

Marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger

Karin Ibenholt, Kristin Magnussen, Ståle Navrud og John Magne Skjelvik

Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2015/19
Rapporttittel	Marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger
ISBN	978-82-8126-214-0
Forfatter	Karin Ibenholt, Kristin Magnussen, Ståle Navrud og John M. Skjelvik
Dato for ferdigstilling	5. juni 2015
Prosjektleder	John Magne Skjelvik
Kvalitetssikrer	Haakon Vennemo
Oppdragsgiver	Finansdepartementet/Grønn skattekommisjon
Tilgjengelighet	Etter avtale
Publisert	www.vista-analyse.no
Nøkkelord	Eksterne kostnader, miljø, verdsetting av skader, tiltakskostnader

Forord

Vista Analyse har på oppdrag for Finansdepartementet/Grønn skattekommisjon utredet marginale eksterne kostnader for ulike miljøpåvirkninger. Utredningsarbeidet har foregått i perioden januar-mai 2015.

Karin Ibenholt, Kristin Magnussen, Ståle Navrud og John Magne Skjelvik har gjennomført utredningen. Haakon Vennemo har stått for kvalitetssikringen. Medlemmene av Grønn skattekommisjon har gitt merknader til et tidligere utkast, men forfatterne står ansvarlige for det endelige innholdet i rapporten.

5. juni 2015

John Magne Skjelvik

Prosjektleder

Vista Analyse AS

Innhold

Forord	1
Hovedpunkter	5
1. Innledning	13
1.1 Bakgrunn	13
1.2 Oppdraget	13
1.3 Vår tilnærming til oppdraget	14
2. Utslipp av nitrogenoksider (NO _x) og svevestøv	16
2.1 Nitrogenoksider	16
2.1.1 Kilder og utslipp	16
2.1.2 Skader og ulemper	18
2.1.3 Verdsetting av utslippene	22
2.2 Svevestøv	27
2.2.1 Kilder og utslipp	28
2.2.2 Skader og ulemper	29
2.2.3 Verdsetting av utslippene	33
3. Utslipp av flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC)	41
3.1 Kilder og utslipp	41
3.2 Skader og ulemper	41
3.3 Verdsetting av utslippene	41
4. Utslipp av svoveldioksid (SO ₂) og ammoniakk (NH ₃)	43
4.1 SO ₂	43
4.1.1 Kilder og utslipp	43
4.1.2 Skader og ulemper	46
4.1.3 Verdsetting av utslippene	48
4.2 NH ₃	52
4.2.1 Kilder og utslipp	52
4.2.2 Skader og ulemper	53
4.2.3 Verdsetting av utslippene	54
5. Avrenning av nærings saltene nitrogen og fosfor	56
5.1 Kilder og utslipp	56
5.2 Skader og ulemper	59
5.3 Verdsetting av utslippene	61
6. Støy	71

6.1	Kilder og omfang	71
6.1.1	Andre kilder enn veitrafikk og jernbane.....	72
6.1.2	Nasjonale mål for støy.....	75
6.2	Måling av støy	76
6.2.1	Måleenhet	76
6.3	Skader og ulemper	77
6.3.1	Direkte helseeffekter av støy	77
6.3.2	Indirekte helseeffekter av støy	78
6.3.3	Anslag på skadeomfang.....	78
6.3.4	Støy påvirker også dyr	79
6.4	Verdsetting av utslippene	80
6.4.1	Samlet vurdering og konklusjoner	84
7.	Forsøpling.....	86
7.1	Kilder og utslipp.....	86
7.1.1	Forsøpling er avfall på avveie.....	86
7.1.2	Omfang og sammensetning av forsøplingen	87
7.2	Skader og ulemper	96
7.3	Verdsetting av skadene	98
7.3.1	Hva skal verdsettes?.....	98
7.3.2	Verdsetting ut fra betalingsvillighetsundersøkelser o.l.	99
7.3.3	Verdsetting ut fra oppryddingskostnader	100
7.3.4	Verdsetting ut fra skadekostnader.....	103
7.3.5	Verdsetting ut fra avgifter, pant og bøter	103
7.3.6	Anslag for eksterne, marginale kostnader ved forsøpling	106
	Referanser	109

Hovedpunkter

Utredningen tallfester de eksterne, marginale kostnadene i kroner/enhet utslipp for utslipp av nitrogenoksider og svevestøv fra stasjonære kilder, svoveldioksid og ammoniakk fra alle kilder, jevn støy fra stasjonære kilder og luftfart, samt forsøpling. I henhold til oppdraget er kostnader knyttet til utslipp fra andre transportformer enn luftfart ikke vurdert. Vi har ikke funnet grunnlag for å verdsette avrenning av nærings saltene nitrogen og fosfor til ulike vannresipienter.

Bakgrunn

Vista Analyse har fått i oppdrag av Grønn skattekommisjon/Finansdepartementet å utrede marginale eksterne kostnader ved følgende utslipp/miljøpåvirkninger:

- Utslipp av nitrogenoksider (NO_x) og svevestøv (utenom veitransport, skipsfart og jernbane)
- Utslipp av flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC)
- Utslipp av svoveldioksid (SO₂) og ammoniakk (NH₃)
- Avrenning av næringsalter (nitrogen og fosfor)
- Støy (utenom veitransport og jernbane)
- Forsøpling

Eksterne kostnader eller negative eksternaliteter oppstår i det en aktørs handlinger påfører andre aktører kostnader som aktøren selv ikke tar hensyn til i sin tilpasning. Verdsetting av marginale, eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger går ut på å finne samfunnets marginale betalingsvillighet for å unngå disse negative virkningene regnet per enhet utslipp. I mangel av markeder for miljøgoder og målrettede betalingsvillighetsundersøkelser som kunne gi indikasjoner på betalingsvilligheten, har vi tatt utgangspunkt i følgende metoder:

- *Skadekostnadsmetoden:* Benyttes for verdsetting av helseskader fra forurensning, særlig luftforurensning. Denne inneholder følgende trinn: i) Identifisere og beskrive skadevirkningene, ii) kvantifisere dem i fysiske enheter og iii) prissette dem ved verdioverføring fra tidligere verdsettingsstudier .
- *Kostnader ved avbøtende tiltak:* Dvs. hva man har betalt for å unngå liknende miljøpåvirkninger i andre sammenhenger. Dette kan dreie seg om hvor mye man betaler i avbøtende tiltak for f.eks. rydding av søppel, støyskjerming o.l.
- *Tiltakskostnader:* Dette er kostnadene ved å redusere miljøpåvirkningen for å oppnå bestemte utslipps- eller miljømål, f.eks. Gøteborgprotokollens mål for mange av de ovennevnte utslippene.

De marginale kostnadene for NO_x-utslippene varierer fra 20 til 320 kr/kg

Vi har hovedsakelig vurdert utslipp fra industri og bergverk, olje- og gassutvinning, samt noen andre stasjonære kilder. Norges samlede NO_x-utslipp er redusert siden år 2000, og utslippsmålene i den opprinnelige Gøteborgprotokollen ble nådd i 2013. Utslippene gikk ytterligere ned i 2014. Norge har gjennom den reviderte Gøteborgprotokollen forpliktet seg til å redusere utslippene ytterligere fram til 2020.

De viktigste nitrogenoksidene er nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO₂). Lokal luftforurensning fra NO_x kan gi skadelige effekter på økosystemer og vegetasjon, og bidrar til forsuring og overgjødning av vann og vassdrag. NO kan reagere med ozon i luften og danne NO₂. NO₂ kan videre omdannes til nitrat som forekommer som salter og dermed karakteriseres som svevestøv. I et helseperspektiv er man hovedsakelig bekymret for høye nivåer av NO₂. NO_x forårsaker helseskader først og fremst i de større byene, der det særlig er mobile kilder som står for utslippene. Fastsatte grenseverdier for NO_x for å unngå skadelige helseeffekter og skader på økosystemet brytes jevnlig, det samme gjelder de nye luftkvalitetskriteriene fra 2013 som angir hvilke nivåer av ulike forurensningskomponenter som anses som trygge for de aller fleste.

Vi har verdsatt NO_x-utslippene i tettsteder ved hjelp av skadekostnadsmetoden og verdsetting av økt hyppighet av luftveissykdommer og prematur død. Verdsetting av tap av liv er basert på verdien av et statistisk liv (VSL) på 30 mill. 2012-kr., anbefalt av Finansdepartementet. Utslippene i spredtbygde strøk er verdsatt hovedsakelig ut fra antatte kostnader ved å nå utslippsmålene i den reviderte Gøteborgprotokollen.

Tabell 1. Våre anslag for marginale, eksterne kostnader ved utslipp av NO_x (2014-kr per kg utslipp).

	Spredt bebyggelse	Tettsted (15000-100 000 innb.)	Tettsted (>100 000 innb.)
Skadekostnader		80	320
Tiltakskostnader	20		
Marginale eksterne kostnader	20	80	320

Kilde: Vista Analyse

Det er usikkerhet i disse anslagene, og gode grunner til å oppdatere selve grunnlaget for verdsetting av skadekostnadene av nitrogenoksider, og herunder forsøke å skille ut skadeeffekter av NO₂ tydeligere.

De marginale kostnadene for svevestøv fra vedfyring og industri ligger mellom null og 5350 kr/kg

Svevestøv (PM) klassifiseres som partikler med en diameter under 10 µm (PM₁₀, grove partikler), og 2,5 µm (PM_{2,5}, fine partikler). Mengden svevestøv av PM_{2,5} inngår også i PM₁₀. Partikler fra forbrenningsutslipp dominerer i finfraksjonen, mens mekanisk genererte partikler som oftest dominerer i grovfraksjonen.

Utslippene av PM₁₀ og PM_{2,5} har gått noe ned i perioden 2005-2013. De viktigste kildene til utslipp av svevestøv (PM₁₀) er vedfyring (ca. 50 prosent), industri og bergverk (23 prosent) i tillegg til transport (18 prosent). For PM_{2,5} er vedfyring, eksosutslipp, industri og langtransporterte utslipp de viktigste kildene.

Eksponering for svevestøv er en av de viktigste miljøfaktorene for reduksjoner i antall leveår. Eksponering for svevestøv kan føre til betennelsesrespons, noe som synes å være sentralt i utvikling og forverring av lunge- og hjertesykdommer. Nyere studier indikerer at svevestøv også kan forårsake effekter i nervesystemet, på fosterutvikling, samt forverre eller forårsake stoffskifteforstyrrelser. I den senere tid har det som kalles black karbon (ofte kalt «sot» på norsk) fått økt oppmerksomhet, og en del studier gir indikasjoner på at innhold av black carbon er en bedre indikator for helseeffekter.

De nasjonale målene og luftkvalitetskriteriene for svevestøv overskrides en rekke ganger i flere større byer. Det er særlig mobile kilder som forårsaker dette, men også blant annet vedfyring og i noen grad industrien bidrar. Antall overskridelser ser imidlertid ut til å gå ned.

Visse forhold ved utslipp fra industri og vedfyring gjør at de har noe mindre skadelige effekter enn utslipp fra biler fordi de skjer høyere oppe i lufta. På den annen side inneholder utslipp fra vedfyring PAH, og utslipp fra f.eks. metallurgisk industri inneholder metaller som begge kan ha ekstra store helseeffekter. Vi har derfor valgt samme verdsetting av skadene som for veitrafikken.

Det er mange forhold som peker på at det er behov for ny vurdering av de grunnleggende sammenhengene mellom svevestøv og marginale eksterne kostnader. Slikt arbeid er i gang i regi av Statens vegvesen. Inntil resultatene av dette foreligger mener vi den beste tilnærmingen til å estimere marginale eksterne kostnader av PM₁₀, inkludert PM_{2,5} i sektorer utenfor transportsektoren er å benytte tallene fra TØI (2014). Det er såpass mange faktorer som trekker i ulike retninger at man ikke har grunnlag for å revidere anslagene uten grundigere analyser. Våre forslag til eksterne marginale kostnader ved utslipp av PM₁₀, inkludert PM_{2,5}, blir da som vist i Tabell 2.

Tabell 2. Våre anslag for eksterne, marginale kostnader ved utslipp av svevestøv; for PM₁₀, som inkluderer PM_{2,5} (2014-kr per kg utslipp).

	Spredd bebyggelse	Tettsted (15000-100 000 innb.)	Tettsted (>100 000 innb.)
Avrundede verdier	0	750	5 350

Kilde: Vista Analyse

Flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC) bidrar ikke til skader i Norge i dag

Bruk av løsemidler er den største kilden til utslipp av NMVOC. Andre store kilder er transport og utvinning og ilandføring av olje og gass. Resterende utslipp stammer fra kilder som industri, husholdninger og bensindistribusjon. Utslippene har gått sterkt ned siden 2001, og Norge vil sannsynligvis oppfylle utslippsmålene i Gøteborg-protokollen i 2020 uten ytterligere tiltak.

Ettersom NMVOC er en flyktig forbindelse er det sjelden det oppstår høye nok konsentrasjoner over lengre tid til at utslippene forårsaker helseskader direkte. NMVOC bidrar sammen med NO_x til dannelse av bakkenær ozon, som er antatt å være et svært lite problem i Norge.

Ut fra dette anslår vi at utslippene av NMVOC i dagens norske analyser tillegges en marginalkostnad på 0 kr/kg. Endrede klimatiske forhold kan over tid eventuelt øke problemet med bakkenær ozon, noe som vil øke marginal skadekostnad og gjøre det mer aktuelt å rette inn tiltak mot å redusere utslippene av NMVOC.

Svoveldioksid (SO₂) bidrar fortsatt til material- og forsuringsskader enkelte steder

Utslippene av SO₂ er redusert med 88 prosent i perioden 1980 til 2013 og ligger godt under kravet i Gøteborgprotokollen for 2020. Største gjenværende kilder er industri og bergverk (67 prosent), luftfart, sjøfart og fiske (ca. 14 prosent), energiforsyning (11 prosent og oppvarming (4 prosent). Det forventes at SO₂-utslippene vil reduseres ytterligere uten nye utslippsreduserende tiltak.

SO₂ kan gi nedsatt lungefunksjon hos astmatikere og skape irritasjon i luftveiene hos friske mennesker. SO₂ i høye konsentrasjoner kan også øke forekomsten av hoste og slimproduksjon. Utslipp av SO₂ gir sekundærpartikler i atmosfæren som skader helsen også ved lave nivåer, men dette rammer på europeisk nivå. I tillegg gir utslipp av SO₂ miljøskader som korrosjon av materialer og forsuring av vassdrag som skader dyre- og plantelivet, også når konsentrasjonene er lavere enn grensen for helseskade. Det er imidlertid ingen steder i dag med konsentrasjoner så høye at de gir helseskader av betydning.

Gjenværende skadekostnader er knyttet til forsuring og korrosjon. I mangel av oppdaterte anslag benytter vi anslagene fra SFT (2005) i form av et intervall, og setter nedre grense til null med unntak av noen områder på Sør- og Vestlandet med forsuringsskader. Tabell 3 viser anslagene for skadekostnadene:

Tabell 3. Våre anslag for eksterne, marginale skadekostnader ved utslipp av SO₂. Kr/kg utslipp (2014-verdi).

Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	
Bergen	19 - 157
Kristiansand	19
Stavanger	19 - 57
Øvrige områder	19
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedmark, Oppland, Sogn og Fjordane	
Oslo	0 - 131
Drammen	0 - 96
Halden	0 - 48
Sarpsborg	0 - 6
Fredrikstad, Moss	0 - 5
Bærum	0 - 110
Asker	0 - 76
Porsgrunn	0 - 7
Skien	0 - 105
Bamble	0 - 36
Øvrige områder	0
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Møre og Romsdal	
Trondheim	0 - 25
Øvrige områder	0
Nordland, Troms og Finnmark	
Tromsø	0 - 13
Øvrige områder	0

Kilde: Vista Analyse

De marginale kostnadene for ammoniakk (NH₃) anslås til 3 kr/kg

Jordbruket stod for rundt 90 prosent av de norske utslippene av NH₃ i 2013. Bruk av husdyrgjødsel er den viktigste kilden til utslippene. I den reviderte Gøteborgprotokollen har Norge forpliktet seg til å redusere NH₃-utslippene med 8 prosent i 2020 i forhold til nivået i 2005, noe som krever ytterligere tiltak.

