088	2 088		1000 NOK/år
	Offentlig årsverk (prinsipal)	551	551	125	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		26 641	9 247	7 295	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1B er beregnet til 43 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos kommuner med eksisterende system for utsortering, uten eksisterende system for utsortering og næringer er estimert til henholdsvis 26,6 mill NOK/år, 9,2 mill NOK/år og 7,3 mill NOK/år.

Figur 9-12 viser differanseenhetskostnaden fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av plastemballasje gjennom J1B. For tonnasje utløst fra kommuner som øker utsorteringen blir total differanseenhetskostnad 1 163 NOK/tonn, for tonnasje utløst fra kommuner som innfører utsortering blir total differanseenhetskostnad 1 831 NOK/tonn og for tonnasje utløst fra næring blir total differanseenhetskostnad 1 246 NOK/tonn.



Figur 9-12 Differansekostnader for utsortering til materialgjenvinning fremfor energigjenvinning for plastemballasje [NOK/tonn].

Total differanseenhetskostnad for alle kommuner sett under ett (både med og uten utsortering p.t.) blir 1 288 NOK/tonn (hovedvekten av utløst potensial fra kommuner ligger hos kommuner med som øker utsorteringen, og differanseenhetskostnaden påvirkes dermed mest av disse kommunene).

Tabell 9-8 Tabell 9-2 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel J1B. Her vises resultatet samlet for alle kommuner uavhengig gjeldende avfallshåndtering.

Tabell 9-8 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J1B, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel J1B Plastemballasje	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	25 821	5 854	Tonn/år
Miljønytte	-68 586	-15 550	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	33 249	7 295	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 288	1 246	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	485	469	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.4 Juridisk virkemiddel J2: Forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering av våtorganisk avfall

Virkemiddel J2 omfatter et forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering våtorganisk avfall. Forbudet vil være rettet mot energigjenvinningsanlegg for avfall, mens pålegget vil være rettet mot kommuner (husholdningsavfall) og bedriftene som genererer avfallet (avfallsbesitter), eventuelt eiendomsbesitter/huseier (som kontraktspart med avfallsentreprenør), tilsvarende som for virkemidlene J1A og J1B. Målet med dette virkemiddelet er at plastemballasje skal «styres bort» fra avfallsforbrenning og over til materialgjenvinning. Forbudet bør være knyttet til et nasjonalt mål om utsortering med krav til rapportering til Miljødirektoratet, som også vil være prinsipal for iverksetting av virkemiddelet.

Årsaken til at forbud mot forbrenning av (en maks andel) våtorganisk avfall ikke er vurdert, er at et slikt forbud forutsettes å kreve sentralsortering i forkant, noe som vanskelig lar seg gjøre for våtorganisk avfall. Det betyr at innføring av virkemiddel J2 for våtorganisk avfall ville medført innføring av kontrollrutiner/plukkanalyser av restavfall før det forbrennes, men her ville det også vært utfordringer med å finne reelle behandlingsalternativer for restavfall med for høy andel våtorganisk avfall. Problemstillingen er derfor ulik den som oppstod ved innføringen av deponiforbud for våtorganisk avfall, fordi restavfall med for høyt våtorganisk innhold til deponi, kunne videresendes til energigjenvinning. Det er også verdt å påpeke at det er store usikkerheter rundt bruksområdet for biorest som har vært blandet med restavfall, og at det kan være begrensninger i avsetning og bruk som følge av forurensninger fra restavfallet. Dette medfører at det vil være vanskelig å innføre et forbud mot forbrenning av (en maks andel) våtorganisk avfall.

Med bakgrunn i dette, er virkemiddel J2 analysert som en kombinasjon av et forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plast, supplert med et krav om utsortering av våtorganisk avfall i forkant. Virkemiddelet analyseres med basis i etablering av sentralsorteringsanlegg for plastemballasje (som en del av restavfallet), og med kildesortering av våtorganisk avfall (samt andre relevante avfallsfraksjoner som papp/papir, glass, metall, EE-avfall etc) i forkant.

Med bakgrunn i at sentralsorteringsanlegg krever en relativt tett befolkning for å kunne forsvares økonomisk, er analysen forenklet ved å anta at virkemiddelet blir gjort gjeldende for alle kommuner sør for Nord-Trøndelag fylke. Det omfatter 88 % av Norges befolkning. Det poengteres at dette er en sterk forenkling av analysen. Vurdering av en slik løsning for landet som helhet får ikke frem regionale forskjeller, som sannsynligvis vil være gjeldende i større grad for dette virkemiddelet enn for de andre, siden også restavfallet (sammen med plast) påvirkes i stor grad av dette virkemiddelet da det må transporteres til sentralsorteringsanlegg. Det vil være mer relevant å analysere innføring av sentralsorteringsanlegg i utvalgte regioner i landet (Stensgård 2015), fremfor å vurdere en slik løsning for hele landet som helhet. Det er altså svært viktig å vurdere denne typen virkemidler vurderes i lys av kapasitet og lokalisering slik at man ikke kommer i en situasjon med overetablering.

Det bør på samme måte som for virkemiddel J1A, vurderes mulighet for å søke om dispensasjon mot forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje der kommuner/avfallsbesitter kan dokumentere at miljønyttene knyttet til sortering ikke er positiv sammenlignet med

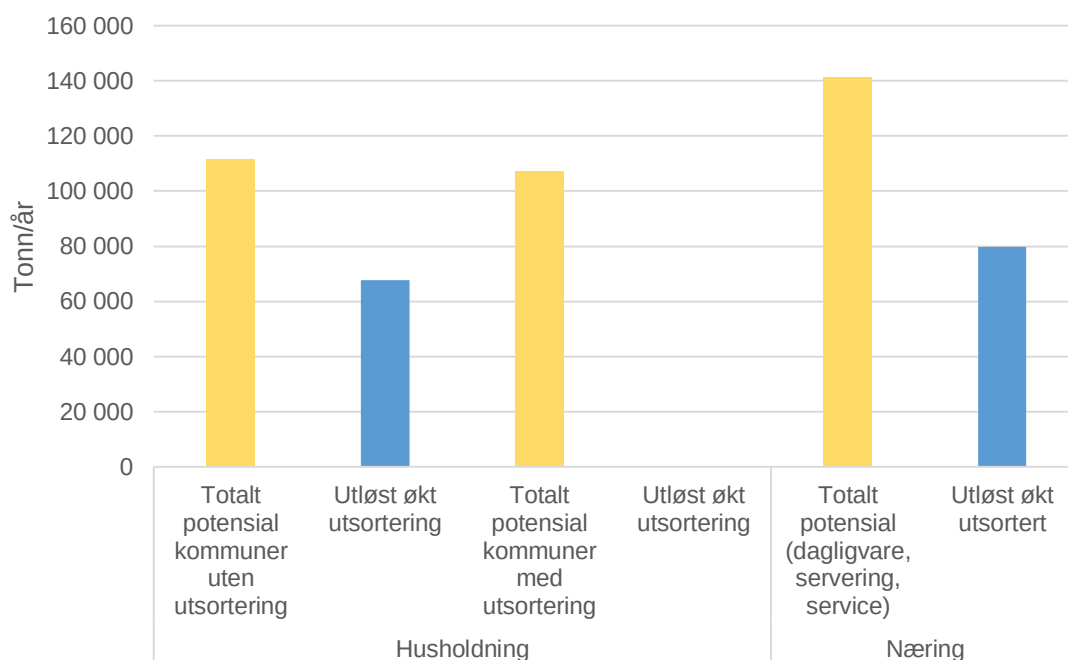
restavfallsbehandling, og/eller dersom kostnadene ved å etablere/drifte utsorteringen blir uforholdsmessig høye.

Det presiseres at analysen av virkemiddel J2 i større grad er heftet med usikkerhet enn de andre virkemidlene. Årsaken til dette er at restavfallet (sammen med plast) også blir påvirket i stor grad ettersom det må gjennom et sentralsorteringsanlegg, noe som sannsynligvis vil dette gjøre virkemiddelet mer følsomt for regionale forskjeller. I tillegg er teknologien/løsningen er relativt ny, noe som gjør kostnadene mer usikre. Det er også verdt å ta med i betraktningen at et utstrakt system med sentralsortering kan medføre at en går bort ifra veletablerte og fungerende system for kildesortering.

9.4.1 Våtorganisk avfall

Potensial for økt utsortering

Figur 9-13 viser økt utsortering av våtorganisk avfall fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J2, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddelet. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-13 Potensial økt utsortering av våtorganisk avfall som følge av virkemiddel J2.

Som beskrevet over, blir dette virkemiddelet analysert med basis i etablering av sentralsorteringsanlegg for plastemballasje med utsortering av våtorganisk avfall i forkant, og gjelder kun kommuner sør for Nord-Trøndelag (88 % av befolkningen). På samme måte som for virkemiddel J1A, antas at for kommuner (her: sør for Nord-Trøndelag) som ikke har et system for utsortering, vil

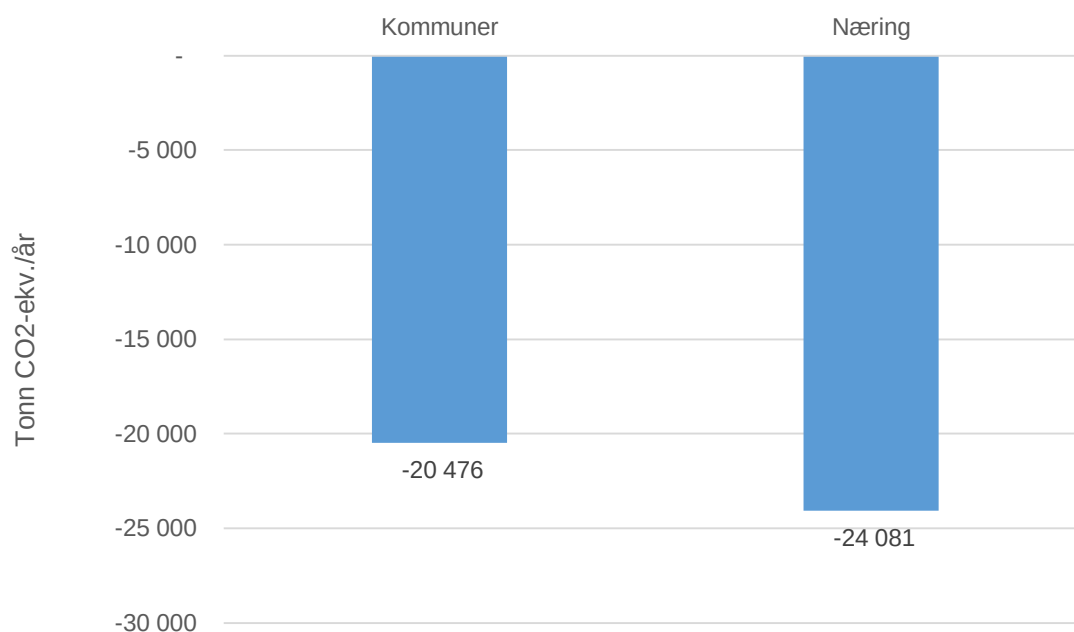
virkemiddelet medføre at dette blir iverksatt og at kommunene oppnår gjennomsnittlig utsorteringsgrad (69%). Videre antas at virkemiddelet ikke påvirker kommuner som allerede har et system for utsortering, og dermed vil det heller ikke utløse økt utsortering i disse kommunene.

For næringsavfall er forutsetningene de samme som for virkemiddel J1A, men også her blir de nasjonale tallene korrigert ned til 88 % (antar at næringsvirksomhet i hovedsak følger befolkningsmønsteret). Potensialet som utløses vil i hovedsak komme fra dagligvarebransjen, serveringsbransjen og fra andre servicenæringer. Det forutsettes det oppnås en innsamlingsgrad tilnærmet gjennomsnittet for husholdningene ved at det innføres i kildesortering av våtorganisk avfall hos 80 % av aktørene og at utsorteringsgraden er 80 % (totalt 64%).

Totalt antas virkemiddelet å utløse økt utsortering på 68 000 og 80 000 tonn våtorganisk avfall fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder som beskrevet ovenfor, og at avfallet går til biogassproduksjon der biogassen benyttes som drivstoff og bioresten unyttes som biogjødsel, vil virkemiddel J2 medføre en klimanytte på omtrent 45 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Gevinsten er noe lavere sammenliknet med virkemiddel J1A, ettersom det antas at de nordligste fylkene er unntas fra forbudet for å unngå at store deler restavfall transporteres over lange avstander.