NH₃ er en nitrogenforbindelse som bidrar til forsuringsskader på fisk i vassdrag. Det er kun på Sørlandet og Sør-Vestlandet at dette har et omfang av betydning. I tillegg øker NH₃ utslippene av klimagassen N₂O og avrenning av nitrater til vassdrag. NH₃ bidrar også til gjødslingseffekter på naturlige økosystem, men bidrar ikke til helseskader i Norge.

Oppfyllelse av Gøteborgprotokollens krav ser ut til å kunne gjøres gjennom gjødslingstiltak uten noen nettokostnader, men usikkerheten ved dette er betydelig. Alternativt kan tiltakskostnadene komme opp mot 6 kr/kg dersom andre og mindre usikre gjødslingstiltak må gjennomføres for å nå målet.

Gjennomsnittlig skadekostnad for forsuring fra norske NH₃-utslipp ligger på 3 kr/kg NH₃. Ut fra en samlet vurdering legger vi denne verdien til grunn som anslag for de eksterne, marginale kostnadene. Denne verdien fanger opp både skadekostnadene og en forventet tiltakskostnad for å nå utslippsmålene i Gøteborgprotokollen.

Næringssaltene nitrogen og fosfor bidrar til overgjødsling i følsomme områder, men vi har ikke grunnlag for å verdsette de marginale kostnadene

Utslipp av næringssaltene nitrogen og fosfor kan bidra til overgjødsling i ferskvann, fjorder og kystfarvann. Ferskvann er normalt mer sårbart for overgjødsling enn sjøen. Skagerrakkysten fra svenskegrensen til Lindesnes er det området i Norge som er mest påvirket av næringsalter og den mest sårbare for overgjødsling. Men overgjødsling kan også være et betydelig lokalt problem flere andre steder, særlig i områder med dårlig vannutskiftning.

Tilførslene av næringsalter til vann består både av naturlige tilførsler og menneskeskapt utslipp. Bakgrunnsavrenning står for de aller største tilførslene av nitrogen, mens denne andelen er mer beskjeden for fosfor. Fiskeoppdrett står for mesteparten av de menneskeskapt utslippene av fosfor, men disse foregår langs kysten fra Sør-Vestlandet og nordover hvor vannkvaliteten er god. Det meste av fosforet fra kommunalt avløp tilføres Skagerrakkysten og lokale kystområder rundt de store byene. Utslippene av fosfor har gått ned med ca. 40 prosent siden 1985 i Skagerrak, mens utslippene har økt i andre områder.

Fiskeoppdrett og jordbruk er de største utslippskilder for nitrogen langs Skagerrakkysten. Tilførslene av nitrogen til Skagerrak er redusert med 30 prosent siden 1985, mens den er økt i andre områder.

De marginale eksterne kostnadene ved avrenning av næringsalter varierer svært mye avhengig av næringstilstanden i vannforekomsten og hvilken av de nesten 30 000 elver, innsjøer og kystområder avrenningen skjer til. Som ledd i oppfyllingen av EUs vanddirektiv har Norge innført en egen vannforskrift som skal bidra til å sikre god

vannkvalitet. I vannforekomster der vannforskriftens målsettinger er oppfylt, vil den marginale eksterne kostnaden være tilnærmet null. I andre områder, særlig de som er definert som «følsomme områder», og i de vannforekomstene der tilstanden i henhold til vannforskriftens kriterier er karakterisert som dårlig eller svært dårlig, er de marginale skadekostnadene betydelige.

Det finnes svært få nyere norske anslag for miljøkostnader ved avrenning av nitrogen eller fosfor, og vi har derfor ikke grunnlag for å fastsette marginale kostnader ut fra en skadekostnadstilnærming. Det mangler også nyere landsomfattende studier av samfunnsøkonomiske tiltakskostnader for å oppfylle kravene i EUs vanddirektiv, selv om det gjennomføres en rekke lokale og regionale tiltaksanalyser i tråd med vannforskriften. Enkelte studier indikerer at marginale skadekostnader for fosfor kan variere fra tilnærmet null i ikke-følsomme områder, via noen få hundre eller tusen kroner/kg i «normale» områder/områder med relativt små behov for tiltak for å nå god miljøtilstand, til kanskje mer enn 10 000 kroner per kg fosfor i de mest følsomme områdene med størst avstand fra målsettingen om god økologisk tilstand.

For nitrogen er det svært vanskelig å anslå tiltakskostnader for ytterligere reduksjon av utslippene. Fiskeoppdrett er den kilden som øker utslippene mest, men tiltakene har så langt hovedsakelig vært å unngå å tillate oppdrettsanlegg i en del områder, og flytte anleggene til steder med bedre vannutskifting. Det er gjort noen beregninger av kostnader til nitrogenfjerning fra kommunale avløpsrensaneanlegg. Disse spredte kostnadsberegningene gir imidlertid lite grunnlag for å beregne marginale eksterne kostnader av utslippene.

De marginale kostnadene for jevn støy fra stasjonære kilder anslås til 365 kr pr dBA pr år og person for de som er ganske, mye eller voldsomt plaget

Nesten 1,4 millioner mennesker er utsatt for støy ved boligen sin, og omtrent 96 prosent av støyplagene stammer fra transport. 200 000 personer i Norge har problemer med nattesøvnen på grunn av støy. I 2011 var det 38 400 personer som var utsatt for støy fra luftfart, noe som er en økning fra 1999 på nærmere 10 prosent.

I 1999 var 45 000 personer utsatt for støy fra bygg- og anleggsvirksomhet. Hvilke konsekvenser denne støyen har er usikkert, ettersom støybildet er svært sammensatt og kan variere mye. I tillegg er støyen vanligvis et midlertidig problem.

Støy fra industri, og spesielt viftestøy en av de støykildene som gir størst sjenanse i nærområdet. Dette er gjerne snakk om lavfrekvent støy som det er vanskelig å skjerme seg mot. I 1999 var drøyt 86 000 personer i Norge utsatt for skytebanestøy, som er impulsstøy der det meste av skyteaktiviteten foregår på ettermiddager og helger.

Støy fra kjøring på motorsportbaner har omtrent samme karakter som veitrafikkstøy, men er mer plagsom på grunn av et aggressivt kjøremønster med høye turtall på motorene. I 1999 var rundt 14 000 personer utsatt for støy fra motorsportbaner. Det finnes ikke data for hvor mange som er plaget av støy fra fritidsaktiviteter som snø- og vannscootere.

Hvor plaget man er av støy avhenger av støyens forutsigbarhet og en rekke spesielle forhold knyttet til de situasjonene og aktivitetene som blir forstyrret av støy. Lydens karakter bestemmes av frekvensinnhold, for eksempel bass/diskant, tidsforløp og varighet samt hvor raskt lyden øker i nivå. Dette medfører blant annet at folk oppgir å være ulikt plaget av ulike støykilder til tross for at det såkalte døgnkvalitative støynivået er det samme.

Forstyrrelse av søvn regnes blant de mer alvorlige virkningene av støy, og kan ha en rekke konsekvenser. Støy kan gi psykisk stress og helseplager som muskelspenninger og muskelsmerter, være en medvirkende årsak til høyt blodtrykk og utvikling av hjertesykdom og gi hørselstap. Langvarig irritasjon over støy kan påvirke utvikling av sykdom. Støy virker ofte sammen med andre stressfaktorer som for eksempel luftforurensning. Derfor er det vanskelig å skille klart mellom støyens effekter og andre miljøfaktorens effekter.

Verdsettingen av støy kompliseres av at vi opplever lyd og støy svært varierende. Støy er ikke et enhetlig fenomen, delvis fordi det representerer en subjektiv erfaring eller opplevelse og delvis fordi ulike lydfrekvenser virker ulikt for mennesker.

I mangel av anslag for verdsettingen av støy fra stasjonære kilder tar vi for verdsetting av jevn støy utgangspunkt i verdsetting av støy fra veitrafikk. Dette gir en verdi på 365 kr (2014-nivå) pr dBA (over 55 dBA utvendig støynivå) pr år og person som er ganske, mye eller voldsomt plaget av støy i sin bolig. I den grad det er mulig å omregne impulsstøy eller mer begrensede støyende aktiviteter til døgnkvalitative bør det være mulig å bruke anslagene for vei også for disse. Det kan være aktuelt å differensiere disse anslagene etter tid, for eksempel hverdag, helg, dags- eller kveldstid, eller etter sted ("urørt" natur eller bebygget sted), men det finnes ikke datagrunnlag for å gjøre dette. Anslaget inkluderer kun velferdstapet av å være plaget av støy, og kan dermed sees som et nedre estimat for den samfunnsøkonomiske kostnaden.

Som for veitrafikk er verdsettingen av støy fra flytrafikk basert på betinget verdsettingsstudier. Studiene viser at folk verdsetter høyere det å unngå flystøy enn veitrafikkstøy, dvs. 490 kr (2014) per dBA (over 55 dBA utvendig støynivå) per år per person som er ganske, mye eller voldsomt plaget av støy i sin bolig.

For de andre støykildene finnes det ikke gode nok anslag til å gi en anbefaling om verdier for de marginale kostnadene. Mye av den aktuelle støyen er regulert i forurensningsforskriften og kostnadene for å oppfylle disse kravene kan ses som en tilnærming til støykostnadene.

Forsøpling antas å ha en marginalkostnad i intervallet 3 – 13 kr/enhet

Forsøpling kan defineres som tilfeldig spredning av brukte gjenstander i omgivelsene. Emballasje (som er fokus for vår studie) som kastes i naturen eller langs veier er typiske eksempler på forsøpling. Forsøpling på områder der folk ferdes gir negative synsinntrykk, og kan i noen tilfeller også medføre skader på mennesker, dyr og utstyr, for eksempel fra knust glass og bokseemballasje. Plast dominerer i analysene av sammensetningen av forsøplingen i strandsonen, og internasjonalt er plast i økende

grad blitt sett på som et problem gjennom forsøpling av havet og dannelsen av mikroplast som påvirker næringskjeden. Forsøplingen er gjennomgående større i strandsonen enn på fjellet og langs veien.

Det finnes ingen statistikk som viser omfanget av forsøpling. Basert på anslag for sannsynligheter fra midten av 1990-tallet for forsøpling anslår vi at i størrelsesorden 20 millioner enheter drikkevareemballasje havner som forsøpling hvert år. Dersom drikkevareemballasje på samme måte som på 1990-tallet antas å utgjøre i størrelsesorden 12 prosent av total forsøpling, er den totale forsøplingen på ca. 167 millioner enheter årlig.

Det er få undersøkelser som viser i hvilken grad folk oppfatter forsøpling som et problem. Kommunene bruker imidlertid betydelige midler for å rydde opp, og vi har valgt oppryddingskostnadene som utgangspunkt for verdsettingen. Dette gir en kostnad på ca. 5 kr/enhet forsøpling. Dette er høyere enn panten for drikkevareemballasje på 1 og 2,5 kr/enhet og de returandelskorrigerte (faktiske) emballasjeavgiftssatsene. Forventet nivå på bøter/gebyr for forsøpling i de større byene antas å være lavere enn 5 kr/enhet. Anslaget er imidlertid lavere enn det enkelte betalingsvillighetsundersøkelser for å unngå forsøpling og liknende «onder» viser. Anslaget er også lavere enn verdsettingsanslag ut fra emballasjeavgiftene i kombinasjon med sannsynlighetene for at de ulike enhetene som omsettes havner som forsøpling.

Verdsetting ut fra oppryddingskostnader gir gjerne et minimumsanslag på de marginale kostnadene, ettersom det alltid vil være igjen noen enheter som forsøpler etter oppryddingen. På den annen side er marginalkostnadene ved forsøpling sannsynligvis noe lavere enn det vi har kommet fram til via en gjennomsnittsbetraktning. Til sammen indikerer disse forholdene at et intervall på 3–13 kr/enhet kan være et realistisk intervall for de marginale kostnadene.

Vi antar at marginalkostnadene for ulike typer emballasje av kartong, papir og papp ligger i den nedre del av intervallet, ettersom denne type emballasje brytes raskt ned og ikke gir noen direkte skadevirkninger. Marginalkostnadene for emballasje av glass og metall ligger høyere i intervallet. Glass ligger antakelig høyere enn metall ettersom glass har svært lang nedbrytingstid, og gjerne medfører større direkte skader enn metall. Vi antar at marginalkostnadene for plastemballasje ligger høyere enn for papp, papir og kartong, men er usikre på om den ligger på nivå med glass og metall eller høyere enn dette. De lokale skadene av plastemballasje antas å være begrenset sammenliknet med glass og metall, men potensielle skader når plastemballasjen brytes ned er betydelige.

1. Innledning

I dette kapitlet presenteres oppdraget og hvordan vi har gått fram for å løse det.

1.1 Bakgrunn

Grønn skattekommisjon, som ble oppnevnt høsten 2014, skal bl.a. vurdere omfang og nivå på eksisterende miljøavgifter og om avgiftene virker etter hensikten. Videre skal den vurdere om det kan innføres treffsikre miljøavgifter på nye områder, om noen av de eksisterende avgiftene bør fjernes og om det kan/bør gjøres andre endringer i skattereglene som kan fremme utvikling og bruk av klimavennlig teknologi.

En vurdering av omfang og nivå på eksisterende og eventuelle nye miljøavgifter forutsetter at en har kjennskap til skadekostnadene ved ulike miljøproblemer. Eksterne kostnader eller negative eksternaliteter oppstår i det en aktørs aktiviteter påvirker andre aktører på en negativ måte, altså når aktørens handlinger påfører andre kostnader som aktøren selv ikke tar hensyn til i sin tilpasning. Når det optimale nivået for miljøkvaliteten er bestemt, vil en avgift kunne realisere dette nivået på en kostnadseffektiv måte. En optimal miljøkvalitet realiseres når verdien av å redusere aktiviteten eller utslippet med én enhet er like høy som kostnaden ved å gjennomføre denne reduksjonen. Dersom det ilegges en avgift på alle kilder til miljøproblemet lik den marginale skaden som påføres samfunnet, vil aktørens tilpasninger sørge for at dette skjer. Grønn skattekommisjon har derfor behov for nye eller oppdaterte beregninger av de marginale eksterne kostnadene som ulike miljøskadelige aktiviteter påfører samfunnet.

Det er i de senere årene gjennomført en rekke studier som hovedsakelig oppdaterer tidligere anslag for marginale eksterne kostnader som følge av ulike typer utslipp. De fleste av disse studiene har fokusert på utslipp fra transportsektoren, hovedsakelig utslipp fra veitrafikken. Dette har på mange måter vært naturlig ettersom en betydelig del av disse utslippene skjer relativt nær bakken i områder hvor folk bor og oppholder seg, slik at utslippene har stort potensiale for å forårsake helseskader.

1.2 Oppdraget

Vista Analyse har fått i oppdrag av Grønn skattekommisjon/Finansdepartementet å utrede marginale eksterne kostnader ved følgende utslipp/miljøvirkninger:

- Utslipp av NO_x og svevestøv (utenom veitransport, skipsfart og jernbane)
- Utslipp av NMVOC
- Utslipp av SO₂ og NH₃
- Avrenning av næringssalter (nitrogen og fosfor)
- Støy (utenom veitransport og jernbane)
- Forsøpling

Dette omfatter til dels utslipp fra andre kilder enn transportsektoren (utslipp til luft og støy) samt utslipp/miljøpåvirkninger som det ikke har vært gjennomført vurderinger av eksterne kostnader for på mange år. Det er derfor grunn til å anta at de marginale

kostnadene ved disse miljøpåvirkningene kan ha endret seg betydelig siden tidligere analyser ble utarbeidet. Dette skyldes at flere av utslippene er betydelig redusert de senere år, men også at selve verdsettingen av miljøpåvirkningen kan være endret bl.a. som følge av inntekts- og befolkningsvekst.

1.3 Vår tilnærming til oppdraget

Oppdraget går ut på å verdsette marginale, eksterne kostnader forårsaket av utslipp av en rekke forurensende stoffer, støy og forsøpling, som stammer fra ulike kilder, hovedsakelig utenom transportsektorene. De viktigste skadevirkningene er:

- Skader på menneskelig liv og helse, i form av for tidlig død eller helseplager («morbiditet og mortalitet») knyttet til dårlig luftkvalitet. Dette vil kunne gjelde utslipp av NO_x, svevestøv, NMVOC, SO₂, NH₃ og støy.
- Skader på naturen, dvs. skader på planter og dyreliv, noe som vil kunne gjelde alle de ovennevnte utslippene til luft, avrenning av næringssalter og i noen grad også forsøpling.
- Skader på bygninger o.l. i form av hurtigere nedbrytning som vil kreve økt vedlikehold. Dette vil kunne gjelde utslipp av NO_x og SO₂.
- Plager/trivselsulemper, som omfatter menneskelige plager knyttet til støy og i noen grad kanskje også «skitt» og dårlig sikt forårsaket av NO_x og svevestøv.
- Estetiske plager og evt. skader på dyr og mennesker knyttet til forsøpling.