Figur 9-14 Miljønytte for utsortert våtorganisk avfall, virkemiddel J2

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J2 er (jfr. Tabell 7-1 og Tabell 7-3):

- Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til to offentlige årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
- Variable kostnader:
 - Sentralsortering

Som nevnt i kapittel 7 er de variable kostnadskomponentene knyttet til virkemiddel J2 ikke fordelt på plastemballasje og våtorganisk avfall. Dette skyldes delvis at tilgjengelige kostnadsdata for investering og drift av sentralsorteringsanlegg ikke er mulig å splitte opp på anleggets ulike fraksjoner, og delvis at det er vanskelig å si hvilke kostnadskomponenter som bør tilegnes de ulike avfallsfraksjonene. Samtlige kostnader knyttet til drift og investering av anlegget, samt inntekter knyttet til økt utsortering av plast, metall og papp/papir er tilskrevet summen av tonnasje utsortert plastemballasje fra anlegget og våtorganisk avfall fra kilden.

Administrative kostnader fordeles vektmessig mellom utløste tonnasje for henholdsvis næring og kommuner.

Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave eller lik null. Det antas at virkemiddel J2 ikke medfører økte oppsamlings- og innsamlingskostnader sammenliknet med nullalternativet.

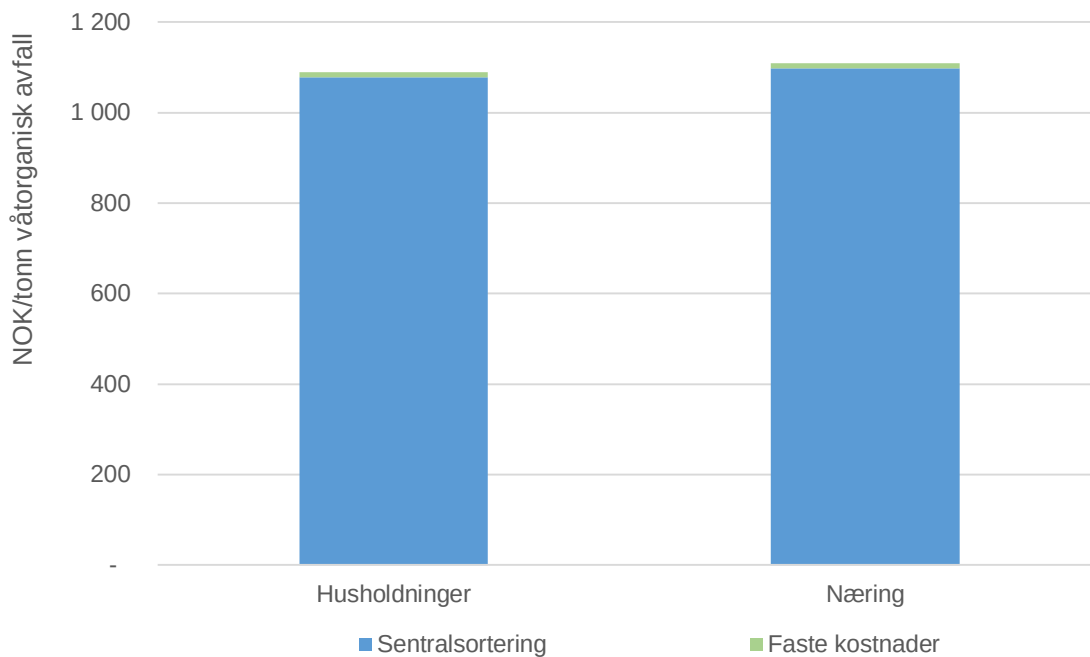
Tabell 9-11 viser faste og variable kostnader knyttet til virkemiddel J2 for økt utsortering av våtorganisk avfall.

Tabell 9-9 Differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J2 i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner.

Differansekostnad Våtorganisk avfall J2		Kommuner	Næring	Enhet
Variable kostnader		1 078	1 098	NOK/tonn
Faste kostnader	Offentlig årsverk (prinsipal)	310	365	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		73 398	87 912	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J2 er beregnet til 161 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos kommuner og næringer er estimert til henholdsvis 73,4 mill NOK/år og 87,9 mill NOK/år.

Figur 9-15 viser differanseenhetskostnad fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom J2. For tonnasje utløst fra kommuner blir total differanseenhetskostnad 1 083 NOK/tonn, og for tonnasje utløst fra næring blir total differanseenhetskostnad 1 103 NOK/tonn.



Figur 9-15 Differansekostnader for utsortering via sentralsortering til biogass fremfor energigjenvinning for våtorganisk avfall [NOK/tonn].

Tabell 9-10 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel J2.

Tabell 9-10 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av våtorganisk gjennom virkemiddel J2, fordelt på kommuner og næring.

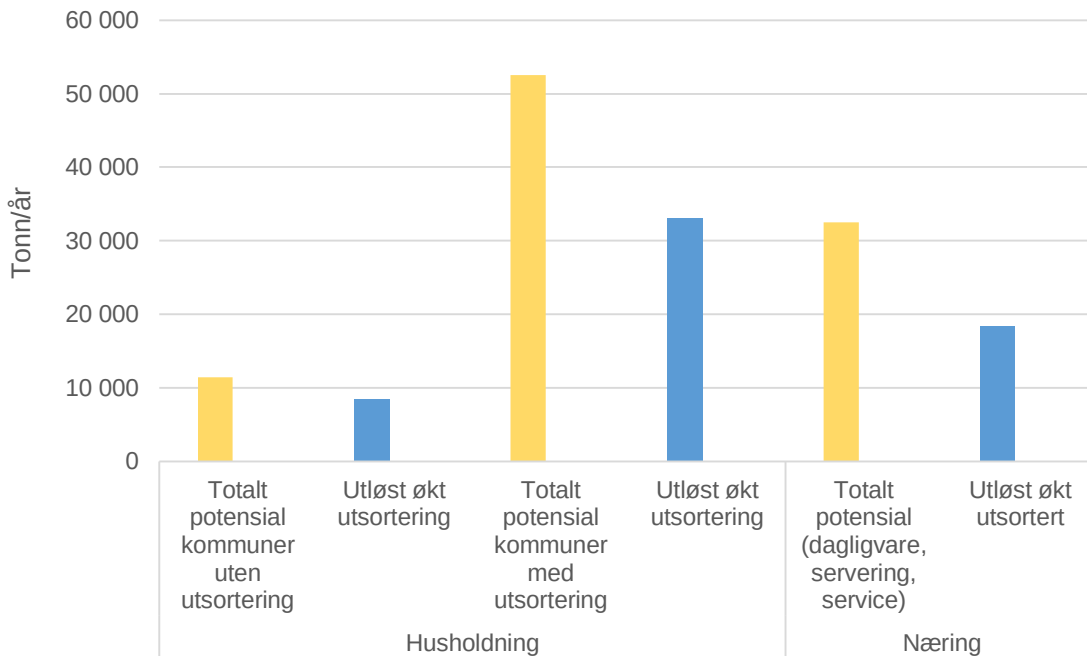
Virkemiddel J2 Våtorganisk avfall	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	67 774	79 708	Tonn/år
Miljønytte	-20 476	-24 081	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	73 398	87 912	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 083	1 103	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	3 585	3 651	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.4.2 Plastemballasje

Potensial for økt utsortering

Figur 9-16 viser potensialet for økt utsortering av plastemballasje avfall fra husholdninger og næringer som antas utløst som følge av virkemiddel J2, sammenlignet med totalt potensial for økt utsortering. De gule stolpene representerer totalt potensial for økt utsortering fra henholdsvis husholdning og næring, mens de blå stolpene viser antatt utløst potensial som følge av virkemiddelet. For husholdningsavfall er potensialet ytterligere kategorisert i henhold til hvorvidt kommunen p.t har, eller

ikke har, et system for utsortering. Årsaken til dette er at ulike virkemidler kan påvirke disse potensialene i forskjellig grad.



Figur 9-16 Potensial for økt utsortering av plastemballasje som følge av virkemiddel J2.

Som beskrevet over, blir dette virkemiddelet analysert med basis i etablering av sentralsorteringsanlegg for plastemballasje med utsortering av våtorganisk avfall i forkant, og kun for kommunene sør for Nord-Trøndelag (88 % av befolkningen) (SSB 2015b). Det antas videre at alle kommuner vil oppnå en utsorteringsgrad tilnærmet det ROAF antas å oppnå (15 kg/innbygger, år = 83 %).

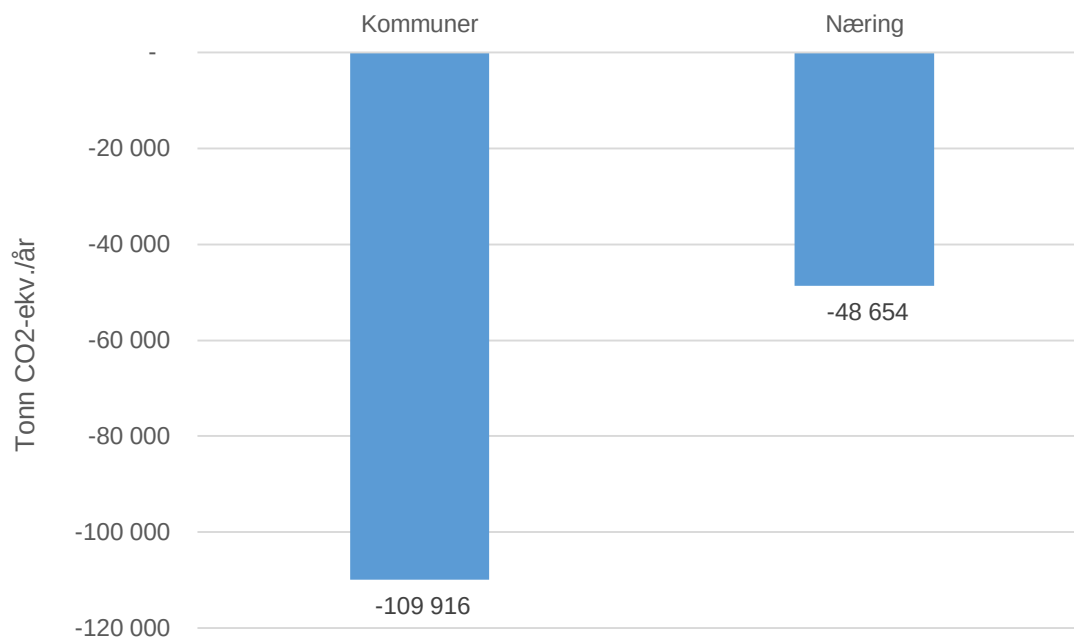
For næringsavfall antas også at hovedmengdene (80 %) går via et sentralsorteringsanlegg med en utsorteringsgrad på ca. 80 % til materialgjenvinning. I tillegg korrigeres mengdene med 88 % på samme måte som husholdningsplast, jfr. andel innbyggere sør for Nord-Trøndelag fylke.

Totalt antas virkemiddelet å utløse økt utsortering på 41 000 og 18 000 tonn plastemballasje fra henholdsvis husholdninger og næringer.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder plastemballasje som beskrevet ovenfor vil virkemiddel J2 medføre en klimanytte på totalt ≈159 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Den forutsatte utsorteringsgraden har stor innvirkning på klimanytten til tiltaket. Utsorteringsgraden i sentralsorteringsanlegg ser ut til å være på høyde med kommunene med høy utsorteringsgrad og kan derfor være et tiltak for å øke utsorteringen av plast.

Det understrekes at ettersom estimert utsorteringsgrad er basert på informasjon fra kun ett anlegg, og dette anlegget ikke har vært lenge i drift, er det knyttet en del usikkerheter til resultatene.



Figur 9-17 Miljønytte for utsortert plastemballasje som følge av virkemiddel J2.

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av emballasjeplast gjennom virkemiddel J2 er (jfr. Tabell 7-2 og

Tabell 7-4):

- Faste kostnader:
 - Administrative kostnader knyttet til to offentlige årsverk per år i Miljødirektoratet (prinsipal), for oppfølging av både kommuner og næringer.
- Variable kostnader:
 - Sentralsortering

Som nevnt er de variable kostnadskomponentene knyttet til virkemiddel J2 ikke fordelt på plastemballasje og våtorganisk avfall. Dette skyldes delvis at tilgjengelige kostnadsdata for investering og drift av sentralsorteringsanlegg ikke er mulig å splitte opp på anleggets ulike fraksjoner, og delvis at det er vanskelig å angi hvilke kostnadskomponenter som bør tilegnes de ulike avfallsfraksjonene. Samtlige kostnader knyttet til drift og investering av anlegget, samt inntekter knyttet til økt utsortering av plast, metall og papp/papir er tilskrevet summen av tonnasje utsortert plastemballasje fra anlegget og våtorganisk avfall utsortert fra kilden.

Administrative kostnader fordeles vektmessig mellom utløste tonnasje for henholdsvis næring og kommuner. Eventuelle kostnader knyttet til kommunenes rapportering til Miljødirektoratet (prinsipal) er ikke inkludert, ettersom det antas at disse kostnadene er lave, eller lik null. Det antas at virkemiddel J2 ikke medfører økte oppsamlings- og innsamlingskostnader sammenliknet med nullalternativet.