Verdsetting av marginale, eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger går ut på å finne samfunnets betalingsvillighet for å unngå disse negative virkningene. I mangel av markeder for miljøgoder som kunne gi indikasjoner på betalingsvilligheten er en henvist til å benytte andre fremgangsmåter for å avdekke den. En mulighet er gjennom en *betalingsvillighetsundersøkelse* å spørre et utvalg personer om hvor mye de er villige til å betale for å unngå miljøpåvirkningene. Slike undersøkelser er imidlertid tidkrevende og kostbare å gjennomføre, slik at en i praksis må finne andre måter å søke å avdekke betalingsvilligheten på. Resultater fra tidligere norske eller utenlandske betalingsvillighetsundersøkelser kan eventuelt benyttes dersom de er relevante. Relevansen må imidlertid vurderes nøye.

En annen framgangsmåte er å avdekke hva man faktisk har betalt for å unngå liknende miljøpåvirkninger i andre sammenhenger, både i Norge og i andre land. Dette kan dreie seg om hvor mye man investerer i avbøtende tiltak f.eks. i opprydding etter forsøpling, støyskjerming o.l., forskjeller i boligpriser mellom områder som kan gjenspeile forskjeller i ulemper f.eks. fra støy o.l.. Ved bruk av slike såkalte *hedoniske metoder* er det viktig å vurdere nøye om anslagene er overførbare fra den sektoren/settingen dataene hentes fra, kanskje spesielt dersom de hentes fra utlandet.

For verdsetting av helseskader fra forurensning, særlig luftforurensning, benyttes den såkalte *skadekostnadsmetoden*. Denne inneholder følgende trinn: i) Identifisere og beskrive skadevirkningene, ii) kvantifisere dem i fysiske enheter så langt som mulig og iii) prissette dem så langt som mulig.

En annen mye brukt framgangsmåte er verdsetting ut fra *tiltakskostnader* for å redusere utslippene for å oppnå visse utslipps- eller miljømål knyttet til

miljøpåvirkningen. Tiltakskostnader er en mindre teoretisk korrekt tilnærming til å beregne verdien av miljøvirkninger, fordi det en egentlig ønsker er jo å sammenligne verdien av en miljøskade med tiltakskostnadene for eventuelt å redusere den samme miljøskaden. I tilfeller hvor man f.eks. har inngått en internasjonal forpliktelse om å redusere utslippene ned til et nivå som antas å gi små/ingen skader, eller hvor det finnes nedre terskelverdier hvor utslipp under disse gir små/ingen skader, vil en verdsetting basert på tiltakskostnader for å nå disse nivåene være en hensiktsmessig tilnærming. Tiltakskostnader brukes imidlertid også som en siste utvei hvis man ikke har muligheter til å finne/beregne miljøskaden og verdien av denne innenfor rimelige ressursrammer.

Vi har i prosjektet benyttet alle de ovennevnte framgangsmåtene. Valg av metode avhenger av miljøpåvirkningens art og hva som finnes av data på de ulike områdene. Det har ikke vært lagt opp til å gjennomføre egne studier for datainnhenting (f.eks. betalingsvillighetsundersøkelser), vi har kun basert oss på allerede gjennomførte studier. Generelt har vi lagt størst vekt på gode norske studier, men også studier fra våre naboland, resten av EU og evt. andre områder av verden har i noen grad vært benyttet i den grad de er relevante for norske forhold. For nærmere oversikt over valg av metode vises det til gjennomgangen av de enkelte miljøpåvirkningene i de følgende kapitlene. Der det foreligger både anslag for marginale tiltakskostnader for å oppfylle avtaleforpliktelser og marginale skadekostnader er den høyeste av disse valgt.

Oppdraget går ut på å estimere de *marginale* eksterne kostnadene ved de nevnte miljøpåvirkningene i dag. Generelt vil disse kostnadene variere over tid som følge av endringer i utslipp og konsentrasjoner. De kan også endre seg som følge av endringer i befolkningkonsentrasjonene, slik at færre eller flere blir utsatt for påvirkningene. Endelig vil de endre seg som følge av inntektsutviklingen i samfunnet. Slike endringer kan variere mellom de ulike miljøpåvirkningene, og vi har for hver av dem forsøkt å si noe om hvordan de marginale kostnadene vil kunne endre seg over tid.

I tråd med føringene i oppdraget har vi lagt til grunn anbefalingen i Finansdepartementet (2014) om verdsetting av et statistisk liv (VSL), og verdien av denne er realprisjustert med veksten i BNP/capita fram til 2014. Historiske verdsettinger av miljøgoder som ikke er avledet fra VSL er oppjustert med endringene i konsumprisen for å få disse på 2014-prisnivå. Vi har ikke realprisjustert denne verdien av miljøgoder, ettersom vi tolker formuleringene i rundskrivet slik at en skal ha et solid teoretisk og empirisk grunnlag for å gjøre dette. Videre har vi tatt utgangspunkt i den nylige ferdigstilte oppdateringen av de marginale eksterne kostnadene ved veitrafikken (TØI, 2014).

2. Utslipp av nitrogenoksider (NO_x) og svevestøv

I dette kapittelet gjennomgås utslipp, skadevirkninger og verdsetting av skadene av henholdsvis nitrogenoksider (NO_x) og svevestøv fra alle kilder utenom veitransport, skipsfart og jernbane.

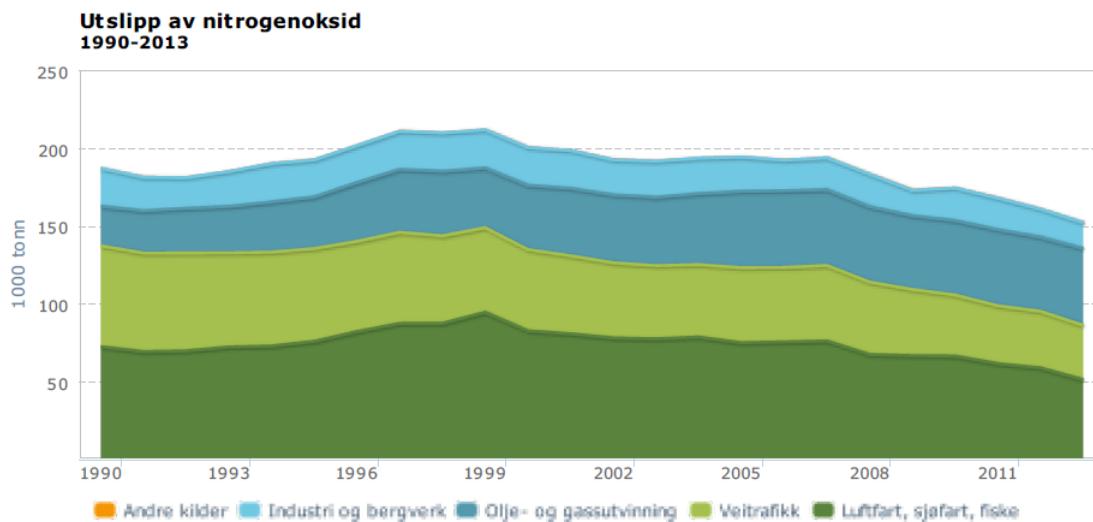
2.1 Nitrogenoksider

Det finnes en rekke nitrogenoksider i atmosfæren. De to viktigste er nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO₂), som begge går under fellesbetegnelsen nitrogenoksider (NO_x). Vi kommer tilbake til at ulike nitrogenoksider kan ha ulike miljø- og helseeffekter i avsnitt 2.1.2.

2.1.1 Kilder og utslipp

Utslippene er redusert og skal reduseres ytterligere

Fram til 1986 økte de norske NO_x-utslippene sterkt, deretter fulgte nedgang i utslippene fra 1986 til 1992. Dette skyldtes hovedsakelig strengere avgasskrav på kjøretøy og nedgang i økonomisk aktivitet i perioden. Fra 1992 til 1999 var det igjen en viss økning i utslippene, men siden har trenden pekt nedover. Utslipp av NO_x i perioden 1990-2013 fremgår av Figur 2.1.



Figur 2.1 Utslipp av nitrogenoksid fra ulike kilder 1990-2013.

Kilde: Statistisk sentralbyrå (SSB)

Norge har gjennom Gøteborgprotokollen under Genève-konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensning forpliktet seg til å redusere NO_x-utslippene slik at de i 2010 skulle være maksimalt 156 000 tonn. Utslipet det året var imidlertid 179 000 tonn, mens utslippsforpliktelsen ble nådd i 2013. I 2012 ble Gøteborgprotokollen revidert, og Norge er nå forpliktet til å redusere utslippene med 23 prosent i 2020 sammenlignet med utslippene i 2005. Dette er omtrent 5 000 tonn og 3,5 prosent lavere enn 2010-forpliktelsen.

Viktigste kilder er mobile, men også industri og olje- og gassvirksomhet bidrar

Nitrogenoksider dannes ved forbrenning av olje, gass eller biomasse. De viktigste kildene til utslipp av NO_x i Norge er forbrenning av fossilt brensel i industri, olje- og gassvirksomhet og i mobile kilder på land og til sjøs. I 2013 kom 22 prosent av utslippene fra veitrafikk og 33 prosent fra annen transport og bruk av motorredskaper. 32 prosent av utslippene kom fra olje- og gassvirksomheten, mens industri og bergverk sto for 11 prosent (www.miljøstatus i Norge: Nitrogenoksid (NO_x)).

Hovedkildene til utslipp av NO₂ i byområder i Norge er veitrafikk, men skipsfart og langtransportert forurensning kan også bidra. Dieselskjøretøy slipper ut mest NO₂ i storbyene.

I og med at vi ikke skal vurdere utslipp fra veitransport, skipsfart og jernbane er de gjestående kilder av størst interesse: «Industri og bergverk», «olje- og gassutvinning», eventuelt «luftfart og fiske», samt «andre kilder».

Utslippene fordelt på kilder for perioden 1990 til 2013 fremgår av Figur 2.1. Utslippene fordelt på kilder i 2013 er vist i Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Utslipp av NO_x fordelt på kilder. Tall i tonn og prosent av totale NO_x-utslipp

Kilde	Utslipp i tonn	Andel (%) av totale NO _x -utslipp i 2013 (avrundet)
Luftfart, sjøfart, fiske	50 980	33
Olje- og gassutvinning	49 430	32
Veitrafikk	34 860	22
Industri og bergverk	16 670	11
Oppvarming i andre næringer og husholdninger	2 270	1
Energiforsyning	2 110	1
Andre kilder	10	0
Totalt	156 330	100

Kilde: ssb.no

Miljøavtalen mellom myndigheter og næringsliv - NO_x-fondet

Miljøavtalen om NO_x 2011-2017 ble undertegnet 14. desember 2010 av 15 næringsorganisasjoner¹ og Klima- og miljødepartementet. Avtalen er en forlengelse av Miljøavtalen om NO_x for perioden 2008-2010. Gjennom avtalen skal næringsorganisasjonene sørge for reduksjoner av NO_x-utslipp. Virksomheter som slutter seg til avtalen får fritak for NO_x-avgift mot at de påtar seg forpliktelser overfor Næringslivets NO_x-fond. Fondets hovedoppgave er å finansiere NO_x-reduserende tiltak, noe som finansieres ved et gebyr på utslippene fra fondets medlemmer.

¹ Byggevarerindustriens Forening, Fiskebåt (Tidligere Fiskebåtredernes Forbund), Fiskeri- og Havbruksnæringsens Landsforening, Fraktestartøyenes Rederiforening, Hurtigbåtenes Rederiforbund, Kommunenes Sentralforbund, NHO Luftfart, NHO Reiseliv, Norges Fiskarlag, Norges Rederiforbund, Norsk Fjernvarme, Norsk Industri, Næringslivets Hovedorganisasjon, Norsk olje og gass (tidligere Oljeindustriens Landsforening), NHO Sjøfart (tidligere Rederienes Landsforening).

Totalt skal næringsorganisasjonene i Miljøavtalen 2011-2017 redusere utslippene med 16 000 tonn NO_x. Avtalen har i denne perioden dels årlige og dels toårige mål som skal oppfylles. Den forrige miljøavtalen om NO_x (2008-2010) førte til en total reduksjon på 18 000 tonn NO_x årlig.

Utslipsreduksjonene som følger av avtalene vil først og fremst omfatte skipstrafikken og fiskeflåten, men også i noen grad fastlandsindustrien og petroleumsvirksomheten offshore.

Næringslivets NO_x-fond hadde per 16.10.14 gitt tilsagn til 900 søknader om støtte til NO_x-reduserende tiltak. Samlet støtte som er innvilget er 4,8 mrd. kroner. Gjennomføres tiltakene som planlagt, er forventet NO_x-reduksjon på over 41 200 tonn. Fondet skal drives etter selvkostprinsippet, slik at alle midler som fondet mottar vil bli brukt til fondets formål om å redusere NO_x-utslipp på en kostnadseffektiv måte.

Trenden i utslippene ventes fortsatt å gå nedover

Miljødirektoratet venter at utslippene vil fortsette å gå noe ned fremover som følge av allerede vedtatte strengere avgasskrav til kjøretøy og aktivitetene til NO_x-fondet ([www.miljostatus](http://www.miljostatus.no) i Norge: Nitrogenoksid (NO_x)).

Utslippstall for 2014 ble publisert fra Statistisk sentralbyrå 7. mai 2015, og viser at NO_x-utslippene fortsetter å gå ned etter at vi nådde forpliktelsene i 2013. Utslippene var 148 000 tonn i 2014, dette var en nedgang på 5,4 prosent i forhold til 2013 og utslippene ligger nå under kravet i revidert Gøteborgprotokoll.

2.1.2 Skader og ulemper

Ulike nitrogenoksider gir ulike effekter

Nitrogenoksider bidrar både til helseeffekter og miljøeffekter.

Nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO₂) er reaktive gasser som dannes ved høy temperatur, for eksempel i forbrenningsprosesser. Lokal luftforurensning fra NO_x kan gi skadelige effekter på økosystemer og vegetasjon, og bidrar til forsuring og overgjødsling av vann og vassdrag. NO_x bidrar også til dannelsen av bakkenær ozon og dermed ozoneffekter på vegetasjon og materialer ([www.miljostatus](http://www.miljostatus.no) i Norge: Lokal luftforurensning). NO kan reagere med ozon i luften og danne NO₂. NO₂ kan videre omdannes til nitrat som forekommer som salter og dermed karakteriseres som svevestøv.

I et helseperspektiv er man hovedsakelig bekymret for høye nivåer av NO₂ (Folkehelseinstituttet, 2013a). Når det gjelder NO, skriver Folkehelseinstituttet (2013a) at NO også kan utløse biologiske effekter, men bare ved meget høye konsentrasjoner som befolkningen sjelden eller aldri vil bli utsatt for. Nivåene av NO₂ har vært stabile eller svakt økende i de største norske byene de siste årene på grunn av økende andel dieselmotorer. De viktigste helseeffektene knyttet til NO₂-eksponering er luftveislidelser, særlig nedsatt lungefunksjon og forverring av astma og bronkitt. Effekter av langvarig eksponering for NO₂ er undersøkt i befolkningsstudier. Flere studier viser sammenheng med konsentrasjoner av NO₂ og astma, bronkitt, lungefunksjon og dødelighet. I

befolkningsstudier med NO₂ har det imidlertid vist seg å være svært vanskelig å skille effekten av NO₂ fra andre luftforurensningskomponenter, spesielt ved langvarig eksponering (Folkehelseinstituttet, 2013).

På grunn av begrenset kunnskap om sammenhenger mellom eksponering og sykdom/død og mangel på data om faktisk eksponering i Norge, er det vanskelig å beregne omfanget av helseeffektene av lokal luftforurensning. I Europa antar man at hver person mister gjennomsnittlig nærmere ett år av sitt liv som følge av luftforurensning, men dette er i stor grad knyttet til svevestøv (PM_{2,5}) (Kilde: WHO, gjengitt i www.miljostatus.no i Norge: Lokal luftforurensning).

Grenseverdier for luftkvalitet

Forskrift om begrenning av forurensning (Forurensningsforskriften²) fastsetter grenseverdier for konsentrasjonen av ulike skadelige stoffer til luft, herunder nitrogenoksider. Grenseverdiene er fastsatt blant annet på bakgrunn av ulike EU-krav gjort gjeldende gjennom EØS-avtalen, og er fastsatt for å unngå skadelige helseeffekter og skader på økosystemet. For NO_x fremgår grenseverdiene av Tabell 2.2.

Tabell 2.2 Forurensningsforskriftens grenseverdier for nitrogenoksider i luft.

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser av grenseverdien	Dato for oppnåelse av grenseverdi
Timegrenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	1 time	200 µg/m ³ NO ₂	Grenseverdien må ikke overskrides mer enn 18 ganger pr. kalenderår	1. januar 2010
Årgrenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	Kalenderår	40 µg/m ³ NO ₂		1. januar 2010
Grenseverdi for beskyttelse av vegetasjonen	Kalenderår	30 µg/m ³ NO _x		4. oktober 2002

Kilde: Forurensningsforskriften

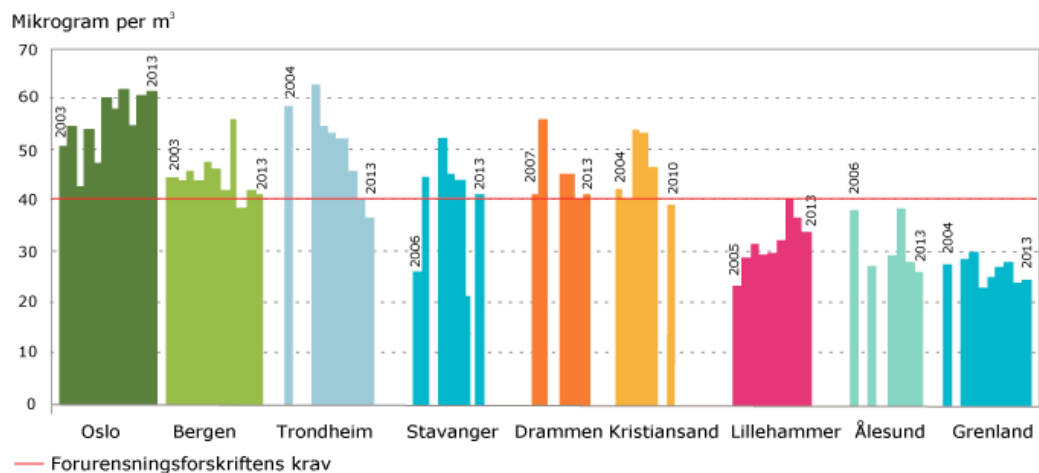
Tabellen viser at det både er krav til konsentrasjoner per time og per døgn for blant annet å unngå kortvarige, høye konsentrasjoner som kan være helseskadelige, og for å sikre et bakgrunnsnivå som gir lave skader på lengre sikt. Det fremgår også at det er oppgitt grenseverdier både spesifikt for NO₂, med begrunnelse i helse, og for NO_x, med begrunnelse i beskyttelse av vegetasjon (miljø).

² <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>

Forurensningsforskriftens grenseverdier overskrides i de største byene

Figur 2.2 viser årgjennomsnitt for NO₂-konsentrasjoner fra 2003-2013, der det fremgår at utslippene i de største byene er over forurensningsforskriftens krav. Dette gjelder både Oslo, Bergen, Trondheim, Stavanger, Drammen og Kristiansand.

→ Årgjennomsnitt for NO₂-konsentrasjoner fra 2003 til 2013



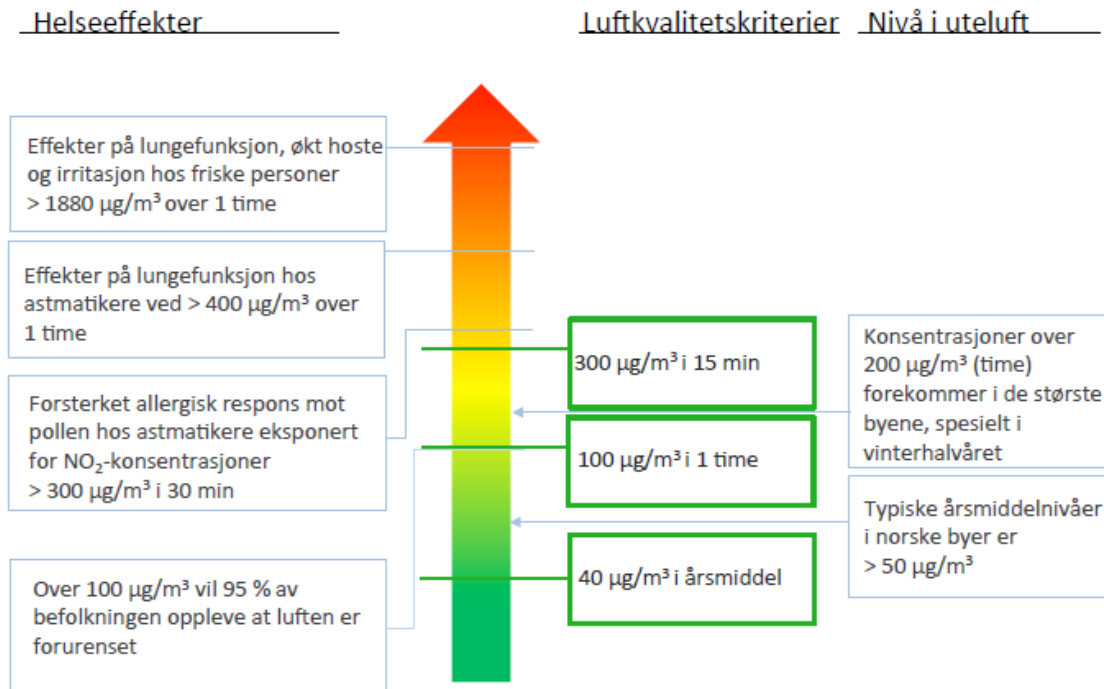
KILDE: Sentral database for luftovervåkingsdata, 2014 / Miljøstatus.no

Figur 2.2 Årgjennomsnitt for NO₂-konsentrasjoner fra 2003-2013. I hver by representerer hver søyle et år.

Kilde: Sentral database for luftovervåkingsdata, 2014/ www.miljostatus.no

Nasjonale mål og luftkvalitetskriterier

I 2013 kom nye luftkvalitetskriterier som angir hvilke nivåer av ulike forurensningskomponenter som anses som trygge for de aller fleste (Folkehelseinstituttet, 2013a). Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet har foreslått at nasjonale mål settes lik årsmiddelkonsentrasjonen i luftkvalitetskriteriene for NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} (Miljødirektoratet, 2014), disse nivåene vil være strengere enn kravene i forurensningsforskriften for PM₁₀ og PM_{2,5}. Verken luftkvalitetskriteriene eller de nasjonale målene er juridisk bindende, men er satt ut fra hensyn til miljø og helse. Figur 2.3 beskriver sammenhengen mellom konsentrasjoner av NO_x og effekter på helse på venstre side av pilen. I første kolonne til høyre for pilen vises gjeldende luftkvalitetskriterier for NO₂, mens kolonnen helt til høyre viser «typiske» konsentrasjoner i norsk uteluft.



Figur 2.3 Luftkvalitetskriterier, nivå i uteluft i norske byer og helseeffekter ved ulike konsentrasjoner av nitrogenoksider.

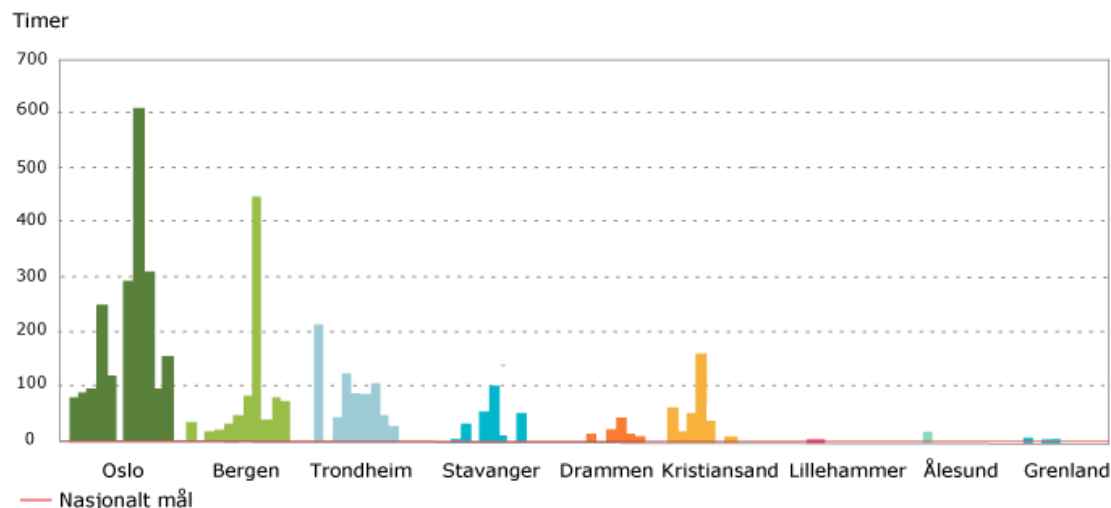
Kilde: Folkehelseinstituttet (2013a)

Nasjonale mål og luftkvalitetskriterier overskrides i større byer

Figur 2.4 viser antall timer med overskridelser av nasjonale mål for NO₂ fra 2004-2013. Figuren viser at de nasjonale målene for utslipp av NO₂ på samme måte som forurensningsforskriftens krav i første rekke overskrides i de større byene Oslo, Bergen og Trondheim, men også i Stavanger, Drammen og Kristiansand og til tider i flere byer.

Vi ser at overskridelser av grenseverdier er vanligst i de største byene, mens NO₂-konsentrasjoner sjeldent er et problem i mindre tettsteder. Utslipp av nitrogenoksider er derfor først og fremst et problem knyttet til større byer. Dette har betydning for vurdering av skadekostnader i neste avsnitt.

→ Overskridelser av nasjonale mål for NO₂ fra 2004 til 2013



KILDE: Sentral database for luftovervåkingsdata, 2014 / Miljøstatus.no

Figur 2.4 Overskridelser av nasjonale mål for NO₂ fra 2004 til 2013.

Kilde: Sentral databaser for luftovervåkingsdata, 2014/ Miljøstatus.no. I hver by representerer hver søyle et år.

2.1.3 Verdsetting av utslippene

NO_x-utslipp kan grovt sett verdsettes ut fra to ulike tilnærminger, nemlig skadekostnader og tiltakskostnader for å nå de nasjonale forpliktelser for NO_x-utslipp i (den reviderte) Gøteborgprotokollen. Kostnader ved avbøtende tiltak kunne også være en mulighet. Nivået på NO_x-avgiften kan gi en indikasjon på verdien av å redusere utslippene, det samme kan innbetalingen til næringslivets NO_x-fond og eventuelt tiltakskostnader beregnet for ulike sektorer. I det følgende vil vi gå gjennom disse ulike tilnærmingene. Avslutningsvis presenteres en oppsummering med anslag for eksterne marginale kostnader ved utslipp av NO_x.

Verdsetting av skadekostnader

Det er ikke gjennomført nye, fullstendige studier av helse- og miljøeffekter av nitrogenoksider i Norge siden LEVE-prosjektet fra 2005 (SFT, 2005). Tallene fra 2005 er imidlertid oppdatert flere ganger med nye tall for verdien av statistisk liv (VSL), og de er prisjustert. Den siste oppdateringen skjedde ved beregning av marginale eksterne kostnader av veitrafikk (TØI, 2014). Denne studien bygger på de grunnleggende forutsetningene og eksponerings-responsfunksjonene i SFT (2005), slik de er videreført i Magnussen m.fl. (2010), men estimatene er oppdatert med nye verdier for VSL (30 millioner 2012-kroner, som realprisjusteres³). Det foregår for tiden en revisjon av Statens vegvesens håndbok V712, og i den forbindelse er det satt ned en arbeidsgruppe som skal se på verdsetting av NO_x (eventuelt NO₂), PM₁₀ og/eller PM_{2,5}.

³ Ifølge Finansdepartementet (2014) skal den økonomiske verdien av et statistisk liv oppjusteres tilsvarende veksten i BNP per innbygger i siste tilgjengelige Perspektivmelding fra Finansdepartementet.

fram til planlagt revisjon av håndboken i 2017. Dette arbeidet er imidlertid ikke ferdig, slik at resultatene ikke kan brukes her.

LEVE-prosjektet (SFT, 2005) gjennomgikk alle trinn i skadefunksjonsmetoden. Studien identifiserte miljø- og helseeffekter av blant annet nitrogen- og svevestøvutslipp, beregnet spredning og konsentrasjoner av forurensning i ulike byer, tettsteder og spredtbygde strøk, og benyttet eksponerings-responsfunksjoner og verdier for helse- og miljøeffekter for å beregne skadekostnader i kroner per kg av ulike utslipp.

De nyeste norske skadekostnadsestimatene for NO_x finnes nå altså i TØI (2014). I tabellen nedenfor er de skadekostnadene som fremgår av rapporten gjengitt. For spredtbygde områder og naturskader generelt er skadekostnadene vanskeligere å fastslå, og TØI har i stedet lagt til grunn antatte marginale tiltakskostnader.

Tabell 2.3 Enhetsverdier for skadekostnader av luftforurensning (2012-kr per kg NO_x-utslipp).

	Spredt bebyggelse	Tettsted (15000-100 000 innb.)	Tettsted (>100 000 innb.)
Skadekostnader		80	300
Tiltakskostnader	25		
Marginale eksterne kostnader	25	80	300

Kilde: Noe bearbeidet fra TØI (2014)

Vi skrev ovenfor at det særlig er NO₂ som gir helseskader, mens skadekostnadene i Tabell 2.3 (og i Magnussen m.fl., 2010 og SFT, 2005) oppgir verdier per kg NO_x. Det ville derfor være ønskelig å skille mellom skadekostnader for NO₂ og eventuelle skadekostnader av «øvrige NO_x». TØI (2014) skriver at man kan gå ut fra at eksisterende verdsettinger av NO_x har brukt NO_x som en proxy for NO₂⁴. TØI (2014) mener også at det ikke er grunnlag for å utlede skadekostnader for NO₂ basert på de som foreligger for NO_x, og holder derfor på de tidligere NO_x-verdsettingene (basert på Magnussen m.fl., 2010, som igjen bygger på SFT, 2005). Vi er for så vidt enige i deres vurderinger, og vil derfor også oppgi marginale eksterne kostnader for NO_x.

På litt lengre sikt er det imidlertid nødvendig å gjennomføre nye undersøkelser som kan gi marginale eksterne kostnader for NO₂ (og eventuelt øvrige NO_x). Når man vurderer endring fra NO_x til NO₂, må man ta med i betraktningen at en del NO i luft omdannes til NO₂ som gir helseeffekter.

I SFT (2005) ble det for Oslo skilt mellom marginale miljøkostnader for «alle kilder», veitrafikk og «andre kilder» der kostnadene per kg utslipp var henholdsvis 25, 86 og 45

⁴ TØI skriver om dette: «Det går fram av Totlandsdal (2007) at selv om en finner samvariasjon mellom NO₂-konsentrasjonen i luften og helseeffekter, er det vanskelig å isolere den selvstendige helseeffekten av NO₂ i epidemiologiske studier. Fra kliniske undersøkelser vet man imidlertid at høye konsentrasjoner kan være skadelige. Verdens helseorganisasjon (WHO) har derfor villet regulere konsentrasjonen av NO₂. Det foreligger ikke regulering av andre NO_x-komponenter. En må derfor gå ut fra at eksisterende verdsettinger av NO_x har brukt NO_x som en proxy (erstatning) for NO₂.»

kr/kg NO_x. I og med at man ikke har tilsvarende anslag for andre steder er det lite grunnlag for å skille mellom marginale kostnader for NO_x-utslipp fra ulike kilder på landsbasis.