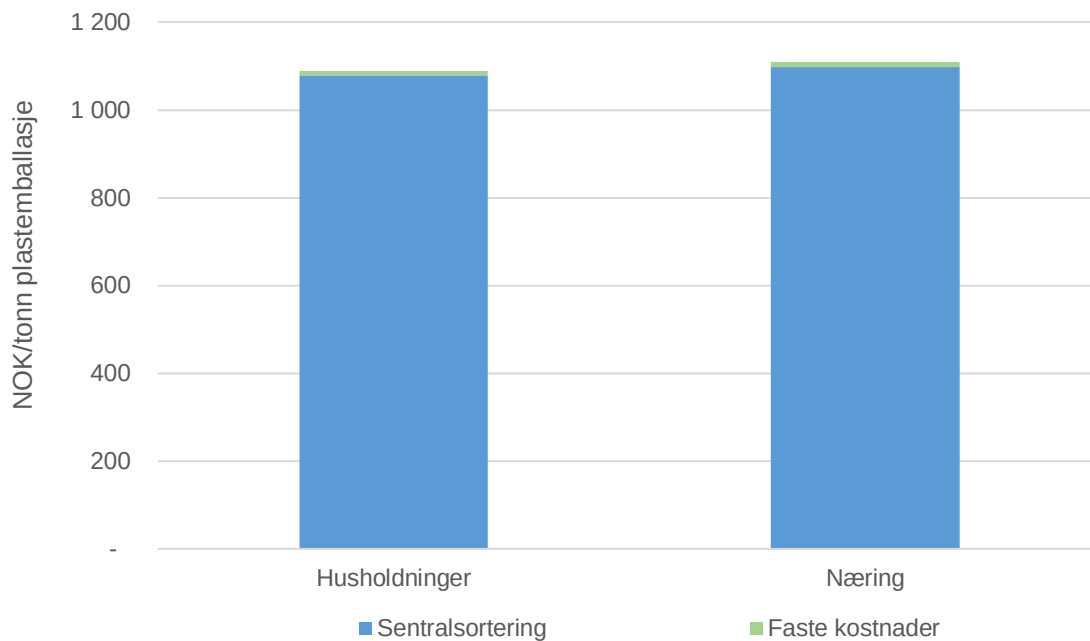
Tabell 9-11 viser faste og variable kostnader knyttet til virkemiddel J2 for økt utsortering av plastemballasje.

Tabell 9-11 Differansekostnader for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J2 i 2014-kroner, fordelt på variable, faste og totale kostnader for næring og kommuner.

Differansekostnad Plastemballasje J2		Kommuner	Næring	Enhet
Variable kostnader		1 078	1 098	NOK/tonn
Faste kostnader	Offentlig årsverk (prinsipal)	468	207	1000 NOK/år
SUM differansekostnader per år		45 093	20 325	1000 NOK/år

Totalkostnaden for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J2 er beregnet til 65 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos kommuner og næringer er estimert til henholdsvis 45 mill NOK/år og 20 mill NOK/år.

Figur 9-12 viser differanseenhetskostnad fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av plastemballasje gjennom J2. For tonnasje utløst fra kommuner blir total differanseenhetskostnad 1 090 NOK/tonn, og for tonnasje utløst fra næring blir total differanseenhetskostnad 1 110 NOK/tonn.



Figur 9-18 Differansekostnader for utsortering til materialgjenvinning gjennom sentralsortering fremfor energigjenvinning for plastemballasje [NOK/tonn].

Tabell 9-12 Tabell 9-2 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel J2.

Tabell 9-12 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel J2, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel J2 Plastemballasje	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	41 381	18 317	Tonn/år
Miljønytte	-109 916	-48 654	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	45 093	20 325	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 090	1 110	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	410	418	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.5 Økonomisk virkemiddel Ø1: Optimal bruk av godtgjørelse for økt utsortering

Virkemiddel Ø1 omfatter optimal utforming og anvendelse av godtgjørelsen for plastemballasje fra Grønt Punkt Norge (GPN). I dag gir GPN en fastsatt godtgjørelse til kommuner/avfallsentreprenører per tonn innsamlet plastemballasje fra husholdninger og næringsliv. Godtgjørelsen er lik for alle, uavhengig av kommunens størrelse og kommunens/næringsaktørens geografiske beliggenhet. Dersom GPN optimaliserer godtgjørelsen i ulike satser avhengig av reell innsamlingskostnad, kan innsamlingen fra kommuner og næringer øke.

Grønt Punkt Norge vil være prinsippal for iverksetting av virkemiddelet. For husholdningsavfall vil virkemiddelet være rettet mot kommunene, mens det for næring vil være rettet mot avfallsentreprenør, som ansvarlig aktør for innsamling av avfallet.

Det anbefales at Grønt Punkt Norge utarbeider aktuelle modeller for optimalisert godtgjørelse, med basis i kommunenes reelle innsamlingskostnader, geografi og aktuelle «trappetrinnsnivå» i henhold til prinsippet om differensiert godtgjørelse per tonn utsortert avfall, avhengig av utsorteringsgrader (godtgjørelsen øker med økt utsorteringsgrad).

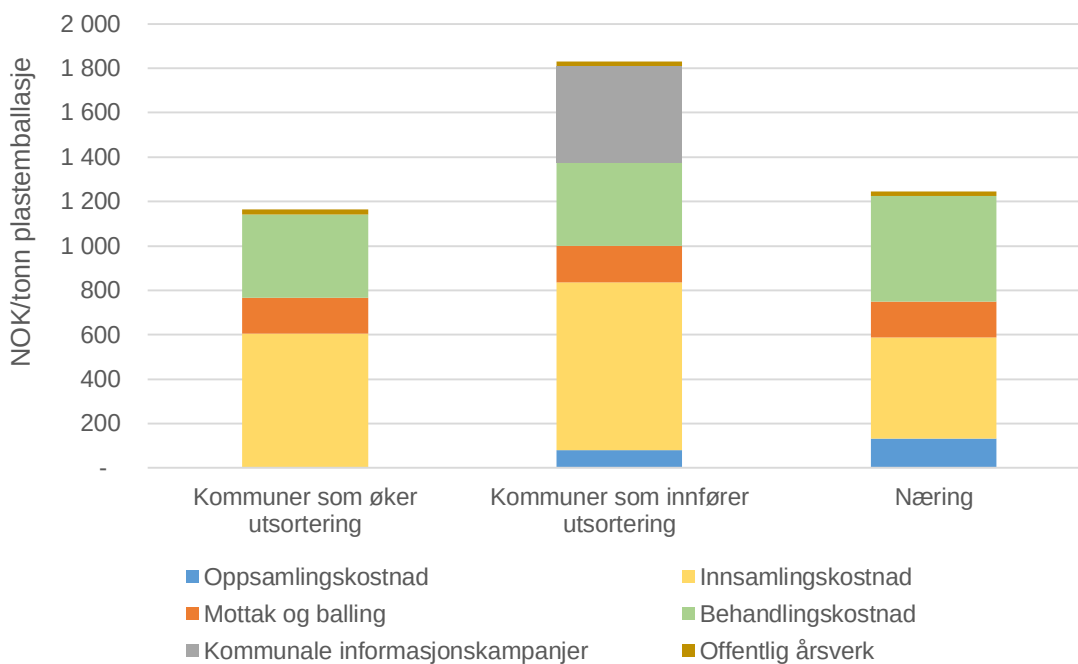
9.5.1 Potensial for økt utsortering, miljønytte og kostnadsanalyse for virkemiddel Ø1

Hensikten med å analysere dette virkemiddelet er først og fremst å belyse denne typen «spissede» økonomiske virkemidler som et alternativ eller supplement til juridiske virkemidler. Det er vanskelig å forutsette hvilke utløste utsorteringspotensialer et slikt virkemiddel vil kunne utløse, og for enkelthets skyld antas derfor at virkemiddel Ø1 vil utløse de samme økte utsorterte mengdene plastemballasje (og dermed de samme miljøeffektene) som virkemiddel J1B. Dette skyldes at økt godtgjørelse per tonn plast vil kunne føre til at kommuner som, av økonomiske årsaker, ikke har innført kildesortering av plast vil gjøre det. I tillegg antas at flere kommuner vil øke servicegraden (f.eks. gå fra bringeordning til henteordning) og/eller informasjonsarbeidet knyttet til sitt gjeldende innsamlingssystem for å få inn mer plastemballasje (som følge av forbedring i de økonomiske rammevilkårene).

Det er mulig at virkemiddel Ø1 kan oppnås på en mer kostnadseffektiv måte sammenliknet med J1B, med basis i at et juridisk pålegg vil ramme alle (kommuner og næringer) likt, mens et økonomisk virkemiddel, som differensiert godtgjørelse, vil kunne påvirke de ulike aktørene på ulike måte. Dersom prinsippalen klarer å fastsette godtgjørelser som reflekterer aktørenes faktiske kostnader (om det i det hele tatt er mulig), og kostnadene knyttet til å utforme godtgjørelsene ikke blir for stor, er det mulig at virkemiddel Ø1 vil oppnå samme utsorteringsnivå som ved virkemiddel J1B, men til en lavere kostnad. Men dette er en analyse som ikke kan gjennomføres innenfor rammen for dette prosjektet.

Siden utsorteringspotensialene antas likt som virkemiddel J1B, vises til Figur 9-10. Tilsvarende vises til Figur 9-11 for presentasjon av beregnet klimanytte.

De samfunnsøkonomiske kostnadene er vist i Figur 9-19 (lik som for J1B).



Figur 9-19 Differansekostnader for utsortering til materialgjenvinning fremfor energigjenvinning for plastemballasje [NOK/tonn].

Med bakgrunn i at det antas at økte utsorterte mengder blir de samme som for virkemiddel J1B og kostnadene er beregnet per tonn økt utsortert avfall (samt at faste kostnader forutsettes like), antas også at de samfunnsøkonomiske kostnadene vil bli de samme. Men det vil være en forskjell når det gjelder hvilke aktører de ulike kostnadene blir tillagt. En del av kostnadene som vil bli tillagt husholdninger/næring via avfallsgebyret ved virkemiddel J1B, vil bli tillagt Grønt Punkt Norge (og dermed emballasjebrukere) ved virkemiddel Ø1. Tilsvarende vil administrative kostnader tilhørende administrering av virkemiddelet tillagt Miljødirektoratet ved J1B, mens tilsvarende kostnader vil bli tillagt Grønt Punkt Norge (og dermed emballasjebrukere) ved virkemiddel Ø1.

Tabell 9-13 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel Ø1.

Tabell 9-13 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av plastemballasje gjennom virkemiddel Ø1, fordelt på kommuner og næring.

Virkemiddel Ø1 Plastemballasje	Kommuner	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	25 821	5 854	Tonn/år
Miljønytte	-68 586	-15 550	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	33 249	7 295	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 288	1 246	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	485	469	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.6 Økonomisk virkemiddel Ø1A: Optimal bruk av godtgjørelse for økt redistribusjon (matsvinn)

Virkemiddel Ø1A bygger på forutsetningen fra Ø1, om at det er innført en bransjeavtale med en utvidet vederlagsordning for matavfall, og at dette utløser muligheter for å gi økonomisk støtte til utvikling og drift av behandlingsløsninger med høy miljømessig og samfunnsmessig nytte. Formålet med dette spesifikke virkemiddelet å øke redistribusjon av mat fra aktuelle bransjer ved å differensiere godtgjørelsen per tonn matsvinn til redistribusjon fremfor å sende det til biogassproduksjon, noe som vil medføre økt miljønytte.

Aktuell aktør for administrasjon av støtteordningen innenfor en bransjeavtale for matavfall vil være prinsipal for iverksetting av virkemiddelet, og det foreslås å være rettet spesifikt mot aktuelle næringsbransjer (industri, dagligvare, mm.).