I SFT (2005) benyttet man både verdien av statistisk liv (VSL) og verdien av tapte leveår (VOLY) i beregningene av marginale skadekostnader. I Magnussen m.fl. (2010) ble det også gjennomført verdsettingsstudier der man brukte henholdsvis VSL og VOLY i beregningene. I begge studier finner man at skadekostnaden blir adskillig lavere ved bruk av VOLY enn VSL. Hovedårsaken er at det er relativt få leveår som går tapt som følge av luftforurensning. Kunnskapen om antall leveår som går tapt ved NO_x-forurensning er imidlertid meget usikker, noe som kan tale mot å bruke VOLY. Siden NOU (2012), Finansdepartementets retningslinjer (Finansdepartementet, 2014) og veilederen i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ, 2014) anbefaler at man som standard skal bruke VSL med verdi 30 millioner 2012-kroner, er denne verdien benyttet ved oppdateringen i TØI (2014). Denne oppdateringen gir betydelig høyere tall for marginale skadekostnader enn man ville fått ved å bruke verdsettingstall fra Magnussen m.fl. (2010) eller SFT (2005).

Vurdering ut fra dagens NO_x-avgift

NO_x-avgiften ble innført med virkning fra 1. januar 2007, og ble da satt til 15 kr per kg utslipp av nitrogenoksider. Fra 1. januar 2015 skal det i henhold til lov 19. mai 1933 nr. 11 om særavgifter betales avgift til statskassen med kr 19,19 per kg utslipp av nitrogenoksider (NO_x) ved energiproduksjon fra følgende kilder:

- a) fremdriftsmaskineri med samlet installert motoreffekt på mer enn 750 kW,
- b) motorer, kjeler og turbiner med samlet installert innfyrt effekt på mer enn 10 MW,
- c) fakler på innretninger på norsk kontinentalsokkel og anlegg på land.

Det er fritak for avgift på utslipp av NO_x fra:

- a) fartøy som går i fart mellom norsk og utenlandsk havn,
- b) fartøy som brukes til fiske og fangst i fjerne farvann,
- c) luftfartøy som går i fart mellom norsk og utenlandsk lufthavn,
- d) enheter omfattet av miljøavtale med staten om gjennomføring av NO_x-reducerende tiltak i samsvar med et fastsatt miljømål.

Vurdering basert på dagens NO_x-fond

Alle bedrifter som er avgiftspliktige for utslipp av NO_x kan slutte seg til Miljøavtalen om NO_x 2011-2017 (se avsnitt 2.1.2). Bedrifter som kan bli avgiftspliktige i fremtiden kan også slutte seg til.

Bedrifter som tilslutter seg Miljøavtalen 2011-2017 oppnår betalingsfritak for NO_x-avgift til staten. I stedet inntreer en betalingsplikt til Næringslivets NO_x-fond. Satsene for innbetaling til NO_x-fondet er på 11 kr/kg NO_x for offshore-kilder (utslipp knyttet til

olje og gassutvinning etter PUD⁵ er vedtatt slik at feltet er i petroleumsskatteposisjon og 4 kr/kg NO_x for øvrig virksomhet (fiskefartøyer, skipsfart, supplyfartøy, industri, luftfart, fjernvarme osv.). For flyttbare rigger betales 11 kr/kg NO_x når utslipp skjer etterat PUD er vedtatt, slik at feltet er i skatteposisjon. Utslipp fra rigger før PUD er vedtatt betaler 4 kr/kg NO_x.

Etter tilslutningserklæringen skal alle tilsluttede virksomheter utrede en tiltaksplan. Formålet med tiltaksplanen er å identifisere lønnsomme tiltak som virksomheten kan iverksette på egen hånd, og kostnadseffektive NO_x-reducerende tiltak som kan settes i verk etter støtte fra NO_x-fondet.

Næringslivets NO_x-fond er et spleiselag der virksomhetene som er med kan søke om støtte til gjennomføring av NO_x-reducerende tiltak. Fondets suksess er imidlertid avhengig av at det gjennomføres tilstrekkelige NO_x-reducerende tiltak til at utslippsforpliktelsen etter Miljøavtalen blir oppfylt. Selv om en rekke tiltak allerede er gjennomført, vil alle nye tiltak som iverksettes være viktige bidrag for å sikre at reduksjonsforpliktelsen etterleveres i Miljøavtalen om NO_x.

Tiltakskostnader for ytterligere reduksjoner fram mot 2030

Miljødirektoratet har i samarbeid med berørte etater utarbeidet en tverrsektoriell tiltaksanalyse for NO_x for blant annet å kartlegge mulige tiltak som kan bidra til en samlet utslippsreduksjon på ca. 30 000 – 50 000 tonn utover fremskrivningen av utslippene i Perspektivmeldingen (2013). I tiltaksanalysen beregnes kostnadene knyttet til å gjennomføre disse tiltakene fram til 2030 (Miljødirektoratet m.fl., 2014).

Åtti tiltak ble vurdert. Kostnadene ved tiltakene varierte fra – 1 971 kr/kg NO_x (altså en besparelse) til en kostnad på 762 kr/kg NO_x. Av de 80 tiltakene er 57 anslått å ha en marginalkostnad på under 100 kr/kg NO_x. Det er søkt om støtte fra NO_x-fondet til 30 av disse tiltakene.

Miljødirektoratet m.fl. (2014) beregnet hvilke tiltak som kan bli gjennomført til hvilke priser, og hvilken utslippsreduksjon og restutslipp dette gir i 2030. Resultatene er gjengitt i Tabell 2.4.

Tabell 2.4. Tiltak som vil bli gjennomført til hvilke priser, hvilken utslippsreduksjon og restutslipp dette gir i 2030.

Tiltakskostnad (kr/kg NO _x)	Utslippsreduksjon i forhold til PM2013 (tonn)	Restutslipp 2030 (tonn)	Utslippsreduksjon i forhold til utslippene i 2012 (tonn)
< 18	18 000 (13 %)	120 500	43 500 (27 %)
< 50	21 000 (15 %)	118 000	46 000 (28 %)
< 100	28 500 (21 %)	110 000	54 000 (33 %)

Kilde: Miljødirektoratet m.fl. (2014).

⁵ PUD = Plan for Utbygging og Drift. PUD er en plan som rettighetshaver til en petroleumforekomst (http://snl.no/rettighetshaver_-_petroleumsutvinning) må få godkjent av Olje- og energidepartementet før utbyggingen kan ta til.

Tabellen viser at ved en kostnad opp til 18 kr/kg NO_x (som tilsvarte avgiftsnivået da rapporten ble utarbeidet, mens avgiftssatsen nå altså er økt til 19,19 kr/kg NO_x) kan man oppnå en utslippsreduksjon på ca. 18 000 tonn utover utslippsreduksjonene i Perspektivmeldingen. Det vil si at beregninger tyder på at dagens avgiftsnivå vil være tilstrekkelig til å gi ytterligere utslippsreduksjoner fram mot 2030. Dersom man ønsker å oppnå utslippsreduksjoner utover dette, er det nødvendig å gå inn med sterkere virkemidler enn i dag.

Oppsummering: Anslag for marginale eksterne kostnader ved NO_x-utslipp

Gjennomgangen ovenfor viser at nitrogenoksider, særlig NO₂, forårsaker helseskader først og fremst i større byer, og at det særlig er mobile kilder (som vi ikke behandler i denne rapporten) som står for utslippene der. Nitrogenoksider bidrar også til miljøskader, og Norge har fortsatt ikke oppnådd forpliktelsene i den reviderte Gøteborgprotokollen.

Det er gode grunner til å oppdatere selve grunnlaget for verdsetting av skadekostnadene av nitrogenoksider, og herunder forsøke å skille ut skadeeffekter av NO₂ tydeligere. Det er flere mulige tilnærminger for å vurdere de marginale eksterne kostnadene av NO_x. En er å benytte tallene fra TØI (2014), som er vist i tabell 2.3. Vi bemerker i tilknytning til tabell 2.3 at disse tallene er høyere enn om man la SFT (2005) eller Magnussen m.fl. (2010) til grunn, fordi de er oppdatert med Finansdepartementets verdi for VSL (30 millioner 2012-kroner). Ved bruk av VOLY eller VSL innhentet spesielt knyttet til verdsetting av tapte liv som følge av luftforurensning, ville verdiene vært lavere.

Tiltakskostnadene som ligger til grunn for de eksterne, marginale kostnadene i spredt bebyggelse i TØI (2014) er beregnet for å oppfylle forrige versjon av Gøteborgprotokollen. Det antas at man vil nå Gøteborgprotokollens reviderte mål for 2020 (som nå er gjeldende mål for Gøteborg-protokollen) med nåværende virkemidler, som blant annet innebærer NO_x-avgift på 19,19 kr/kg NO_x. Utslippstallene for 2014 (publisert på ssb.no 7. mai 2015) viser at utslippene fortsatte å gå ned i 2014 og at målene for Gøteborgprotokollen er oppfylt. Beregninger fra Miljødirektoratet m.fl. (2014) viste også at man vil oppnå utslippsreduksjoner betydelig utover fremskrivningene i Perspektivmeldingen 2013 ved å benytte fjorårets avgiftssats (18 kr/kg). Skal man oppnå større utslippsreduksjoner fram mot 2030 må man imidlertid ifølge beregninger fra Miljødirektoratet m.fl. (2014) gjennomføre dyrere tiltak.

Det faktum at man høsten 2014 (TØI, 2014) konkluderte med at tiltakskostnaden for å oppfylle Gøteborgprotokollen fortsatt er 25 kr/kg og usikkerheten knyttet til om det vil være behov for mer kostbare tiltak på litt lenger sikt, kan tale for at man bør beholder dette anslaget. En del andre faktorer, særlig trenden i utslippene med dagens virkemidler sammenlignet med målene i den reviderte Gøteborg-protokollen og kostnadene ved tiltak i NO_x-fondet taler for at tiltakskostnaden bør settes lavere enn 25 kroner per kg. Uten grundigere beregninger av kostnadene ved å nå målene i revidert Gøteborgprotokoll, og med muligheter for flere revideringer etter 2020, er det grunn til å være litt forsiktig med å gjøre endringer i anslagene. Men med foreliggende

kunnskap mener vi det er grunn til en forsiktig reduksjon i anslaget for marginale eksterne kostnader for NO_x til dagens avgiftsnivå, avrundet til 20 kr/kg.

Våre forslag til eksterne marginale kostnader ved utslipp av NO_x blir da som vist i Tabell 2.5.

Tabell 2.5. Våre anslag for marginale, eksterne kostnader ved utslipp av NO_x (avrundet, 2014-kr⁶ per kg utslipp).

	Spredt bebyggelse	Tettsted (15000-100 000 innb.)	Tettsted (>100 000 innb.)
Skadekostnader		85	320
Tiltakskostnader	20		
Marginale eksterne kostnader	20	85	320

Kilde: Vista Analyse

2.2 Svevestøv

Svevestøv (også kalt partikler) omtales gjerne som PM (particulate matter). PM klassifiseres ut fra størrelsen på partikkelen ved at de sammenlignes med en sfærisk partikkel hvor det er partikkelens diameter som angir størrelsen. Det er partikler som har en diameter under 10 µm (PM₁₀, grove partikler) og 2,5 µm (PM_{2,5}, fine partikler) som er regulert i Forurensningsforskriftens kapittel 7 om lokal luftkvalitet. Svevestøv som inngår i PM_{2,5} inngår også i PM₁₀. Mens man tidligere gjerne kun vurderte virkninger av PM₁₀, har det blitt vanligere i tillegg å skille mellom finfraksjonen PM_{2,5} og grovfraksjonen, PM_{10-2,5} (som er partikler med størrelse mellom 10 og 2,5µm). Til dels skiller man også ut flere fraksjoner, blant annet ultrafin-fraksjonen, PM_{0,1}.

Svevestøv kan stamme fra mange ulike kilder. Vanligvis bidrar veitrafikk mest til svevestøvnivåene de fleste steder, særlig oppvirvling av veistøv og utslipp fra dieselmotorer. I de fleste norske byer og tettsteder bidrar også vedfyring vesentlig til svevestøvnivåene. I tillegg kan langtransportert svevestøv spille en rolle for lokal forurensning, og noen steder er industrien en viktig kilde. Svevestøv kan være menneskeskapt, men det er også naturlig forekommende svevestøv som stammer fra jorderosjon, skog- og gressbranner, vegetasjon, sjøsprøyt (saltpartikler), sandstormer og vulkanutbrudd.

Forbrenningspartikler dominerer i fin og ultrafin fraksjon, mens mekanisk genererte partikler som oftest dominerer i grovfraksjonen. Disse fraksjonene består av en kompleks blanding av en rekke forskjellige forbindelser, både organiske og uorganiske. Svarte karbonpartikler vil være en del av PM_{2,5} og PM_{0,1}. Det har i de senere år vært et større fokus på svart karbon og det finnes flere forskjellige metoder for å måle slike partikler. Derfor inkluderer svarte karbonpartikler målinger av svart røyk (BS), svart

⁶ Kostnadstallene fra TØI (2014) er oppjustert ved å beregne VSL for 2014 ved å benytte endring i konsumprisindeks fra 2012-2014 og økning i BNP per innbygger 2012-2014 i henhold til Perspektivmeldingen for 2013 (Meld. St. (2012-2013)).

karbon (BC) og absorban (Abs), foruten elementært karbon (EC) (Folkehelseinstituttet, 2013).

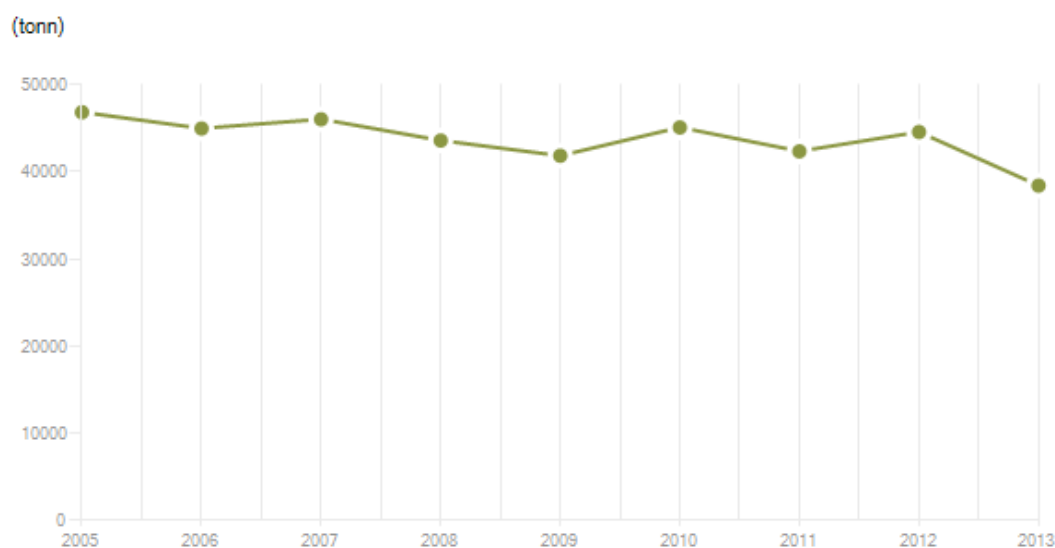
Ulike fraksjoner og typer av PM kan gi ulike helse- og miljøeffekter. Dette kommer vi tilbake til i avsnitt 2.2.2.

2.2.1 Kilder og utslipp

Utslippene går noe ned

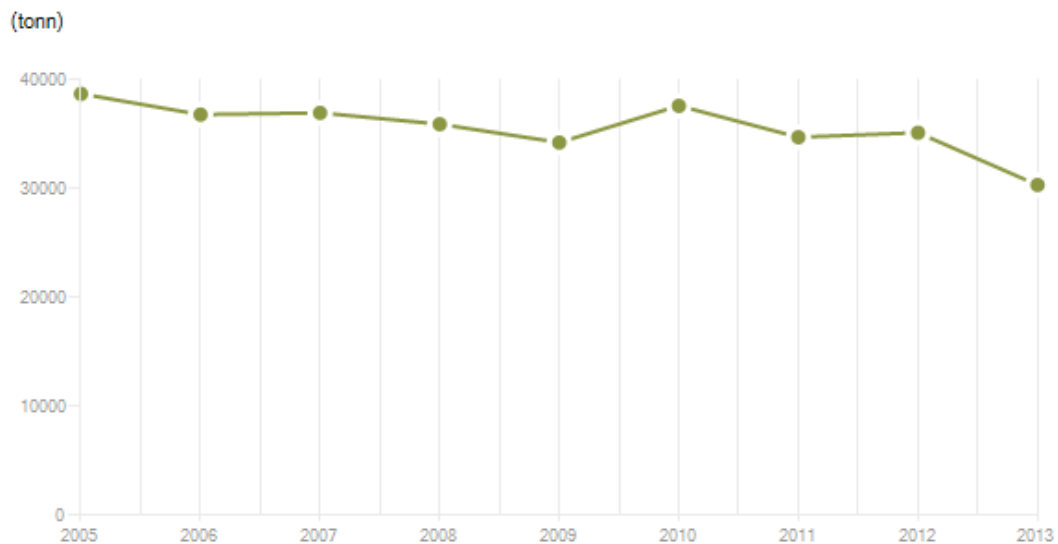
Utslippene av svevestøv (PM_{10}) var på 38 400 tonn i 2013 (www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/milgiftn, uttrekk 16.3.2015). Det er en nedgang på 14 prosent fra året før.