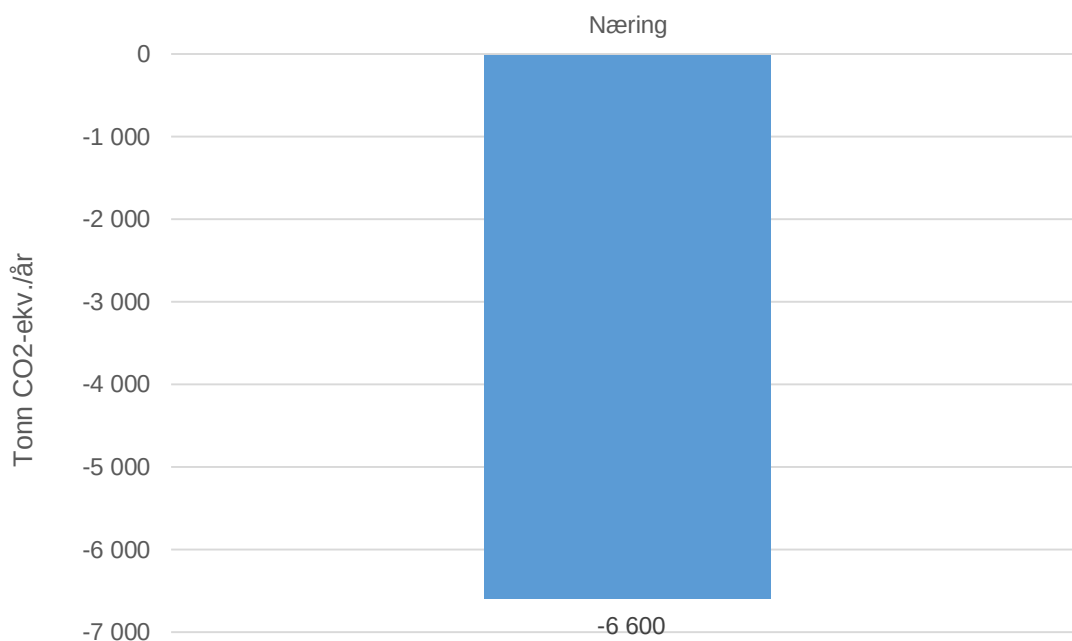
Potensial for økt mengde til redistribusjon

I dag redistribueres omtrent 3 000 tonn via Matsentralen og gjennom lokal redistribusjon årlig. Det er beregnet at dette utgjør omtrent halvparten av maten som deles ut via organisasjonene som står for utdeling av overskuddsmat (Hanssen et al. 2015) og at behovet for redistribuert mat til sosiale formål minimum er på 6 000 tonn overskuddsmat for redistribusjon årlig.

Miljønytte

Med forutsetning om utsorterte mengder matsvinn som beskrevet ovenfor, samt at redistribuert mat blir spist og at alternativ bruk av overskuddsmat ville vært biogassproduksjon der biogassen benyttes som drivstoff og bioresten avsettes som biogjødsel, vil virkemiddel Ø1A medføre en estimert klimanytte på omtrent 6 600 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

Figur 9-20 illustrerer klimanyttet knyttet til virkemiddel Ø1A.



Figur 9-20 Miljønytte for utsortert våtorganisk avfall, virkemiddel Ø1A

Kostnadsanalyse

Det forutsettes at økt andel matsvinn til redistribusjon bygger på modellen som Matsentralen har i dag, evt supplert med 2-4 regionale distribusjonssenheter knyttet til Matsentralen. Kostnadene knyttet til virkemiddel Ø1A bygger på driftsdata fra det nordiske prosjektet på redistribusjon av mat, og et estimat over kostnader knyttet til regionale redistribusjonssentre.

Årlig driftskostnad for Matsentralen er i dag ca 4,5 mill NOK /år, og det antas at samlet kostnad for regionale redistribusjonssentre vil ligge på 3,5 mill NOK/år. Totalkostnaden for virkemiddel Ø1A er dermed beregnet til 8 mill NOK/år (forutsatt at bransjeavtale med utvidet godtgjørelse allerede er på plass, og dermed ikke medfører noen ekstrakostnader knyttet til administrasjon).

Tabell 9-14 viser resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel Ø1A.

Tabell 9-14 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel Ø1A.

Virkemiddel Ø1A Våtorganisk avfall	Næring	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	6 000	Tonn/år
Miljønytte	-6 600	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	8 000	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 333	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	1 212	NOK/tonn spart CO2-ekv.

9.7 Administrativt virkemiddel A1: Felles nasjonale informasjonskampanjer

Med bakgrunn i litteratur (Walther-Zhang 2014, Mepex 2014, LOOP 2015, m.fl) og innspill fra intervjurunden, kommer det frem at informasjon er et svært sentralt og viktig virkemiddel med hensyn på å oppnå god oppslutning og praksis rundt kildesorteringssystemer for avfall. Det presiseres at informasjon er viktig for å øke oppslutningen rundt sorteringssystemene, men vel så viktig for å opprettholde motivasjon og god praksis, både i husholdninger og i næringslivet. Erfaringer fra Tyskland viser at redusert utsortering og nedgang i forbrukernes interesse for kildesortering av plastemballasje korrelerer med bortfall av informasjons- og holdningsskapende arbeid (Ljøstad 2015). Walther-Zhang (2014) peker på følgende tre viktige aspekter for økt kildesortering i husholdningene: valg av innsamlingsløsning, servicegrad og informasjon/motivasjon. Husholdninger som har fått god informasjon om hvorfor (miljønytte) og hvordan (praktiske forhold) man skal kildesortere, er villige til å øke sin kildesorteringsgrad. Dette samsvarer med funn fra Halvorsen (2012), som konkluderer med at den viktigste faktoren for å motivere husholdninger for kildesortering er informasjon om den miljømessige nytten ved kildesortering, samt at kildesortering er en samfunnsmessig plikt.

Med bakgrunn i dette, er nasjonale informasjonskampanjer analysert som et administrativt virkemiddel. Denne type kampanjer bør gjennomføres kontinuerlig og med relativt stor hyppighet (4 ganger per år), jfr. Grønt Punkt Norges og Infinitums kampanjer for kildesortering av emballasje og panning av drikkevarer-emballasje. Det er relevant å benytte ulike kanaler, både TV-reklame, avisannonser, kinoreklame, sosiale medier, samt bruk av undervisningsopplegg i skolen og kunnskapsbaserte artikler. Erfaringsmessig bør kampanjene innrettes mot befolkningen generelt, og ha en form og et budskap som treffer de målgruppene som det er viktigst å få involvert i gjenvinningsarbeidet fremover (ungdom, unge nyetablerte familier/husholdninger, personer fra andre kulturer etc.). Næringslivet og myndighetene kan i fellesskap stå for gjennomføring av denne type kampanje, eventuelt koblet mot relevante aktører som Matvett, LOOP, Grønt Punkt Norge, mfl. Evaluering av kampanjens innhold og gjennomføring er viktig for å sjekke hvilke typer budskap og tiltak som blir oppfattet og som gir ønsket effekt for videre utvikling, på samme måte som Grønt Punkt Norge evaluerer sine kampanjer.

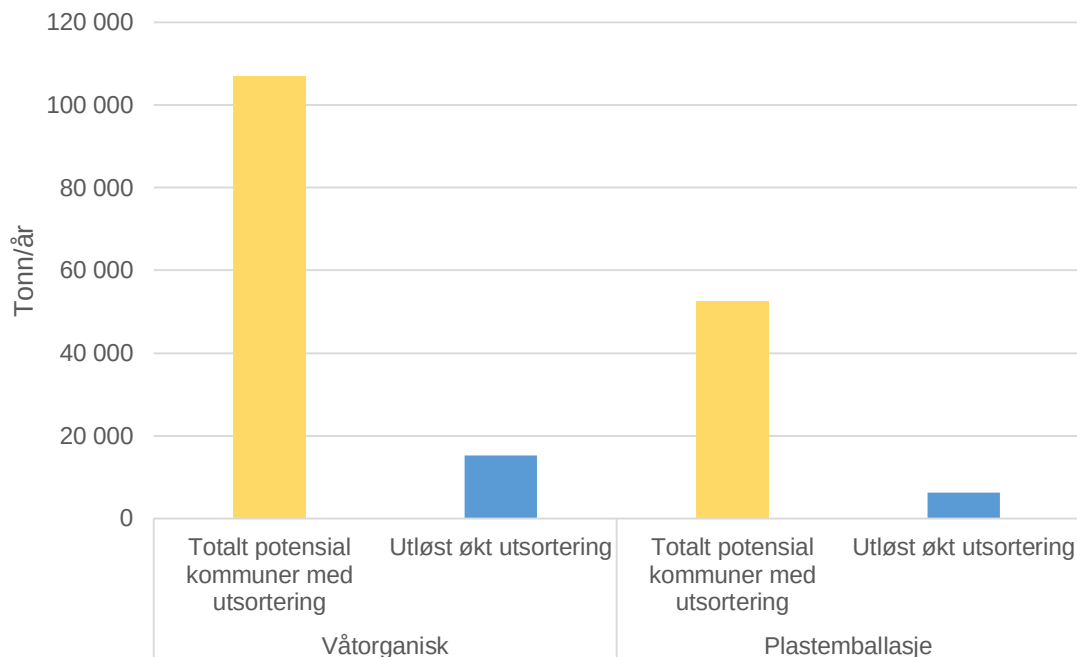
Utfordringen med nasjonale kampanjer er at norske kommuner har ulike løsninger for innsamling av ulike avfallstyper. En kan derfor være mindre spesifikk på hvordan forbrukeren kan kildesortere. Derimot kan en nasjonal kampanje peke på nytten av å kildesortere og dermed gi en betydelig effekt. Under intervjuene som ble gjennomført i dette prosjektet kom det frem at alle kommuner er positive til nasjonale kampanjer som kan øke innbyggernes motivasjon til å kildesortere, og at nasjonale kampanjer ansees som mer kostnadseffektivt enn at hver kommune skal ha sine lokale informasjonskampanjer.

Lokale informasjonstiltak som ble pekt på under intervjuene var å ha målrettet informasjon mot områder og borettslag der utsorteringen er lav. Oslo kommune har som en del av en helhetlig satsing for å øke utsorteringen, gjennomført dør-til-dør-aksjoner i borettslag med lav utsortering og har i etterkant dokumentert en merkbar effekt av informasjonsarbeidet (Mepex 2014).

Potensial for økt utsortering

Med bakgrunn i data fra Grønt Punkt Norge (Ljøstad 2015) om kostnader og effekter av nasjonale informasjonskampanjer, er det gjennomført et forsøk på å estimere utløste potensialer og tilhørende miljønytte og kostnadseffekter for dette.

Det anslås at 30 % av de som har kildesorteringssystemer i dag blir positivt påvirket av kampanjen og øker sin innsamlingsgrad fra gjennomsnitt til høy, se Figur 9-21.

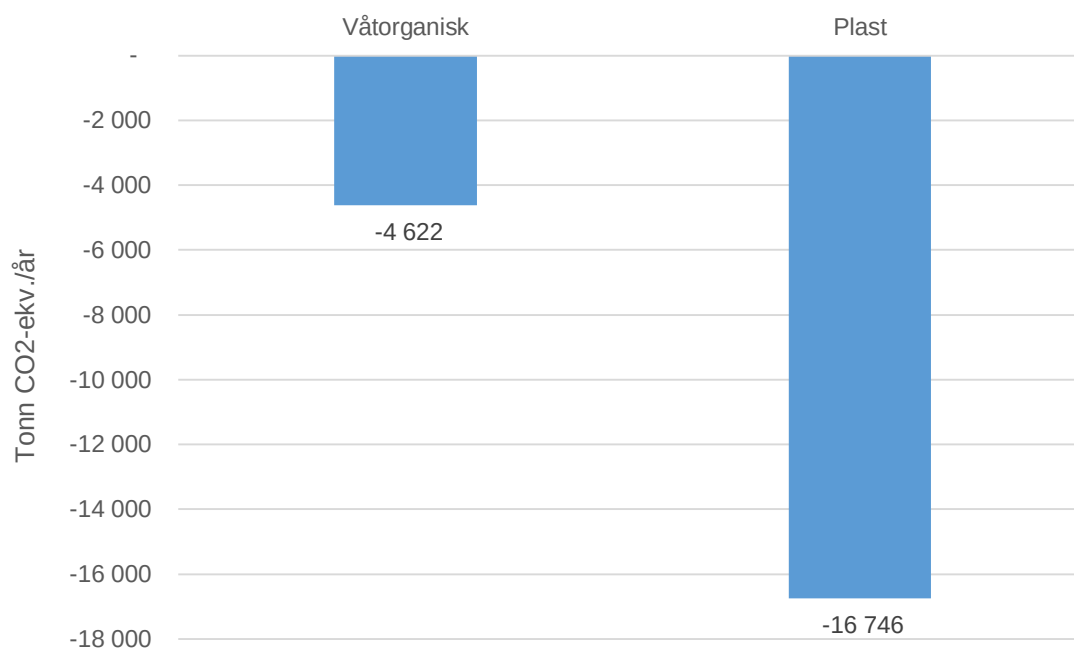


Figur 9-21 **Potensial for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje som følge av virkemiddel A1.**

Det er i analysene forutsatt at det kun er husholdninger, og ikke næring som påvirkes av informasjonstiltakene. Under intervjuene ble det belyst at kunnskapen om kildesortering hos de ansatte blant mange næringsaktører kommer fra kunnskap de tilegner seg gjennom kommunen der de bor. Det er derfor nærliggende å tro at informasjonskampanjer rettet mot forbruker og husholdninger også kan ha en positiv smitteeffekt på utsorteringsgraden i næringer, men dette er ikke kvantifisert i analysene.