Figur 2.5 og 2.6 viser utslippene av henholdsvis PM_{10} og $PM_{2,5}$ i perioden 2005-2013. Figurene viser at utslippene av begge svevestøv-størrelser har gått ned i perioden. Utslippsoversikter over PM_{10} omfatter også utslipp av $PM_{2,5}$.



Figur 2.5. Totale utslipp til luft i Norge av partikler (PM_{10}) i tonn per år, i perioden 2005 til 2013.

Kilde: www.norskeutslipp.no



Figur 2.6. Totale utslipp til luft i Norge av partikler (PM_{2,5}) i tonn per år, i perioden 2005 til 2013.

Kilde: www.norskeutslipp.no

Viktigste kilder er vedfyring, industri og bergverk, i tillegg til transport

De viktigste kildene til utslipp av svevestøv (PM₁₀) er vedfyring, industri og bergverk, i tillegg til transport. Vedfyring stod i 2013 for de største utslippene (ca. 50 prosent), industri og bergverk (23 prosent), veitrafikk (18 prosent), deretter fulgte sjøfart og fiske (5 prosent) og olje- og gasektoren (4 prosent). Vedforbruket i boliger og fritidsboliger gikk ned med 20 prosent fra 2012 til 2013, noe som kan ha sammenheng med at det var lavere oppvarmingsbehov i 2013 fordi det var noe varmere enn i 2012. Utslipet av svevestøv fra vedfyring ble redusert med 21 prosent. Det blir en stadig større andel ovner med ny forbrenningsteknologi som gir lavere utslipp.

Studier utført ved Folkehelseinstituttet viste at de fysiske og kjemiske egenskapene til vedfyringspartikler skiller seg klart fra forbrenningspartikler fra bilmotorer. Blant annet inneholdt vedfyringspartiklene over hundre ganger høyere nivåer av PAH enn dieseleksospartikler og veistøv (Folkehelseinstituttet, 2013).

I enkelte områder er industrielle utslipp hovedkilden til svevestøvfremkomstene. For eksempel har Mo i Rana hatt svært høye nivåer av svevestøv som følge av utslipp fra den metallurgiske industrien (Folkehelseinstituttet, 2013).

De ulike fraksjonene av svevestøv har ulike hovedkilder:

- PM₁₀: Asfalt-, brems- og dekkslitasje, strøsand, vedfyring, industri, langtransport
- PM_{2,5}: Vedfyring, eksosutslipp, industri, langtransporterte utslipp

2.2.2 Skader og ulemper

En rekke befolkningsstudier viser sammenheng mellom nivåer av svevestøv i lufta og sykkelighet (morbiditet) og dødelighet (mortalitet) i befolkningen. Dette gjelder både korttids- og langtidseksponering (Folkehelseinstituttet, 2013; EU, 2013; WHO, 2015).

Eksponering for svevestøv er en av de viktigste miljøfaktorene for reduksjoner i leveår (etter ulykker i hjemmet, men foran trafikkulykker). Eksponering for svevestøv kan føre til betennelsesresponser, noe som synes å være sentralt i utvikling og forverring av lunge- og hjertesykdommer. Nyere studier indikerer også at svevestøv kan forårsake effekter i nervesystemet, på fosterutvikling, samt forverre eller forårsake stoffskifteforstyrrelser (som diabetes og fedme) (Folkehelseinstituttet, 2013).

De fleste nyere internasjonale undersøkelser tyder på at helseeffekten av finfraksjonen kan være sterkere enn av grovfraksjonen, selv om resultatene ikke er helt entydige (Folkehelseinstituttet, 2013; TØI, 2014; UK Air Quality Expert Group, 2012). De fleste studiene viser at de minste partiklene har større potensial til å gi betennelsesreaksjoner i lungene enn større partikler med samme kjemiske struktur. Denne forskjellen i respons forsvinner imidlertid ofte når det justeres for det større overflatearealet hos de minste partiklene. Derfor blir partikkeloverflatearealet sett på som svært viktig for å utløse betennelsesreaksjoner. Når det gjelder ulike størrelsesfraksjoner av byluftpartikler, er bildet mer komplisert. I studier hvor forskjellige størrelsesfraksjoner av PM samlet inn i samme område er sammenlignet synes det som at grovfraksjonen ($PM_{10-2,5}$) er mer potent til å utløse betennelsesresponser enn $PM_{2,5}$ og $PM_{0,1}$. Partikkelstørrelse kan også ha betydning for effekter av svevestøv i hjerte-karsystemet, men dette har vært mindre studert. I tillegg til størrelsen er også hva partiklene består av viktig for hvilke helseeffekter de har, men dette vet man mindre konkret om (Folkehelseinstituttet, 2013).

Like interessant som størrelsen kan være å se på hva man vet om partikler fra ulike kilder. Vi vil se spesielt på det man vet om partikler fra vedfyring og industri, siden mobile kilder ikke er tema for denne rapporten.

Flere eksperimentelle studier og studier med korttids og middels langvarig eksponering av forsøksdyr for vedfyringsrøyk gjengitt i Folkehelseinstituttet (2013a), tyder på at forbrenningspartikler fra annen forbrenning enn trafikk, deriblant vedfyring, har mindre effekter på betennelsesreaksjoner som gir helseeffekter enn trafikk. Langtidseffektene kan imidlertid være annerledes fordi vedfyringspartikler, som nevnt tidligere, inneholder PAH som anses å være kreftfremkallende.

Metallrike partikler fra områder med mye smelteverk og stålindustri har vist seg å være mer potente enn andre partikler i å utløse helseeffekter. Et økende antall studier indikerer at forskjellige metaller i svevestøvet kan spille en viktig rolle for å utløse helseeffekter.

Det foreligger bare svært få eksperimentelle studier hvor effekten av $PM_{2,5}$ sammenlignes med BC/EC og hvor sammensetningen av partiklene samtidig er karakterisert. Disse få studiene tyder ikke på at BC/EC i seg selv gir noen toksikologiske effekter, men at effektene tilskrives ulike organiske forbindelser eller metaller forbundet til BC/EC (Folkehelseinstituttet, 2013).

Det understrekes i www.ssb.no at utslippstallene for svevestøv ikke er det samme som den konsentrasjonen som faktisk kan pustes inn av mennesker. I konsentrasjonsberegninger blir det tatt hensyn til at utslippspunktet for industri og

vedfyring er høyere enn for eksempel eksos fra biler, slik at industriutslipp ofte fortynnes mer før det pustes inn (www.ssb.no). Men som vi har beskrevet over, er helse- og miljøeffekter også avhengig av partiklenes størrelse og sammensetning.

Forurensningsforskriftens grenseverdier for luftkvalitet

Forurensningsforskriften har juridisk bindende grenseverdier for svevestøv. I tabellen nedenfor er det satt opp grenseverdier slik de er definert i forurensningsforskriften.

Tabell 2.6. Grenseverdier for konsentrasjoner av svevestøv ifølge forurensningsforskriften.

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser	Dato for oppnåelse av grenseverdi
Svevestøv PM₁₀				
Døgn grenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	1 døgn (fast)	50 µg/m ³ PM ₁₀	Grenseverdien må ikke overskrides mer enn 35 ganger pr. år	1. januar 2005
Årsgrenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	Kalenderår	40 µg/m ³ PM ₁₀		1. januar 2005
Svevestøv PM_{2,5}				
Årsgrenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	Kalenderår	25 µg/m ³ PM _{2,5}		1. januar 2015

Kilde: Forurensningsforskriften.

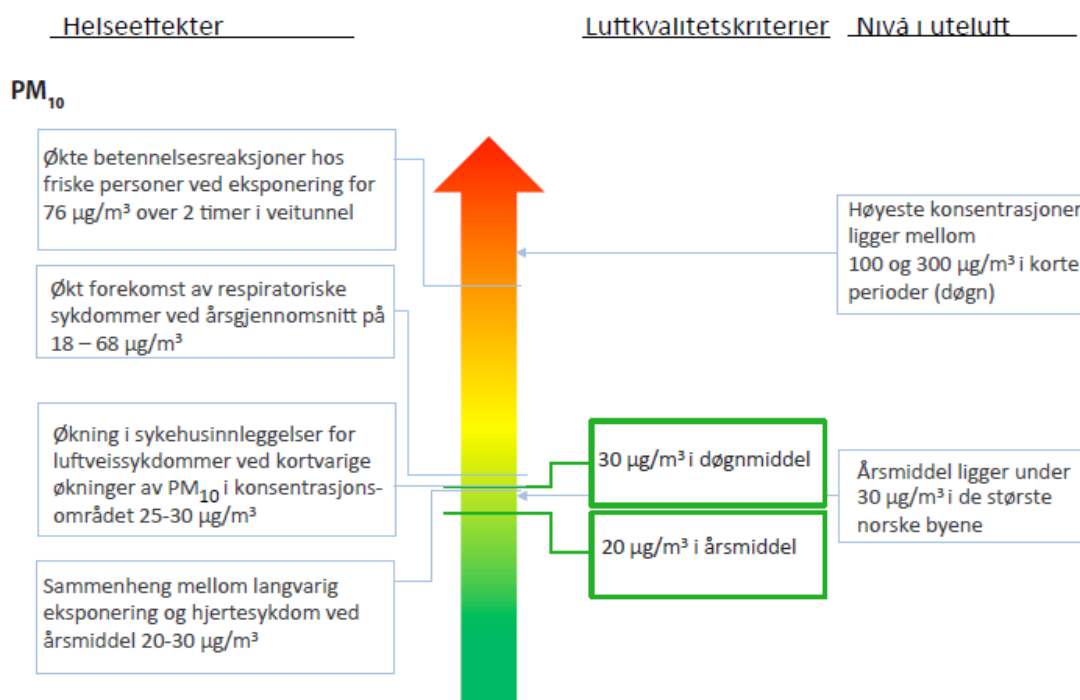
Det fremgår av tabellen at det både er krav til konsentrasjoner per døgn og per år for blant annet å unngå kortvarige, høye konsentrasjoner som kan være helseskadelige, og for å sikre et bakgrunnsnivå som gir skader på lengre sikt. Det fremgår også at det er oppgitt grenseverdier både for PM₁₀ og for PM_{2,5}, begge med begrunnelse i helseeffekter.

Figur 2.9. viser antall overskridelser av svevestøvnivåer i norske byer i perioden 2004-2013. Forurensningsforskriftens krav overskrides i flere byer.

Nasjonale mål og luftkvalitetskriterier

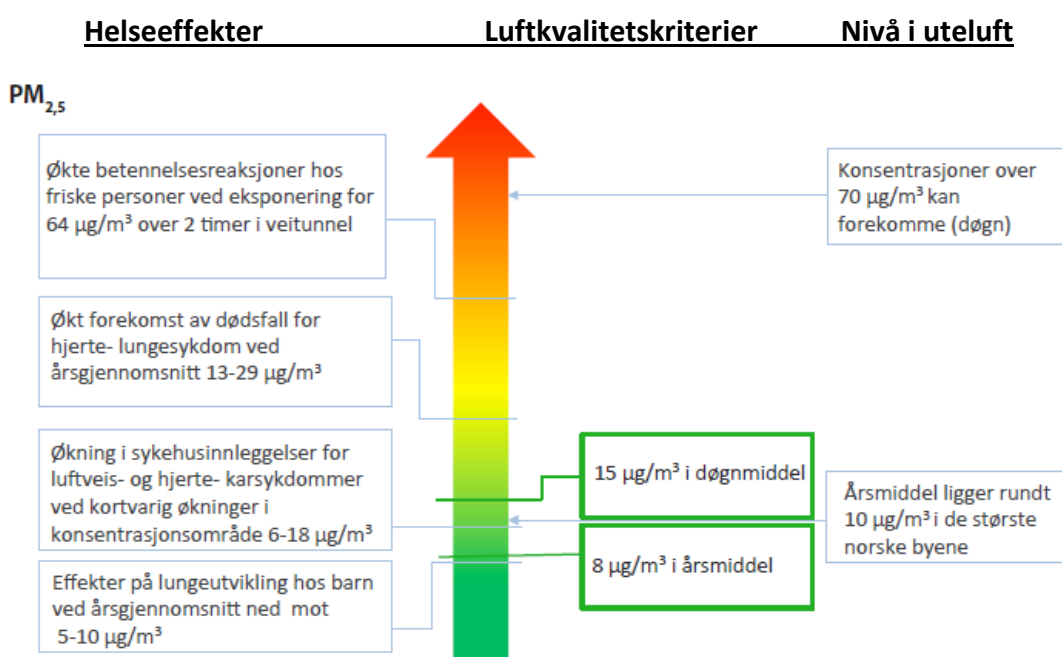
På samme måte som for nitrogenoksider finnes også nasjonale mål for svevestøv, som er at døgnmiddelkonsentrasjonen av svevestøv (PM₁₀) ikke skal overskride 50 µg/m³ mer enn 7 dager per år.

Det er også utarbeidet luftkvalitetskriterier, spesielt med utgangspunkt i helsefare.



Figur 2.7. Luftkvalitetskriterier, nivå i uteluft i norske byer og helseeffekter ved ulike konsentrasjoner av svevestøv, PM₁₀.

Kilde: Folkehelseinstituttet (2013a)



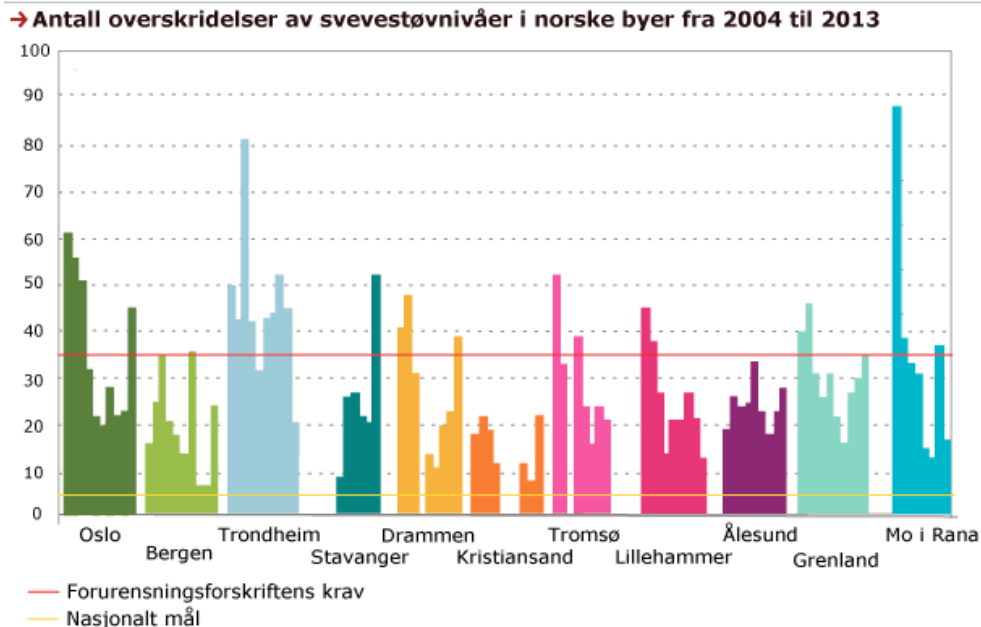
Figur 2.8. Luftkvalitetskriterier, nivå i uteluft i norske byer og helseeffekter ved ulike konsentrasjoner av svevestøv, PM_{2,5}.