Miljønytte

Basert på beregnede utsorteringspotensialer for virkemiddel A1, samt forutsetning om at utsortert våtorganisk avfall går til biogassproduksjon der biogassen utnyttes som drivstoff og bioresten avsettes til landbruket og at plastemballasjen materialgjenvinnes, vil Virkemiddel A1 medføre en klimanytte omtrent 500 tonn og 17 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år for henholdsvis våtorganisk avfall og plastemballasje, som vist i Figur 9-22.



Figur 9-22 Miljønytte for utsortert våtorganisk avfall og plastemballasje som følge av virkemiddel A1.

Kostnadsanalyse

Differansekostnadene som er aktuelle for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje gjennom virkemiddel A1 er (jfr. Tabell 7-1, Tabell 7-2, Tabell 7-3 og Tabell 7-3):

- Faste kostnader:
 - Ingen faste kostnader
- Variable kostnader:
 - Kostnader knyttet til nasjonale informasjonskampanjer
 - Innsamlingskostnader
 - Transportkostnader fra omlastning videre til biogassanlegg
 - Mottak og Balling
 - Behandlingskostnad (differanse forbrenning og materialgjenvinning/biogass)

Det er ingen faste kostnader knyttet til virkemiddel A1, men det er beregnet variable kostnader knyttet til nasjonale informasjonskampanjer basert erfaringer fra Grønt Punkt Norge (Ljøstad 2015). Kostnadene knyttet til nasjonale informasjonskampanjer kunne vært angitt og beregnet som faste kostnader, men på grunn av konfidensialitet knyttet til datasettet er de her angitt som variable kostnader per tonn avfall.

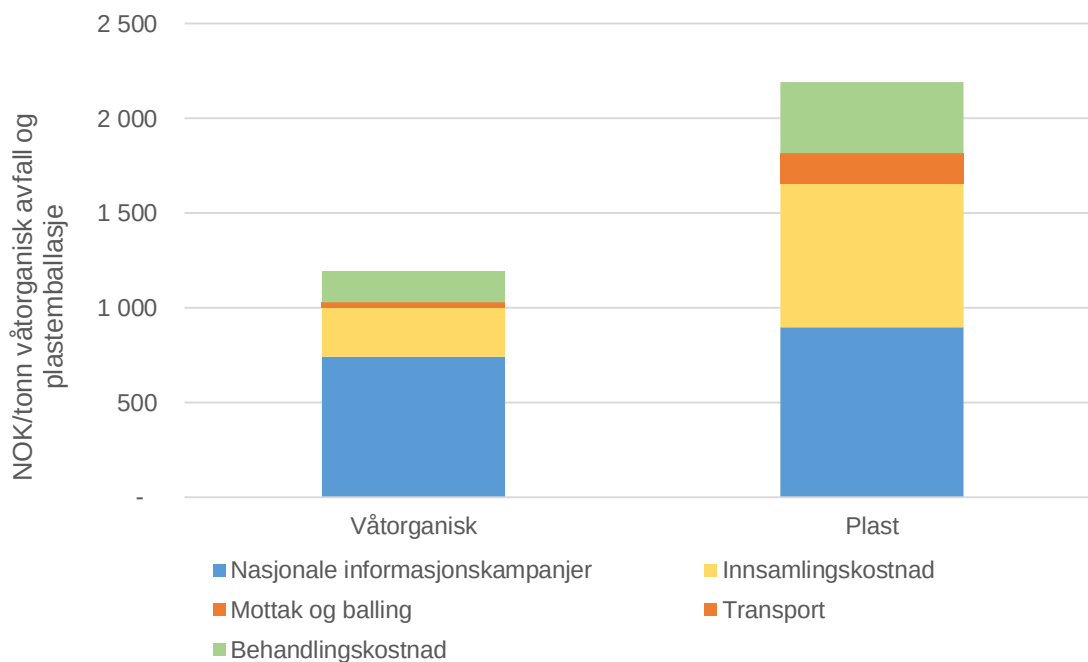
Tabell 9-15 viser kostnadene knyttet til virkemiddel A1 for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje.

Tabell 9-15 Differansekostnader for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje gjennom virkemiddel A1 i 2014-kroner, fordelt på variable og totale for kommuner.

Differansekostnad Våtorganisk avfall og Plastemballasje A1	Våtorganisk	Plast	Enhet
Variable kostnader	741	899	NOK/tonn
Nasjonale informasjonskampanjer	453	1 293	NOK/tonn
SUM differansekostnader per år	18 271	13 818	1000 NOK/år

Totalkostnaden for utsortering av våtorganisk avfall gjennom virkemiddel A1 er beregnet til 32,1 mill NOK/år, der kostnadene knyttet til økt utsortering hos for våtorganisk og plast er beregnet til henholdsvis 18,3 mill NOK/år og 13,8 mill NOK/år.

Figur 9-23 viser differanseenhetskostnad fordelt på de ulike kostnadskomponentene for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje gjennom A1. Total differanseenhetskostnad er 1 194 NOK/tonn for våtorganisk avfall og 2 192 NOK/tonn for plastemballasje.



Figur 9-23 Differansekostnader for utsortering til biogassproduksjon og materialgjenvinning fremfor energigjenvinning for våtorganisk avfall og plastemballasje [NOK/tonn].

Tabell 9-16 oppsummerer resultatene for utløste potensialer, årlig kostnad og miljønytte, samt kostnadseffektiviteten for virkemiddel A1.

Tabell 9-16 Utløst potensial, miljønytte, kostnader og kostnadseffektivitet knyttet til økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje gjennom virkemiddel A1 for kommuner.

Virkemiddel A1 Våtorganisk avfall og Plastemballasje	Våtorganisk avfall	Plast- emballasje	Enhet
Tonnasjer (utløst potensial)	15 300	6 304	Tonn/år
Miljønytte	-4 622	-16 746	Tonn CO2-ekv-/år
Kostnader	18 271	13 818	1000 NOK/år
Kostnadseffektivitet 1	1 194	2 192	NOK/tonn
Kostnadseffektivitet 2	3 953	825	NOK/tonn spart CO2-ekv.

Informasjonstiltak inkluderer ofte informasjon om nytten ved innsamling av mange ulike avfallstyper. Når kostnadene deles opp per avfallstype er det derfor sannsynlig at kostnadene overestimeres. I tillegg har flere aktører påpekt viktigheten av informasjonstiltak for å opprettholde eksisterende utsorteringsgrader. Det kan derfor tenkes at noen av kostnadene skulle ha vært allokert til løpende arbeid i å opprettholde utsorteringsgrad, og ikke bare til å øke utsorteringen.

9.8 Administrativt virkemiddel A2: CEN-deklarerer og sertifiseringskrav i miljøstyring

Dette virkemidlet omfatter to sertifiseringsordninger med krav til bedrifter knyttet til avfallsområdet:

- Krav i henhold til Emballasjedirektivet i EU (EU64/92) med tilhørende CEN-standarder (CEN13427-32)
- Krav for godkjenning som miljøfyrtårnbedrift, svanemerket bedrift eller BREEAM-bygg ut fra norske og nordiske sertifiseringsordninger.

Alle bedrifter som emballerer produkter som skal omsettes på det europeiske markedet omfattes av krav til dokumentasjon om at emballasjen er optimert i henhold til CEN-standardene 13427-13432. Kravene omfatter dokumentasjon av hvorvidt emballasjen er optimert (ikke bruker unødvendig mye materialer), at den ikke inneholder for høye verdier av tungmetaller eller andre miljøgifter, og at emballasjen kan bli materialgjenvunnet (kun de mest relevante kravene er trukket frem i denne sammenheng).

Frem til i dag er kravet dekket på et generelt nivå for emballasjesektoren samlet sett i Norge ut fra kravene i §5.2 i avtalene mellom myndighetene og emballasjesektoren, og dokumentert gjennom de årlige rapportene fra Handlekurv- og Indikatorprosjektet fra Næringslivets Emballasjeoptimeringskomite (NOK). Resultatene viser at emballasjen som brukes i Norge blir optimert og at resultatene fra arbeidet i NOK gir gode resultater hva gjelder optimering (NOK 2015). Kravene har således ikke vært gjort gjeldende ned på enkeltbedrifter og på hver enkelt emballaseløsning, som egentlig er intensjonen i EU-direktivet og CEN-standardene. Det har heller ikke vært spesifikk fokus på innholdet av miljøgifter/tungmetaller (som ivaretas gjennom EK-sertifikatene for emballasje for næringsmidler) eller hvorvidt løsningene faktisk er gjenvinnbare. Den Norske Emballasjeforening (DNE) og NOK har arbeidet med å få på plass et system der bedriftene går dypere inn i dokumentasjon av egne emballaseløsninger gjennom egendeklarerer, noe som kan forankres gjennom neste versjon av bransjeavtalen mellom myndighetene og emballasjesektoren, slik at kravet blir mer eksplisitt. I første omgang bør det omfatte bedrifter og emballaseløsninger som har et visst volum i det norske markedet. Kravene bør i første rekke gå ut på å dokumentere at emballaseløsningen er optimert, teste/analysere og dokumentere (gjærne gjennom et eget merke) at den i praksis lar seg materialgjenvinne og analysere/dokumentere innhold av miljøgifter og/eller tungmetaller. Dette kan både øke bevisstheten omkring og bidra til økt kvalitet på materialer som brukes i emballasje generelt og plast spesielt, og over tid bidra til at andelen plast som sorteres ut for materialgjenvinning vil øke. Prinsippal for iverksettelse av virkemidlet vil være NOK, med hovedfokus på store og mellomstore emballasjebrukere og –produsenter i Norge. En tilsvarende utredning foretas i Sverige av Statens Naturvårdsverk på oppdrag fra den svenske Regjeringen³.

Et supplerende økonomisk virkemiddel kan være å differensiere vederlagssatsene for emballasje fra Grønt Punkt, slik at materialer som er gjenvinnbare har et lavere vederlag enn materiale som ikke kan gjenvinnes. CEN-deklarasjonen kan være grunnlaget for å gjøre differensieringen, og kan praktisk iverksettes gjennom de årlige forhandlingene/fastsettelsene av vederlagssatser. Det bør samtidig vurderes om vederlaget på bruk av emballasje som inneholder mer enn en viss prosentsats av

³ <http://www.innventia.com/sv/Det-har-gor-vi/Naringslivsgrupper/Miljopack/Miljopack-nyheter/Naturvardsverkets-regeringsoppdrag/>

resirkulert materiale bør få redusert eller fjernet vederlaget. GPN vil være prinsipal for iverksettelse av en differensiering i vederlag.

Et annet administrativt virkemiddel som kan bidra til økt utsortering av både våtorganisk avfall og plast er via sertifiseringsordninger for bedrifter som Miljøfyrtårn og Svanemerke, og tilsvarende for bygninger via BREEAM-ordningen. Det finnes allerede krav i disse ordningene til sortering av avfall for å bli godkjent for å bruke ordningen i markedsføring. Sortering av avfall er i dag inne som obligatoriske kriterier i ordningene med krav om utsortering av minst 3 av 7 fraksjoner (Svanemerke) og minst 5 fraksjoner for næringsbygg (Miljøfyrtårn). Det er imidlertid ikke spesifikke krav om utsortering av plast og våtorganisk avfall. Som et alternativ/supplement til et Lovpåbud om sortering og gjenvinning kan en spesifisering av et minimum av avfallsfraksjoner som skal utsorteres for godkjenning, være relevant. Prinsipal for en slik ordning vil være sertifiseringsprogrammene for ordningene (Stiftelsen Miljøfyrtårn, Stiftelsen Svanemerke og BREEAM og agenter alle bedrifter som godkjennes i henhold til ordningene. Dersom et lovpålegg om utsortering gjøres gjeldende mot avfallsentreprenør eller eiendomsforvalter, vil miljøsertifiseringskrav sikre iverksettelse på nivå avfallsbesitter.

Potensial for økt utsortering og miljøanalyse

Grunnet store usikkerheter knyttet til utløste potensialer ved innføring av CEN-deklarerer i norske bedrifter er det ikke foretatt noen potensial-, eller miljønytte analyse. Kostnadseffektiviteten knyttet til virkemiddel A2 er svært sensitivt for endringer i beregnet potensial, ettersom det hovedsakelig vil påløpe faste kostnader i form av lønnskostnader ved gjennomføring av virkemiddelet.

Kostnadsanalyser av CEN-deklarerer

Det er likevel foretatt en årlig kostnadsberegning om hva det vil koste å innføre et slikt system. Denne kostnadskomponenten kan ses i sammenheng med årlige totalkostnader for de øvrige virkemidlene.

Ved innføring av CEN-standarder består mye av jobben i å systematisere allerede eksisterende dokumentasjon og fordele ansvar for å vedlikeholde systemet. Det betyr at det påløper en hel den investeringskostnader i form av arbeidsinnsats det første året.