Kilde: Folkehelseinstituttet (2013a)

Figur 2.7 og 2.8 er hentet fra Folkehelseinstituttet (2013a) og beskriver på venstre side av pilen, sammenhengen mellom henholdsvis konsentrasjoner av PM₁₀ (Figur 2.7) og PM_{2,5} (Figur 2.8) og effekter på helse. I første kolonne til høyre for pilen er

luftkvalitetskriteriene som er fastsatt av Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet satt opp, mens kolonnen helt til høyre viser «typiske» konsentrasjoner i norsk uteluft.

Figur 2.9 viser antall overskridelser av svevestøvnivåer i norske byer fra 2004 til 2013. Figuren viser at de nasjonale målene (som er de strengeste) overskrides en rekke ganger i flere større byer, men også forurensningsforskriftens krav overskrides i flere av de større byene, men trenden er at færre byer overskrider grensene.



Figur 2.9. Antall overskridelser av svevestøvnivåer i norske byer fra 2004 til 2013. For hver by representerer hver søyle et år.

Kilde: Sentral database for luftovervåkingsdata, 2014/ Miljøstatus.no

2.2.3 Verdsetting av utslippene

På samme måte som beskrevet for NO_x-utslipp i avsnitt 2.1.3 kan svevestøv i prinsippet verdsettes ved å bruke en skadekostnads- eller en tiltakskostnadstilnærming. Det er ikke avgifter e.l. for å regulere svevestøvnivåene, men f.eks. piggdekk-gebyr kan sees som en avgift for (blant annet) å redusere svevestøvnivået (spesielt grovfraksjonen).

Verdsetting av skadekostnader

Som beskrevet i avsnitt 2.1.3 er det ikke gjennomført nye fullstendige skadefunksjonsstudier av helse- og miljøeffekter av svevestøv i Norge siden LEVE-prosjektet fra 2005. Tallene fra 2005 er imidlertid oppdatert flere ganger. Den siste oppdateringen skjedde ved beregning av marginale skader av veitrafikk (TØI, 2014).

I en del sammenhenger benytter helsemyndighetene i ulike land det som kalles DALY (Disability Adjusted Life Years) for verdsetting av helseeffekter. Dette ble for eksempel gjort i en vurdering av forslag til innskjerpelse av grenseverdier og nye nasjonale mål for PM₁₀ og PM_{2,5} (Miljødirektoratet, 2014). DALY benyttes som et mål på sykdomsbyrden i en befolkning, og kombinerer informasjon om sykkelighet og dødelighet. Begrepet ble lansert av Verdensbanken og fulgt opp av WHO i 1990-årene, først og fremst for å kunne gjøre sammenligninger på tvers av befolkninger og over tid.

DALY beregnes ved å benytte mål for forventet levealder og sykkelighet som så justeres med et mål for grad av funksjonshemming. Hver tilstand vektet på en skala fra 0 (perfekt helse) til 1 (død) av et ekspertpanel. Bruken av DALY er omstridt blant annet fordi det ofte er mangelfulle statistiske opplysninger som ligger til grunn for beregningene, og fordi målet gir en høyere verdi til funksjonsfriske enn til funksjonshemmede og middelaldrende sammenlignet med eldre individer osv. I en verdsettingssammenheng kan man si at et ekspertpanel allerede har gjort en rekke vurderinger og vektinger (som er en form for verdsetting) før man kommer til selve verdsettingen. Vi vil derfor ikke anbefale at man legger denne tilnærmingen til grunn i det videre arbeidet.

De nyeste norske skadeestimatene for svevestøv finnes i TØI (2014). I tabell 2.7 er de skadekostnadene som fremgår av rapporten gjengitt. Denne tabellen er fremkommet ved å ta utgangspunkt i estimerer i Magnussen m.fl. (2010) som igjen bygger på beregninger i SFT (2005), som vi omtaler litt senere i dette avsnittet.

Magnussen m.fl. (2010) bygde på en trinnvis skadefunksjonstilnærming som består av:

- 1) Beregning/måling av utslipp fra ulike kilder som transport, fortrinnsvis fordelt på ulike transportmidler og kjøretøyskategorier.
- 2) Luftforurensningsspredningsmodeller brukes for å beregne endret eksponering for luftforurensning for ulike geografiske lokaliseringer, målt for eksempel som konsentrasjon av partikler (PM_{2,5} og PM₁₀) og presentert på luftforurensningskart og luftforurensningsdatabaser.
- 3) Eksponerings-responsfunksjoner (ERF-er) mellom luftforurensningsnivåer målt som luftforurensningskomponenter som PM_{2,5} og PM₁₀ og helseendepunkter i form av økt hyppighet av sykdom, beskrevet for eksempel som antall tilfeller av en dag med milde symptomer på luftveislidelser, antall tilfeller av sykehusinnleggelse på grunn av luftveisproblemer eller økt dødelighet i form av antall tilfeller prematur død eller tapte leveår.
- 4) Beregninger av totalt antall tilfeller for hvert helseendepunkt (både sykdom og dødelighet) ved hjelp av ERF-er og informasjon om størrelsen på den eksponerte befolkningen.
- 5) Økonomisk verdsetting av hvert helseendepunkt foretas ved hjelp av nye verdsettingsstudier eller overføring av verdier fra tidligere verdsettingsstudier («benefit transfer»). Økonomisk verdi per «enhet» av hvert helseendepunkt, for eksempel «kroner per dag med symptom på luftveislidelser» eller «verdien av et statistisk liv (VSL) i kroner» summeres så over det beregnede antall tilfeller av hvert helseendepunkt for å få total samfunnsøkonomisk verdi.

Estimatene for disse ulike trinnene, med unntak av det siste, ble i Magnussen m.fl. (2010) hentet fra SFT (2005). Verdiene i trinn 5 ble hentet fra en egen verdsettingsstudie som ble gjennomført som del av prosjektet.

TØI (2014) tok utgangspunkt i estimatene fra Magnussen m.fl. (2010), men oppjusterte verdianslagene i trinn 5. Med hensyn til verdien av for tidlig død på grunn av sykdom forårsaket av luftforurensning benyttet TØI (2014) 30 millioner 2012-kroner, og oppdaterte tallene ut fra dette. I tillegg gjorde de en restrukturering av den

geografiske verdsettingen for å få samme geografiske fordeling for luftforurensning som for støy.

Tabell 2.7. Marginale eksterne kostnader av luftforurensning (2012-kr per kg utslipp av PM₁₀).

	Spredt bebyggelse	Tettsted (15000-100 000 innb.)	Tettsted (>100 000 innb.)
2012-verdier	0	695	4 957
Avrundede verdier	0	700	5 000

Kilde: TØI (2014)

Som omtalt ovenfor skiller det ofte mellom effekter av partikler med ulike størrelser, men også hva partiklene består av kan ha betydning for helseeffektene. TØI fant ikke grunnlag for å oppgi ulike skadepkostnader for ulike størrelser og typer av partikler.

TØI (2014) diskuterer relativ verdsetting av PM₁₀ og PM_{10-2,5}. De poengterer at fordelingen mellom de ulike fraksjoner av PM varierer med hvilken by man måler i og hvilket år målingene ble foretatt. Undersøkelser i Oslo i 1987 og 1996 antyder at finfraksjonen PM_{2,5} utgjør ca. 2/3 av PM₁₀.

TØI (2014) konkluderer at selv om det ikke er entydig, indikerer de fleste internasjonale undersøkelser at helseeffekten av finfraksjonen kan være større enn for grovfraksjonen, men en del nyere studier motsier dette. Som Folkehelseinstituttet (2013a) diskuterer, er også TØI (2014) inne på at det kan være like viktig hvilke stoffer partiklene består av som hvilken størrelse de har.

I Miljødirektoratet (2014c) gjorde de en vurdering av verdsetting av den grove fraksjonen, og endte med å sette skadepkostnaden av PM₁₀ lik estimert skadepkostnad av PM_{2,5}.

Det er økende interesse for å se nærmere på BC (black carbon; noen ganger kalt svart karbon eller «sot» på norsk). WHO har gått gjennom og vurdert helseeffekter fra BC, og deres gjennomgang kan tyde på at det er komponenter som er bundet til BC som gir helseeffektene. Dette indikerer at BC kan være en bedre indikator på helseeffekter enn den tradisjonelle inndelingen i fin- og grovfraksjon (WHO, 2012). Det antydes at effekten per µg/m³ kan være større for BC enn for PM_{2,5}. BC har for øvrig også en klimaeffekt i tillegg til helseeffektene.

Skille mellom utslipp fra ulike kilder?

LEVE-prosjektet (SFT, 2005) gjennomgikk alle trinn i skadefunksjonsmetoden. Studien identifiserte miljø- og helseeffekter av blant annet nitrogen- og svevestøvutslipp, beregnet spredning og konsentrasjoner av forurensning i ulike byer, tettsteder og spredtbygde strøk, og benyttet eksponerings-responsfunksjoner og verdier for helse- og miljøeffekter for å beregne kroner per kg av ulike utslipp.

For PM₁₀ oppgir SFT (2005) anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helseskadepkostnader for henholdsvis eksos og veistøv fra veitrafikk og for «andre

kilder», som de oppgir er først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje. I tillegg gjøres beregninger med henholdsvis tapte leveår og statistisk liv. Resultatene for PM₁₀ er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 2.8. Anbefalte estimater for marginale eksterne kostnader definert ved helseskadestokostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg PM₁₀-utslipp i 2004-kroner¹.

	Veitrafikk – eksos		Veitrafikk – veistøv		Andre kilder ²	
	VOLY	VSL	VOLY	VSL	VOLY	VSL
Oslo	1 600	5 500	1 000	19 600	1 200	5 300
Drammen	600	2 400	600	5 200	400	2 100
Stavanger³	600	2 400	600	5 200	400	2 100
Bergen	1 500	3 800	700	12 200	600	2 800
Trondheim	1 300	5 900	1 200	28 000	400	1 600
Andre byer og tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere⁴	200	600	200	1 300	100	500

1) To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstand før dødsfall (VSL), eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår (VOLY).

2) Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje

3) Som Drammen

4) Ca. ¼ av Drammen og Stavanger.

Kilde: SFT (2005); Tabell S-1.

Tabell 2.8 illustrerer den store forskjellen i kostnadsestimater avhengig av om man baserer beregningene på VOLY eller VSL. Dette gjelder alle estimater. Med utgangspunkt i anbefalinger i DFØ (2014) og Finansdepartementet (2014) om å benytte VSL som standard, vil vi legge mest vekt på de beregningene som benytter VSL (men minner om at disse VSL-verdiene som ligger til grunn for estimatene i Tabell 2.8 er adskillig lavere enn de 30 millioner 2012-kr. som nå normalt skal legges til grunn). Vi ser at SFT (2005) skilte mellom eksos og veistøv, mens dette ikke er gjort i senere beregninger (Magnussen m.fl., 2010; TØI, 2014). Det vi skal se mest nøye på er forskjeller mellom kostnader knyttet til utslipp fra veitrafikk og fra andre kilder.

Ifølge SFT (2005) er altså kostnadene ved veistøv høyere enn for eksosutslipp og utslipp fra andre kilder, for alle byer i beregningene der VSL er brukt. Kostnadene for henholdsvis eksos og andre kilder er tilnærmet like for de aller fleste byene, med unntak av Trondheim.

Hva med europeiske tall for skadestokostnader?

I og med at svevestøv i hovedsak har helseeffekter i byer, er de marginale skadestokostnadene svært avhengige av utslipp, spredning, konsentrasjoner og berørt befolkning (som henger sammen med befolkningstettheten i byen/landet). Av den grunn har vi i utgangspunktet større tiltro til norske studier, som SFT (2005) som bygger på utslipp, spredning og berørt befolkning i norske byer og tettsteder, enn til europeiske studier som gjenspeiler helt andre forhold for disse faktorene. Vi vil imidlertid gjengi noen resultater fra en europeisk studie som er mye benyttet for å vurdere utslippskostnader, knyttet til CAFE-programmet (Clean Air for Europe) gjengitt

i Holland m.fl. (2005). De estimerte blant annet marginale kostnader knyttet til PM_{2,5} i euro per tonn utslipp for 2010, med noe ulike forutsetninger. De oppgir tall for alle EU-land på det tidspunkt, og Norge er ikke med.

Vi bruker en røff oppdatering og overføring til norske kroner (antar at 1 euro = 8 NOK, og prisjusterer med konsumprisindeks tilnærmet 20 prosent økning fra 2005 til 2014). Vi finner da at for Sverige er marginale skadekostnader estimert til i størrelsesorden 110 – 330 kr/kg PM_{2,5}. Laveste (Estland) estimat er i størrelsesorden 40 kr/kg PM_{2,5}, mens høyeste (Tyskland) er i størrelsesorden 1 350 kr/kg. Disse kostnadene skal inkludere helseskader og bidrag til dannelse av bakkenær ozon. Ettersom de oppgis som gjennomsnitt for hele landet kan de dekke over store forskjeller internt i de ulike landene, men gjennomgående er de altså betydelig lavere enn de norske anslagene. Dette kan blant annet skyldes at CAFE brukte et lavere VSL-anslag i sine beregninger (2 millioner euro). På den annen side har ozondannelse vært ansett som et lite problem i Norge, men et større problem sørover i Europa.

EU (2013) understreker behovet for fortsatt innsats for redusert luftforurensning i Europa, og gir en vurdering av hvilke effekter ulike utslipp har, blant annet PM (spesielt PM_{2,5}) og NO_x. WHO Regional Office for Europe, OECD (2015) beregner kostnader av helseeffekter av luftforurensning for Europa som helhet og for enkeltland, inkludert Norge. De vurderer både kostnader knyttet til uteluft og inneluft, og benytter noe ulike verdsettingsmetoder og mål (VSL, DALY etc.) for å beregne kostnadene. Det oppgis ikke tall for de ulike landene for kostnader knyttet til ulike utslippsparemetere (f.eks. PM) eller kilder. Vi kan imidlertid merke oss at ved sammenligning av kostnader ved helseeffekter av utslipp til uteluft i 2005 og 2010 er Norge et av landene der antall påvirkede (målt i form av tapte liv og sykdomstilfeller) har gått betydelig ned. Det oppgis at DALY tapt som resultat av forurensning i uteluft i Norge var 5 336 i 2005 og 2 769 i 2010. Kostnaden av for tidlig døde som følge av forurensning i uteluft ble beregnet til henholdsvis 1 533 millioner US dollar i 2005 og 864 US dollars i 2010 (når VSL var 4,65 US dollar i 2010 og 4,34 i 2005) (WHO Regional Office for Europe, OECD 2015).

I Danmark har man utarbeidet «Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner» (Andersen og Brandt, udatert) og en «nøgletalskatalog» (COWI 2014). Nøkkeltalskatalogen inneholder blant annet det som kalles skadekostnader ved utslipp av PM_{2,5}. De marginale eksterne kostnader i gjennomsnitt for alle sektorer for PM_{2,5} oppgis til 211 2014-DKK, altså mye lavere enn de norske tallene. Som nevnt over er det mange forhold som er ulike når man skal beregne skadekostnader i ulike land og landområder. Dette gjelder for eksempel spredningsforhold for utslippene, i tillegg til antall berørte personer og nasjonale føringer for bruken av VLS og VOLY og verdier for disse. Vi vil derfor ikke gå gjennom detaljer i beregningene. Men det kan nevnes at det ble benyttet spredningsmodeller for utslippene, og at både mortalitet og morbiditet som følge av svevestøv er inkludert.

Oppsummering: Anslag for marginale eksterne kostnader ved utslipp av svevestøv

Gjennomgangen ovenfor viser at svevestøv forårsaker helseskader først og fremst i større byer, og at det særlig er mobile kilder (som vi ikke behandler i denne rapporten)

som står for utslippene der, men også blant annet vedfyring bidrar til utslippene i mange byer. I tillegg bidrar industrien enkelte steder. Utslippene har gått ned, men grenseverdiene overskrides fortsatt i en del større byer. Det er gode grunner til å oppdatere selve grunnlaget for verdsetting av skadekostnadene av svevestøv, og herunder forsøke tydeligere å skille ut skadeeffekter av ulike partikkelstørrelser som består av ulike stoffer.