Av Emballasjeforeningens medlemsliste fremkommer det at 35 norske bedrifter som setter emballasje på markedet gjennom emballering av egne produkter, skal innføre CEN-standardene over en periode på 2 år. Det antas å gå med 0,2 årsverk per bedrift over en periode på 2 år og deretter løpende ca. 0,1 årsverk per år per bedrift. I tillegg skal omtrent 20 emballasjeprodusenter i Norge deklare egne materialer og løsninger. Det antas at dette vil kreve 0,5 årsverk per bedrift over to år og deretter løpende ca. 0,1 årsverk per år og bedrift. Det forutsettes at investeringskostnadene knyttet til innføring av CEN-standarder diskonteres over en 10-årsperiode. Videre vil CEN-sertifisering kreve konsulentarbeid, etableringsgebyr og serviceavgift som begge settes ut fra bedriftens størrelse i årsverk.

Tabell 9-17 viser årlige kostnadsberegninger for virkemiddel A2 fordelt på kostnadskomponent.

Tabell 9-17 Årlige kostnader knyttet til innføring av CEN-standard i Norske bedrifter fordelt på kostnadskomponent og totalt.

Kostnadskomponent		Verdi	Enhet
Investeringskostnad	Eableringsavgift	1,5	1000 NOK/år
	Konsulentbistand ved etablering	4	1000 NOK/år
	Interne lønnskostnader	1 488	1000 NOK/år
Årlige kostnader	Serviceavgift	15	1000 NOK/år
	Interne lønnskostnader 35 bedrifter	2 367	1000 NOK/år
	Interne lønnskostnader 20 emballasjeprodusenter	2 706	1000 NOK/år
Sum årlige kostnader		6 582	1000 NOK/år

9.9 Oppsummering virkemiddelanalyse

Det understrekes at det nødvendigvis er gjort en rekke forutsetninger og antakelser for å beregne og estimere de faste og variable kostnadene per tonn innsamlet avfall og for miljøberegningene. Det er for eksempel i økonomiberegningene gjort allokeringer mellom de to avfallstypene fordi det i helhetlige avfallssystemer er umulig å skille mellom kostnader for innsamling av ulike avfallstyper. Tallene må derfor sees på som anslag, og ikke som eksakte svar. Videre er det viktig å være oppmerksom på at beregninger av økonomiske kostnader og miljønytte i stor grad avhenger av forutsetningen om hvor mye hvert virkemiddel utløser av økt utsortering, som også er basert på ulike antagelser og forutsetninger. Selv om estimatene for økt utsortering er basert på eksisterende statistikk og kunnskapsgrunnlag, er det ikke mulig å forutse eksakt hvor mye de ulike virkemidler faktisk vil utløse hos husholdning og næring.

Analyserte virkemidler:

Juridiske virkemidler

- J1A: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje
- J1B: Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje med økt bruk av differensiering av avfallsgebyret
- J2: Forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og pålegg om utsortering av våtorganisk avfall

Økonomiske virkemidler

- Ø1: Optimal bruk av godtgjørelse ved hjelp av differensiering av godtgjørelsen
- Ø1B: Bruk av godtgjørelse for økt redistribusjon (forutsetter bransjeavtale)

Administrative virkemidler

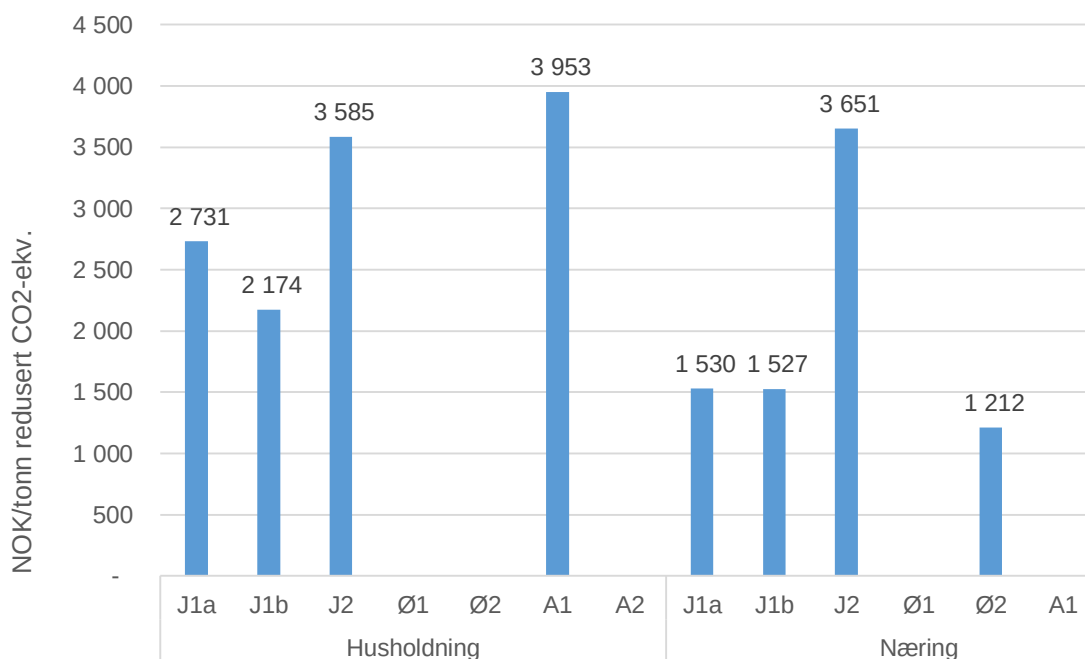
- A1: Nasjonale informasjonskampanjer
- A2: CEN-deklarerer, differensiering av vederlag og strengere krav til sertifiseringsordninger (Miljøfyrtårn, Svanemerke)

Våtorganisk avfall

Tabell 9-18 oppsummerer resultatene av virkemiddelanalysen for våtorganisk avfall for kommuner og næring. Enhetskostnadene i NOK per tonn spart CO₂-ekv vises også i Figur 9-24.

Tabell 9-18 Årlig potensial, kostnad og enhetskostnad for våtorganisk avfall fordelt på de ulike virkemidlene for husholdninger og næring.

Kommuner – våtorganisk avfall							
	J1a	J1b	J2	Ø1	Ø1A	A1	A2
Årlig potensial (1000 tonn)	77	128	68			15	
Kostnad/år	64 mill	84 mill	73 mill			18 mill	
NOK/tonn	825	657	1 083			1 194	
NOK/tonn CO ₂ -ekv.	2 731	2 174	3 585			3 953	
Næring – våtorganisk avfall							
	J1a	J1b	J2	Ø1	Ø1A	A1	A2
Årlig potensial (1000 tonn)	90	90	79		6		
Kostnad/år	57 mill	57 mill	88 mill		8 mill		
NOK/tonn	627	626	1 103		1 333		
NOK/tonn CO ₂ -ekv.	2 076	2 073	3 651		1 212		



Figur 9-24 NOK/tonn spart CO₂-ekv for økt utsortering av våtorganisk avfall som følge av de ulike virkemidlene.

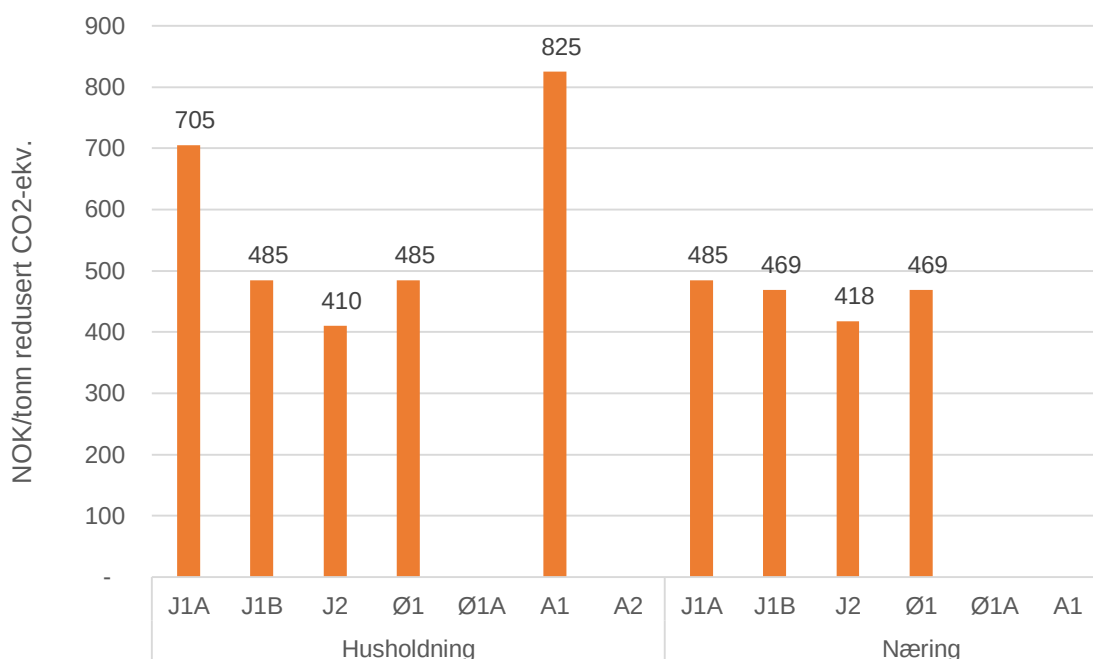
Tabell 9-18 og Figur 9-24 viser at virkemiddel J1b og Ø1 utløser størst potensiale våtorganisk avfall både for næring og kommuner. Dette er også de mest kostnadseffektive virkemidlene for økt utsortering av våtorganisk avfall, sammen med virkemiddel J1a for næring. Generelt er kostnadene, både årlige- og enhetskostnader, lavere for næring sammenliknet med kommuner, med unntak av virkemiddel J2.

Plastemballasje

Tabell 9-19 oppsummerer resultatene av virkemiddelanalysen for plastemballasje for kommuner og næring. I tillegg vises enhetskostnadene NOK per tonn spart CO₂-ekv også i Figur 9-25.

Tabell 9-19 Årlig potensial, kostnad og enhetskostnad for plastemballasje fordelt på de ulike virkemidlene for husholdninger og næring.

Husholdning - plastemballasje							
	J1a	J1b	J2	Ø1	Ø1A	A1	A2
Årlig potensial (1000 tonn)	4,8	25,8	41,4	25,8		6,3	
Kostnad/år	9 mill	33 mill	45 mill	33 mill		14 mill	
NOK/tonn	1 873	1 288	1 090	1 288		2 192	
NOK/tonn spart CO ₂ -ekv.	705	485	410	485		825	
Næring - plastemballasje							
	J1a	J1b	J2	Ø1	Ø1A	A1	A2
Årlig potensial (1000 tonn)	5,8	5,8	18,3	5,8			
Kostnad/år	7,5 mill	7,3 mill	20 mill	7,3 mill			6,6 mill
NOK/tonn	1 288	1 246	1 110	1 246			
NOK/tonn CO ₂ -ekv.	485	469	418	469			



Figur 9-25 NOK/tonn spart CO2-ekv for økt utsortering av plastemballasje som følge av de ulike virkemidlene.

Tabell 9-19 og Figur 9-25 viser at virkemiddel J2 (forbud mot forbrenning av plastemballasje, pålegg om utsortering av våtorganisk avfall) utløser de klart største potensialene plastemballasje, både for næring og kommuner. Dette utgjør også det mest kostnadseffektive virkemiddelet for økt utsortering av plast fra husholdning og for næring. Generelt er kostnadene, både årlige kostnader og enhetskostnader, lavere for næring sammenliknet med kommuner, med unntak av virkemiddel J2 (tilnærmet like enhetskostnader).

10 Oppsummering og konklusjon

Norsk avfallspolitikk har gjennom de siste 20 årene vært basert på bruk av produsentansvarsordninger og forhandlede avtaler mellom myndighetene og ulike sektorer innenfor emballasje, elektronikk, batterier, biler mm. Disse produsentansvarsordningene har vært basert på felles mål, mens næringslivet i samarbeid med andre aktører i samfunnet har hatt handlingsrom til å finne gode løsninger for avfallshåndtering og forebygging av avfall. Ordningene har vært evaluert ved flere anledninger, og viser tydelig at arbeidet har gitt gode resultater, både med hensyn til måloppnåelse og effektivitet. Både norske og internasjonale studier viser at økt gjenvinning av plastemballasje og våtorganisk avfall gir betydelig klima- og miljønytte.

Resultatene viser at det per i dag er generelt høy utnyttelse av disse avfallsressursene i Norge. For våtorganisk avfall/restråstoffer blir 45 % og 65 % av potensialet fra henholdsvis husholdninger og næring utsortert og utnyttet, mens tilsvarende tall for plastemballasje er 26 % og 61 %. Det er likevel viktig å iverksette virkemidler for å øke utsorteringen for utnyttelse av de resterende ressursene på en mer miljøeffektiv måte, i tråd med EUs sirkulærøkonomipakke. Med de gode resultatene som er oppnådd så langt, er det naturlig å legge til grunn at innføring av nye-, eller skjerpede, virkemidler skjer innenfor rammene av produsentansvarsordningene, slik EU også foreslår i sin nye politikkpakke som ble lagt frem 2.12 2015.

Studien viser at det er viktig å utforme nye virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plast på en slik måte at de ikke bare treffer de som ikke har utsortering i dag, fordi et betydelig potensial for økt utsortering ligger i å forbedre utsorteringsgraden hos de som allerede har utsortering. Dette gjelder spesielt husholdninger, og i større grad for plastemballasje enn for våtorganisk avfall. For våtorganisk avfall er det også viktig å sikre at ressursene som samles inn blir anvendt så effektivt som mulig, fordi spekteret av anvendelse er langt større enn for plast (redistribusjon, ingredienser, biomaterialer, dyrefôr og biorest/biogass). Man bør tilstrebe utsortering hos de ulike aktører som muliggjør anvendelse med så høy miljønytte som mulig for denne avfallstypen. For både våtorganisk avfall og plastemballasje er det viktig å sikre best mulig kapasitetsutnyttelse av systemene, noe som oppnås i innsamlingssystemet gjennom økt tilslutning og økt volum. Dette vil også bidra til bedre utnyttelse av sorterings- og behandlingsanlegg for avfall.

For våtorganisk avfall utløser virkemiddel J1B (pålegg om utsortering, kombinert med gebyrdifferensiering) og Ø1 (optimal bruk av godtgjørelse) de største potensialene for både næring og kommuner. Dette er også de mest kostnadseffektive virkemidlene for økt utsortering av våtorganisk avfall (sammen med virkemiddel J1A for næring). For plastemballasje er det virkemiddel J2 (forbud mot forbrenning av materialgjenvinnbar plastemballasje med pålegg om utsortering av våtorganisk avfall) som utløser de klart største potensialene for næring og kommuner. Dette utgjør også det mest kostnadseffektive virkemiddelet for husholdning og næring. Både for våtorganisk avfall og plastemballasje gjelder generelt at kostnadene, både årlige og enhetskostnader, er lavere for næring sammenliknet med kommuner). Det presiseres at denne typen analyser krever en rekke forutsetninger og antakelser, både for å beregne og estimere kostnadene per tonn innsamlet avfall, og for å estimere utsorterte potensialer knyttet til de ulike virkemidlene. Flere av disse forutsetningene er beheftet med usikkerhet, og det er viktig at resultatene vurderes i lys av dette.

For analysen av virkemiddel J2 er det antatt at all plastemballasje skal sorteres fra restavfallet via sentralsorteringsanlegg, med kildesortering av våtorganisk avfall (og andre avfallstyper) i forkant. Dette medfører at restavfallet (sammen med plast) vil bli påvirket i stor grad av virkemiddelet, ettersom alt restavfall også må gjennom et sentralsorteringsanlegg. Dette innebærer trolig at virkemiddelet vil være mer følsomt for regionale forskjeller, noe som bør klargjøres nærmere når det foreligger mer erfaringer med sentralsortering som tiltak. Et såpass utstrakt system med sentralsortering som analysert i J2, kan også medføre at en går bort fra veletablerte og fungerende system for kildesortering, og miljø- og kostnadmessige konsekvenser av dette bør vurderes før en eventuell «nasjonal» innføring av sentralsortering. Med bakgrunn i dette, og i sammenheng med at sentralsortering er en relativt ny teknologi, med større usikkerhet rundt kostnader og effektivitet, vurderes analysen av virkemiddel J2 å være mer usikker enn de andre virkemidlene. Det anbefales derfor å gjennomføre analyser av innføring av sentralsorteringsanlegg i utvalgte regioner i landet fremfor å vurdere en nasjonal løsning. En slik analyse bør også klargjøre hvor stort behovet er for slike anlegg (antall, dimensjonering, kapasitetsutnyttelse og lokalisering) for å unngå etablering av overkapasitet. Det er likevel valgt å inkludere sentralsortering i analysen for å illustrere mengden plast som kan utløses av denne type løsning. Det presiseres at det med sentralsortering menes sortering av tørre fraksjoner, og at dette krever kildesortering av våtorganisk avfall (i tillegg til andre fraksjoner som papir/papp, glass/metall, EE-avfall, farlig avfall) i forkant.

Resultatene fra studien viser relativt høye differanseenhetskostnader for økt utsortering, og avfallstypene skiller seg fra hverandre ved at våtorganisk avfall har høyest kostnader per tonn spart CO₂, mens plast har høyest kostnader per tonn utsortert avfall. Årsaken til dette er at klimanytten ved utsortering av plast er vesentlig høyere per tonn, sammenlignet med våtorganisk avfall (begge basert på et referansealternativ med energiutnyttelse). For våtorganisk avfall fra husholdninger varierer kostnadene mellom ca. 650 – 1200 NOK per tonn avfall og ca. 2000 – 4000 NOK per tonn spart CO₂. For plastemballasje varierer kostnadene mellom ca. 1100 – 1900 og NOK per tonn avfall og ca. 400 – 800 NOK per tonn spart CO₂-ekv. Når det gjelder miljøkostnader, er det viktig å påpeke at studien kun har vurdert klimagassutslipp (vist som NOK per tonn spart CO₂). Materialgjenvinning av plast og biogassproduksjon gir vesentlige besparelser også for mange andre miljøindikatorer (f.eks. NO_x, partikler, energibruk, mm.), i tillegg til at det medfører andre positive effekter, som resirkulering av ressurser som kan bli knappe (f.eks. fosfor). Dette, sammen med sosial nytte knyttet til redistribusjon av overskuddsmat mm, er ikke verdsatt i denne studien, noe som klart underestimerer samfunnsnyttene fra økt utsortering.

Studiens analyse av kommunenes totale renovasjonskostnader viser at kommunestørrelse og beliggenhet for kommunene er av større betydning for driftskostnader og årsgebyr for avfallshåndtering, mens utsorteringsgrad i kommunene er av mindre betydning. Dette er viktig å ta med i diskusjonen om samfunnskostnadene knyttet til virkemidler og tiltak som skal bidra til etablering og økt oppslutning om innsamlingsløsninger for våtorganisk avfall og plastemballasje. Dersom innsamlingssystemet organiseres effektivt med hensyn til hentefrekvens, ruteplanlegging, og ut fra en totalvurdering av de ulike avfallsfraksjonene, trenger ikke økt utsortering nødvendigvis å føre til økte kostnader for kommunene. Økt sorterings- og innsamlingsgrad kan også slå positivt ut på effektiviteten i systemene, fordi biler og anlegg utnyttes mer effektivt når oppslutningen om systemene øker. Denne type synergier er vanskelig å få frem når man vurderer en og en avfallsfraksjon separat. Erfaringer fra flere kommuner og fra andre studier (Bø, Flygansvær og Grønland 2012) viser at det er

betydelig handlingsrom for å finne gode løsninger i kommunene hvis man ser hele avfallssystemet samlet.

Det er vanskelig å separere virkemidlene og effektene knyttet til dem, da det ofte vil være en miks av virkemidler og tiltak som medfører ulike handlinger. Dette underbygges av OECD (2007), som støtter bruken flere virkemidler, eller en virkemiddelpakke, som kan virke parallelt mot et felles mål. For å oppnå høy samfunnsøkonomisk nytte vil det derfor være viktig å vurdere effekten av å iverksette flere virkemidler parallelt. Samtidig må det unngås at virkemidlene virker i ulike retninger, noe som særlig gjelder forholdet mellom produsentansvarsordninger og mer direkte regulering gjennom forbud eller påbud og avgifter. Det er ikke noe som tyder på at virkemidlene som foreslås i denne rapporten, spesielt påbud om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje vil føre til denne typen utfordringer

11 Anbefalinger og prioriteringer

Med bakgrunn i resultatene fra studien, gis følgende anbefalinger:

Pålegg om utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje

Det bør innføres et forskriftsmessig pålegg om tilrettelegging for utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje fra husholdninger og næringsliv. Pålegget bør reflektere et minimumskrav for utsortering. Målet med virkemiddelet er å oppnå økt utsortering for utnyttelse av ressursene i avfallet som gir størst mulig miljønytte og verdiskaping. Pålegget bør være knyttet til et nasjonalt mål om utsortering med krav til rapportering til Miljødirektoratet, som også vil være prinsipal for iverksetting av virkemiddelet. For husholdningsavfall vil virkemiddelet være rettet mot kommunene, men kommunene bør videre integrere påbudet i de lokale renovasjonsforskriftene for å gjøre det gjeldende mot husholdningene. For næringsavfall bør det gjøres en vurdering om virkemiddelet skal rettes mot bedriftene som genererer avfallet (avfallsbesitter) eller om det vil være mer effektivt å rette virkemiddelet mot eiendomsbesitter/huseier (som kontraktspart med avfallsentreprenør). Det bør også vurderes mulighet for å søke om dispensasjon fra utsorteringsplikten dersom kommuner/avfallsbesitter kan dokumentere at miljønyten av sortering ikke er positiv sammenlignet med restavfallsbehandling, og/eller dersom kostnadene ved utsortering blir uforholdsmessig høye.

Differensiering av avfallsgebyr

Som en del av pålegget om tilrettelegging for utsortering, foreslås det at kommunene i større grad differensierer avfallsgebyret som et ekstra virkemiddel for å øke oppslutningen om utsorteringssystemene. Det er vanskelig å fastslå hvor stor differensiering som skal til for å virke utløsende, men det bør minst være økonomisk lønnsomt å sortere avfallet fremfor å kaste det som restavfall. Avfallsgebyret utgjør i dag 1,8 % av den enkelte husholdnings boutgifter (bolig, lys, varme), og dette har vært synkende fra 2,3 % i 2001 (SSB 2016), hvilket indikerer at avfallsgebyret i dag utgjør en svært liten andel av husholdningenes boutgifter, og det bør derfor ikke være utilbørlig om avfallsgebyret øker.

Bransjeavtale for matsvinn/våtorganisk avfall

Våtorganisk avfall er en av få fraksjoner der det i dag ikke er etablert en egen produsentansvarsordning med vederlag. En bransjeavtale knyttet til håndtering av våtorganisk avfall kan være et virkemiddel for å sikre bedre ressursutnyttelse for de avfallsstrømmene som i dag har negativ verdi, dvs. der avfallsbesitter må betale for å få behandlet avfallet. En vederlagsordning for våtorganisk avfall på linje med plastemballasje vil, på samme måte som for plastemballasje, kunne bidra til å dekke differansekostnadene for å få avfallet ut av restavfallet og inn i behandling med høyere miljø- og ressursnytte. utfordringene er bla. å finne gode modeller for å fastlegge et riktig vederlag. I denne studien har det ikke blitt vurdert innføring av og potensielle effekter av en full produsentansvarsordning for mat, men dette kan være en mulig oppfølging av bransjeavtalen om forebygging av matsvinn som det nå arbeides med. Dette vil kreve bredt samarbeid og enighet i bransjen, noe som kan være tidkrevende, og en eventuell bransjeavtale kan derfor være et mål på lengre sikt. På matsvinnområdet er det allerede etablert en frivillig ordning der et utvalg større bedrifter bidrar med å dekke deler av kostnadene knyttet til arbeidet med å forebygge matsvinn. Ordningen organiseres via Matvett og innbetalingen skjer gjennom systemet til Grønt Punkt Norge. Redistribusjon av mat via Matsentralen og lokal redistribusjon er viktige tiltak både miljømessig og samfunnsmessig, og det anbefales at vederlagsordningen utvides til også å dekke de årlige

driftskostnadene for Matsentralen og evt. 2- 4 regionale distribusjonssentre under Matsentralen, for å sikre stabile driftsrammer.

Differensiering av godtgjørelse for økt innsamling

Det foreslås at Grønt Punkt Norge vurderer ulike modeller for differensiering av godtgjørelse til avfallsbesitter (kommuner og næring) for å gjøre det mer lønnsomt å sortere ut avfallet i områder med høye innsamlingskostnader, men med positiv miljønytte. Modellene kan utarbeides både med basis i kommunenes reelle innsamlingskostnader basert på geografiske forskjeller og befolkningstetthet, og med basis i relevante «trappetrinnsnivå» avhengig av hvilke utsorteringsgrader som oppnås (godtgjørelsen per tonn øker med økt utsorteringsgrad).

Informasjon og kommunikasjon

Studien viser tydelig at informasjon og kommunikasjon er et sentralt og viktig virkemiddel både for å øke oppslutningen rundt sorteringssystemene, men også for å opprettholde motivasjon og god praksis både i husholdninger og i næringslivet. Det anbefales derfor å utarbeide nasjonale informasjonskampanjer, i tillegg til informasjonsarbeid som kommuner gjennomfører lokalt, fordi dette vil ha en supplerende effekt. Kampanjene bør fokusere på å øke motivasjonen for å kildesortere ved å gi økt kunnskap om hva som skjer med utsortert avfall og hvilken samfunnsnytte dette har. Det kan også vurderes egne informasjonskampanjer rettet mot næringslivet. Informasjonen bør med fordel knyttes opp mot et nasjonalt mål om utsortering.

Unngå forbrenningspåbud

Det anbefales ikke å innføre forbud mot forbrenning av plastemballasje og våtorganisk avfall da dette vil være vanskelig å gjennomføre i praksis som følge av omfattende kontrollrutiner og mangel på alternative behandlingsløsninger for restavfall som har for høyt innhold av våtorganisk avfall eller plast. Sentralsortering for plast i forkant av forbrenning er en løsning som kan sikre et godt utsorteringsnivå, men dette er ikke relevant for våtorganisk avfall (både av teknologiske grunner og fordi det er knyttet store usikkerheten til nytten og avsetningen av biorest som har vært blandet med restavfall).

Sentralsortering bør utredes regionalt som grunnlag for en nasjonal strategi

Studien viser at sentralsortering av plast med kildesortering av andre avfallsfraksjoner i forkant kan være en interessant løsning for økt utsortering og utnyttelse av plast. Det anbefales derfor at det gjennomføres regionale helhetlige analyser av sentralsorteringsanlegg for spesifikke utvalgte regioner i Norge for å få frem miljø- og kostnadseffektivitet i slike løsninger. Denne typen studier bør vurdere hele (eller store deler av) avfallssystemet samlet, for å få frem eventuelle synergier i innsamling og behandling, fremfor å vurdere de ulike avfallsfraksjonene separat. Det er viktig at analysene samkjøres nasjonalt før endelig beslutning om etablering fattes, for å unngå eventuell overetablering i fremtiden. For å sikre effektiv utnyttelse av avfallsressurser er det også viktig å unngå overkapasitet på behandlingsanlegg, uavhengig om det gjelder biogass-, sorterings-, materialgjenvinnings- eller forbrenningsanlegg.

CEN-deklarerer kan utløse potensialer som ellers er utilgjengelige

Selv om det ikke har vært mulig å estimere utsorteringspotensialet (og dermed kostnadseffektiviteten) knyttet til virkemiddel A2 om CEN-deklarerer, er det klart at virkemiddelet vil kunne utløse potensialer som ikke kan utløses via noen av de andre analyserte virkemidlene. Virkemiddelet vil føre til at

andelen plast som i dag ikke er materialgjenvinnbar reduseres, og er derfor et viktig virkemiddel for å øke andelen plastemballasje til materialgjenvinning. Grunnet såpass store usikkerheter omkring potensialer, og dermed kostnadseffektiviteten, kan det likevel hende at et krav om CEN-deklarerer er mer aktuelt på et senere stadiet, der potensialene av materialgjenvinnbar plast er utløst.

Behov for midler til FoU og innovasjon i avfallsbransjen

Det er fortsatt et behov for midler til forskning og innovasjon (Norges Forskningsråd og Innovasjon Norge) for å finansiere prosjekter knyttet til effektivisering av løsninger innenfor avfallssektoren. Slike midler er i dag i stor grad tilstede gjennom flere forskningsprogrammer, ordningene med Forsknings- og Utviklingskontrakter og miljøteknologiordningen i Innovasjon Norge. Behovet gjelder både innsamling og logistikk, men også analyser for å underbygge rangering av de ulike behandlingsmåtene for restråstoff/våtorganisk avfall med tanke på å oppnå maksimal miljønytte. Det anbefales også å utrede en bransjeavtale for matavfall med tilhørende krav om utsortering av våtorganisk avfall. Disse ordningene er tilgjengelige for gode prosjekter, og det anses ikke å være behov for endringer i rammevilkårene rundt disse fremover.

12 Referanser

- Arnøy, Silje og Ingunn Saur Modahl. 2014. "Kildesortering Av Våtorganisk Avfall I Fredrikstad Kommune. Klimaregnskap for Avfallsbehandling. Østfoldforskning AS. OR.13.14."
- Bø, Eirill, Bente Flygansvær og Stein Erik Grønland. 2012. "Miljøvennlig Innsamling Av Avfall – En Studie Av Nye Renovasjonstekniske Løsninger, SITMA Rapport: 1201/2012."
- Brevik, Øyvind. 2015. "Datagrunnlag Utsorteringsgrader Fra ROAF. Epost 21.10.2015 Fra Øyvind Brevik (ROAF)."
- Briseid, Tormod. 2008. "Innspill Om Bioenergi. Våtorganisk Avfall, Husdyrgjødsel Og Avløpsslam, Mengder, Miljøeffekter, Energiinnhold, Bruk I Biogassanlegg. Bioforsk Rapport Vol. 3 Nr. 65 2008."
- ForMat. 2015. "ForMat-Prosjektet [Http://matsvinn.no/ressurser/](http://matsvinn.no/ressurser/)."
- Fråne, Anna, Å. Stenmarck, Stefán Gíslason, Søren Løkke, Malin zu Castell Rüdenhausen, Hanne Lerche Raadal og Margareta Wahlström. 2015. "Guidelines to Increased Collection of Plastic Packaging Waste from Households. Nordic Council of Ministers."
- Grønt Punkt Norge. 2015. "Grønt Punkt Norge, 2015. Årsrapport 2014 Grønt Punkt Norge AS. http://aarsrapport.grontpunkt.no/files/dmfile/GP_aarsrapport_2014_web1.pdf."
- Gulbrandsen, Magnus Utne, Kristina Wifstad, and Heidi Ulstein. 2014. "Samfunnsøkonomisk Analyse Av Deponiavgiften. Menon . Avfall Norge Rapport 1/2014."
- Halvorsen, Bente. 2012. "Effects of Norms and Policy Incentives on Household Recycling: An International Comparison." *Resources, Conservation and Recycling* 67: 18–26. doi:10.1016/j.resconrec.2012.06.008.
- Hanssen, Ole Jørgen. 2010. "Matavfall Og Emballasje – Hva Er Mulige Sammenhenger? Rapport Til EMMA-Prosjektet. Østfoldforskning AS, OR16.10."
- Hanssen, Ole Jørgen, Olav Skogesal, Hanne Møller, Eva Vinju og Frode Syversen. 2013. "Kunnskap Om Matsvinn Fra Norske Husholdninger. Rapport Til Miljødirektoratet. Østfoldforskning AS. OR 38.13."
- Ljøstad, Kari-Lill. 2015. "Epost Av 22.12.2015 Fra Kari-Lill Ljøstad, Grønt Punkt Norge."
- LOOP. 2015. "Sluttrapport: Holdningskampanje Om Kildesortering Av Miljøfarlig Avfall 2014. Utarbeidet Av LOOP for Avfall Norge. [Http://loop.no/wp-content/uploads/2014/10/Sluttrapport_kampanje2014_final_compressed.pdf](http://loop.no/wp-content/uploads/2014/10/Sluttrapport_kampanje2014_final_compressed.pdf)."
- Lyng, Kari-Anne. 2014. "Management of Waste Resources from an Environmental Perspective. A Description of Relevant Models and Existing Methodology. AR 06.15. Østfoldforskning AS."
- Lyng, Kari-Anne og Ingunn Saur Modahl. 2009. "Kildesortering Av Plastemballasje I Fredrikstad Kommune." OR 22.09.
- . 2010. "Klimaregnskap for Midtre Namdal Avfallsselskap IKS Behandling Av Våtorganisk Avfall, Papir, Papp, Glassemballasje, Metallemballasje Og Restavfall Fra Husholdninger." OR 28.10.
- . 2011. "Livsløpsanalyse for Gjenvinning Av Plastemballasje Fra Norske Husholdninger." OR 10.11.
- Lyng, Kari-Anne, Ingunn Saur Modahl, Hanne Møller, John Morken, Tormod Briseid og Ole Jørgen Hanssen. 2015. "The BioValueChain Model: A Norwegian Model for Calculating Environmental Impacts of Biogas Value Chains." *The International Journal of Life Cycle Assessment*, February, 1–13. doi:10.1007/s11367-015-0851-5.
- Lyng, Kari-Anne, Ingunn Saur Modahl og Hanne L. Raadal. 2009. "Klimaregnskap for Avfallsbehandling Av Plastemballasje Og Våtorganisk Avfall, Oslo Kommune." OR 27.09.
- Mepex. 2012. "Økt Utnyttelse Av Ressursene I Våtorganisk Avfall. Oppdrag Fra Klima Og Miljødirektoratet. Mepex, TA 2957/2012."
- . 2014. "Sorteringsadferd I 40 Borettslag. Oslo Kommune, Renovasjonsetaten. Lukket Rapport."

- . 2015. "Sorteringsanlegg Skisseprosjekt for Fredrikstad Kommune Og FREVAR. Lukket Rapport."
- Modahl, Ingunn Saur, Kari-Anne Lyng, Hanne Møller, Aina Stensgård og Silje Arnøy. 2014. "Biogassproduksjon Fra Matavfall Og Gjødelse Fra Ku, Gris Og Fjørfe. Status 2014/fase III for Miljønytte Og Verdikjedeøkonomi for Den Norske Biogassmodellen BioValueChain. Østfoldforskning AS. OR 34.14."
- NOK. 2015. "Næringslivets Arbeid Med Emballasjeoptimering. <http://www.emballasjeoptimering.no/files/dmfile/NOK%202014%20komplett.pdf>."
- OECD. 2007. "Instrument Mixes for Environmental Policy. Report, ISBN: 9789264017801. Available at: http://www.oecd.org/document/24/0,3343,en_2649_34295_38698039_1_1_1_37465,00.html#TOC."
- Pilotstudie i regi av Matvett 2015. Aggregerte data fra deltagende bedrifter.
- Raadal, Hanne Lerche, Ingunn Saur Modahl og Kari-Anne Lyng. 2009. "Klimaregnskap for Avfallshåndtering, Fase I Og II. Østfoldforskning AS. OR.18.09." Østfoldforskning AS. <http://www.ostfoldforskning.no/publikasjon/klimaregnskap-for-avfallshandtering-fase-i-og-ii-576.aspx>.
- Raadal, Hanne Lerche, Vibeke Schakenda og Jon Morken. 2008. "Potensialstudie for Biogass I Norge. Østfoldforskning, OR 21.08." OR 21.08.
- Richardsen, Roger, Ragnar Nystøyl, Gunn Strandheim, and Andrea Viken. 2015. "Analyse Marint Reststoff, 2014 Analyse Av Tilgang Og Anvendelse for Marint Reststoff I Norge. SINTEF Rapport, A 26863."
- Rødviik, Svein Erik. 2015a. "Foredrag Av Svein Erik Rødviik, Grønt Punkt På Seminar Forum for Fossilfri, Arrangert Av Zero, 26.11.2015."
- . 2015b. "Grunnlagsdata Oversendt På Epost 22.10.2015 Fra Svein Erik Rødviik I Grønt Punkt Norge."
- SmartEre-prosjektet. 2015. "Forskningsprosjektet Smartere Logistikk [Http://smarterelogistikk.no/](http://smarterelogistikk.no/)."
- SSB. 2014. "Avfall Fra Tjenesteytende Næringer. <https://www.ssb.no/natur-Og-miljo/statistikker/avfhandel/aar/2014-12-09?fane=arkiv>."
- . 2015a. "Avfall Fra Husholda, 2014. <https://www.ssb.no/natur-Og-miljo/statistikker/avfkom/aar/2015-07-07>."
- . 2015b. "Folkemengde, 1. Januar 2015 Fordelt På Fylke. <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkemengde/aar/2015-02-19?fane=tabell&sort=nummer&tabell=218731>."
- . 2016. "SSB Statistikkdatabank 2016. Forbrukerundersøkelsen Og Avfall Fra Husholdningene."
- Stensgård, Aina. 2015. "Optimalisering Av Avfallshåndtering I Østfold. Klima- Og Kostnadsminimering Med Scenarioanalyse Av Kildesortering Og Sentralsortering. Østfoldforskning AS. Lukket Rapport."
- Stensgård, Aina, og Ole Jørgen Hanssen. 2015. "Helhetlig Avfallsstrategi, Østfold. Østfoldforskning AS. AR 08.15."
- Walther-Zhang, Yun. 2014. "Effekten Virkemidler Har for Kildesortering Av Småelektronisk Avfall: En Kvantitativ Undersøkelse. Masteroppgave Ved NMBU."
- Ytrestøyl, Trine, Anne-Kristin Løes, Ingvar Kvande, Svein Martinsen og Gerd Marit Berge. 2013. "Utnyttelse Av Slam Fra Akvakultur I Blandingsanlegg for Biogassproduksjon: Teknologi Og Muligheter. Nofima Rapportserie 12/2013."



Gamle Beddingvei 2B
N-1671 Kråkerøy
Telephone: +47 69 35 11 00
Fax: +47 69 34 24 94
firmapost@ostfoldforskning.no
www.ostfoldforskning.no