Vi diskuterte i tilknytning til Tabell 2.7 som viser estimater for eksterne marginale kostnader av svevestøv fra veitrafikk fra TØIs rapport fra 2014, at disse tallene er høyere enn om man la anslagene fra SFT (2005) eller Magnussen m.fl. (2010) til grunn, hovedsakelig fordi det er benyttet oppdatering med Finansdepartementets verdi for VSL (30 millioner 2012-kroner). Ved bruk av VOLY eller VSL innhentet spesielt knyttet til verdsetting av tapte liv som følge av luftforurensning, ville verdiene vært lavere. Men som understreket flere steder i dette kapittelet er antall tapte leveår usikkert, det varierer mellom akutt og kronisk eksponering, og mellom partikler av ulike størrelser og sammensetning osv. Selv om estimatene fra andre europeiske land ikke direkte kan sammenlignes med de norske, er det interessant at de er lavere enn de anslagene vi finner for en del av de største norske byene. Når det er sagt må det antas at de marginale kostnadene av svevestøv-utslipp fra mange av de kildene vi vurderer (altså andre enn transport) er tilnærmet null, fordi utslippene skjer utenfor de større byene. På den annen side vet vi at mens de norske studiene verdsatte PM_{10} har senere studier lagt større vekt på $PM_{2,5}$, og det antas ofte at disse har større helsemessige effekter. I en norsk rapport fra 2014 (Miljødirektoratet, 2014) ble det for eksempel tatt utgangspunkt i verdsetting av $PM_{2,5}$, og etter en del vurdering ble skadekostnadene ved PM_{10} satt til å være like stor. Denne studien benyttet imidlertid DALY i sine vurderinger, og resultatene er derfor ikke direkte sammenlignbare med studier som benytter VSL (eller VOLY). I den senere tid viser blant annet gjennomgang av en rekke studier i WHO indikasjoner på at BC (svart karbon) er en bedre indikator på helseeffekter.

Vi vet videre at utslipp fra ulike kilder har ulik betydning for konsentrasjoner og helseeffekter, blant annet at utslipp fra industri har mindre skadelige effekter enn utslipp fra biler fordi de skjer høyere oppe i lufta. Dette skulle tilsi at de marginale eksterne kostnadene av svevestøv fra andre kilder enn biltrafikk burde ha et fratrekk sammenlignet med tallene i Tabell 2.7. På den annen side kan utslipp fra f.eks. metallurgisk industri inneholde metaller og utslipp fra vedfyring inneholder PAH, som begge kan ha ekstra store helseeffekter (Folkehelseinstituttet, 2013).

Det er derfor mange forhold som peker på at det er behov for ny vurdering av de grunnleggende sammenhengene mellom svevestøv og marginale eksterne kostnader. Når det er sagt, er det særlig biltrafikk som bidrar til disse utslippene der de gir de største helseeffektene, og behovet er derfor størst for å gjøre grundigere vurderinger knyttet til den sektoren. Per i dag mener vi derfor at den beste tilnærmingen til å estimere marginale eksterne kostnader av PM_{10} , inkludert $PM_{2,5}$, i sektorer utenfor transportsektoren, er å benytte tallene fra TØI (2014). Våre forslag til eksterne marginale kostnader ved utslipp av PM_{10} , inkludert $PM_{2,5}$, blir da som vist i Tabell 2.9.

Tabell 2.9. Våre anslag for eksterne, marginale kostnader ved utslipp av svevestøv (PM₁₀, inkludert PM_{2,5}) (avrundet, 2014-kr⁷ per kg utslipp).

	Sprent bebyggelse	Tettsted innb.) (15000-100 000	Tettsted innb.) (>100 000
Avrundede verdier	0	750	5 350

Kilde: Vista Analyse

⁷ Kostnadstallene fra TØI (2014) er oppjustert ved å beregne VSL for 2014 ved å benytte endring i konsumprisindeks fra 2012-2014 og økning i BNP per innbygger 2012-2014 i henhold til Perspektivmeldingen for 2013 (Meld. St. (2012-2013)).

3. Utslipp av flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC)

I dette kapitlet vurderes og verdsettes skadevirkninger fra utslipp av NMVOC fra alle norske utslippskilder.

3.1 Kilder og utslipp

I 2013 var utslippene av flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC) omtrent 135 000 tonn (SSB). Bruk av løsemidler er den største kilden til utslipp av NMVOC i Norge, og bidro med 32 prosent av utslippene i 2013. Andre store kilder er transport (inkludert småbåter og motorredskaper) og utvinning og ilandføring av olje og gass. I 2013 bidro transport med omtrent 19 prosent og olje- og gassektoren med omtrent 27 prosent av utslippene. Resterende utslipp stammer fra andre kilder som industri, husholdninger og bensindistribusjon.

På grunn av økt aktivitet i oljeproduksjonen økte de norske utslippene av NMVOC med ca. 34 prosent fra 1990 til 2001. I 2001 var utslippet ca. 390 000 tonn, men deretter har utslippene gått sterkt ned. Forbedringer ved lasting av råolje, i form av gjenvinning av oljedamp, er den viktigste årsaken til reduksjonen. Det har også vært en nedgang i utslippene fra veitransporten.

Trenden med nedgang i produksjon av olje vil bidra til lavere utslipp, men i hvilken grad utslippene vil gå ned i årene framover vil avhenge av den økonomiske utviklingen.

Utslippene av NMVOC er regulert i Göteborgprotokollen. Utslippsforpliktelsen for Norge i den "gamle" Göteborgprotokollen var 195 000 tonn i 2010, og med et utslipp på 142 000 tonn samme år overoppfylte Norge forpliktelsen. I den reviderte protokollen er forpliktelsen 131 000 tonn i 2020.⁸ Gitt nivået på utslippene i 2013 er det sannsynlig at Norge vil nå denne forpliktelsen uten større tiltak.

3.2 Skader og ulemper

Ettersom NMVOC er en flyktig forbindelse er det sjelden det oppstår høye nok konsentrasjoner over lengre tid til at utslippene forårsaker helseskader direkte.

Når NMVOC reagerer med nitrogenoksider (NO_x) under påvirkning av sollys dannes ozon. Høye nivåer av ozon nær bakken kan føre til skader på helse, vegetasjon og materialer. Dannelse av bakkenær ozon er antatt å være et svært lite problem i Norge pga. lave temperaturer og lave konsentrasjoner av NO_x og VOC.

3.3 Verdsetting av utslippene

ECON (2003) benyttet en marginalkostnad på 4 kr/kg NMVOC for alle kilder, basert på tiltakskostnadene for å oppfylle Göteborgprotokollen. Det er så langt vi har klart å

⁸ Knyttet til et krav om å redusere utslippene med 40 prosent sammenlignet med faktiske utslipp i 2005.

avdekke ikke gjort noen senere studier av verken tiltakskostnader eller skadekostnader for disse utslippene, i Norge eller internasjonalt. NMVOC inngår som regel ikke i beregningen av eksterne kostnader. I den siste oppdateringen av veitrafikkens eksterne kostnader nevnes ikke NMVOC overhodet (TØI, 2014). Det kan nevnes at det i COWI (2014) estimeres skadekostnadene for NMVOC i Danmark til ca. NOK 1/kilo (2014-verdi).

I og med at Norge i prinsippet har nådd sine forpliktelser i Göteborgprotokollen, og de gjenværende utslippene i tillegg ikke er antatt å ha noen vesentlige skadevirkninger i Norge, anbefaler vi at disse utslippene foreløpig tillegges en marginalkostnad på null. Endrede klimatiske forhold kan over tid øke problemet med bakkenær ozon, og gjøre det mer aktuelt å rette inn tiltak mot å redusere utslippene av NMVOC. Det kan dermed ikke utelukkes at NMVOC vil ha en positiv kostnad for samfunnet i fremtiden, men når og i hvilken størrelse er det ikke mulig å forutsi.

4. Utslipp av svoveldioksid (SO₂) og ammoniakk (NH₃)

I dette kapittelet gjennomgås utslipp, skadevirkninger og verdsetting av skadene av svoveldioksid (SO₂) og ammoniakk (NH₃) fra alle norske kilder.

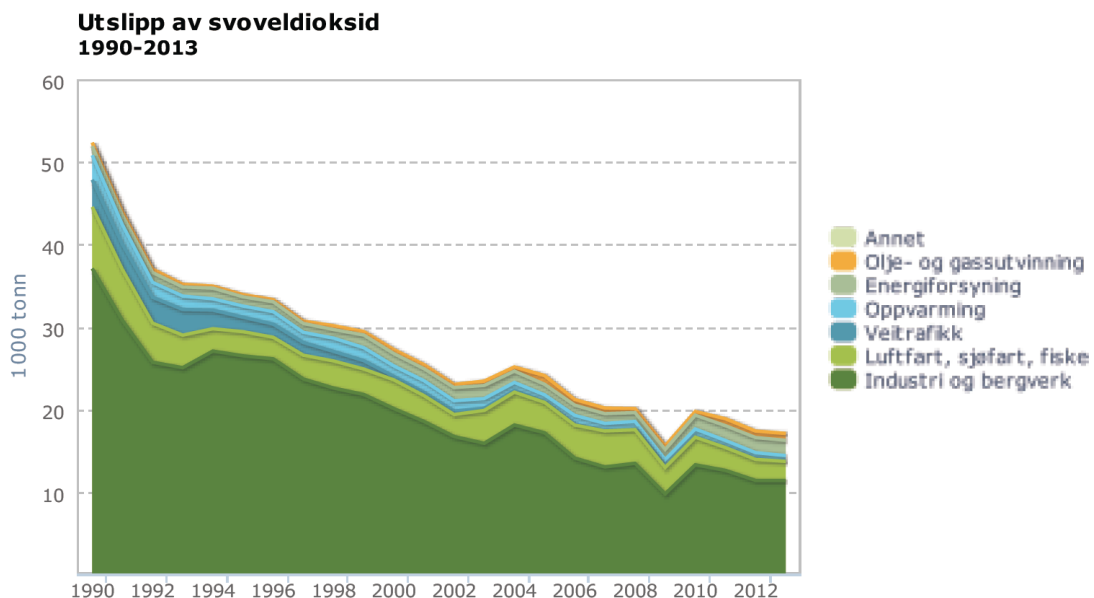
4.1 SO₂

4.1.1 Kilder og utslipp

Utslippene er kraftig redusert

Hoveddelen av utslippene av svoveldioksid stammer fra forbrenning av fossilt brensel. Fra 1970 til 1998 er utslippet av svoveldioksid i atmosfæren blitt redusert med hele 75 prosent i Europa, først og fremst fordi kull er erstattet med naturgass i kraftverkene (www.norskeutslipp.no).

Utslippene av SO₂ har gått sterkt ned i Norge de siste 30 årene. Nedleggelse av industri, stadig strengere krav til svovelinnhold i ulike oljeprodukter, svovelavgift og utslippskrav hjemlet i forurensningsloven har bidratt vesentlig til reduksjonen. I 1980 var utslippene ca. 136 000 tonn. I 2013 var de omtrent 17 000 tonn, dvs. en reduksjon på 88 prosent fra 1980. Figur 4.1 viser utviklingen i SO₂-utslippene siden 1990 fordelt på sektorer. Økonomiske svingninger i verdensmarkedet har stor innvirkning på utslippene av SO₂. Finanskrisen bidro sannsynligvis til den kraftige nedgangen fra 2008 til 2009.



Figur 4.1 Utviklingen i utslipp av SO₂

Kilde: www.miljostatus.no

Svoveloksider er omfattet av Göteborg-protokollen under Genève-konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensing samt EUs direktiv om nasjonale utslippsgrenser (NEC-direktivet), som omhandler svoveldioksid, nitrogenoksider, hydrokarboner og ammoniakk. Svoveloksider er i tillegg omfattet av EU-kommisjonens EPER-liste og PRTR-protokollen under Århus-konvensjonen (www.norskeutslipp.no). Av disse er det Göteborgprotokollen som i dag er viktigst for nivået på de norske utslippene.

Norge er i henhold til Göteborgprotokollen av 1999 forpliktet til å redusere de årlige utslippene av svoveldioksid til maksimalt 22 000 tonn fra 2010. Utslippene har ligget under utslippsforpliktelsen hvert år siden 2006 (Prop. 1 LS (2014-2015)). Utslippene av svoveldioksid for 2013 lå 23 prosent under kravet i Göteborgprotokollen.

Göteborgprotokollen ble revidert i 2012. Landene forplikter seg nå til prosentvise reduksjoner innen 2020. Norge har forpliktet seg til å redusere utslippene av svoveldioksid med 10 prosent sammenlignet med utslippene i 2005. I antall tonn er forpliktelsen omtrent som før. Utslippene skal være maksimalt 21 000 tonn i 2020 (www.miljostatus.no), og utslippet i 2013 ligger godt innenfor dette målet.

Tabell 4.1 Hovedkilder for SO₂-utslipp i 2013. Tusen tonn og prosent.

	Tonn	Prosent
Industri og bergverk	11 370	66,6
Luftfart, sjøfart og fiske	2 300	13,5
Energiforsyning	1 860	10,9
Olje- og gassutvinning	840	4,9
Oppvarming	660	3,9
Veitrafikk	40	0,2
Sum	17 070	100

Kilde: www.miljostatus.no

Tabell 4.1 viser at industri og bergverk er den desidert største kilden for utslippene, og stod i 2013 for nesten 67 prosent av totalen. Siden det er disse utslippene som potensielt har størst skadevirkninger av betydning skal vi gå litt mer inn på disse.

Tabell 4.2 viser at det er relativt stor spredning på størrelsen på utslippene med noen få, relativt store utslipp. Summen av utslippene i tabellen er større enn de samlede utslippene fra industri og bergverk gjengitt i tabell 4.1. Dette kan skyldes at noen av utslippene i tabell 4.2 er klassifisert under energiforsyning, olje- og gassutvinning eller oppvarming.

Det russiske kullkraftverket til Trust Arktikugol i Barentsburg på Svalbard står for det største utslippet av SO₂ med i alt vel 1700 tonn i 2013, noe som var en nedgang fra 2582 tonn i 2012. Miljødirektoratet følger opp bedriften med sikte på å redusere SO₂-utslippene ytterligere (www.miljodirektoratet.no). Bedriften er først de seinere årene tatt med i det norske utslippsregnskapet.

Tabell 4.2 Store punktutslipp av SO₂ i Norge i 2013. Tonn SO₂/år.

Utslippskilde	SO ₂ -utslipp
Barentsburg kraftverk, Svalbard	1 704
Finnfjord AS, Lenvik	1 317
Fesil Rana Metall, Rana	911
Wacker Chemical Norway, Hemne	851
Elkem Salten, Sørfold	741
Elkem Bremanger	694
Saitn Gobain Ceramic Materials AS, Lillesand	679
Elkem Carbon	671
Esso Slagentangen	629
Elkem Thamshavn AS	521
Elkem Bjølvefossen	579
Statoil Mongstad raffineri	482
Hydro Aluminium Årdal	449
Longyear energiverk, Svalbard	405
Borregaard Sarpsborg	286
Norcem Brevik	298
Hydro Aluminium Karmøy	273
Norcem Kjøpsvik	250
Hydro Aluminium Høyanger	150
Sør-Norge Aluminium Husnes	111
Hydro Aluminium Sunndal	112
Sum	12 113

Kilde: www.norskeutslipp.no

Utslippsreduksjoner av SO₂ følges opp av Prosessindustriens Miljøfond. Miljøfondets formål er å planlegge og finansiere reduksjoner i SO₂-utslippene fra norsk prosessindustri, med utgangspunkt i en intensjonsavtale mellom Norsk Industri og Miljøverndepartementet. De bedriftene som tidligere betalte avgift for sine prosessutslipp av SO₂, betaler nå inn et tilsvarende beløp til Miljøfondet. Midlene vil bli brukt til å finansiere utvikling av teknologi og bygging av renseanlegg. For perioden 2011-2014 skal bedriftene som er med i Prosessindustriens Miljøfond ikke slippe ut mer enn 11 000 tonn SO₂ (www.miljodirtektoratet.no).

Utslippene vil sannsynligvis reduseres ytterligere i årene framover

Det må etter vår vurdering forventes at de samlede SO₂-utslippene vil reduseres ytterligere uten nye utslippsreduserende tiltak. De store punktutslippene vil sannsynligvis reduseres noe som følge av nedleggelse, prosessomlegginger o.l. Utslippene fra oppvarming vil også gå ned som følge av utfasing av bruk av fyringsolje innen 2020, og utslippene fra sjøfart og fiske vil også sannsynligvis gå ned som følge av bruk av olje med lavere svovelinnhold. Utslippene fra olje- og gassutvinning kan imidlertid muligens komme til å øke som følge av at flere oljefelt vil havne i slutfasen av sin produksjon (haleproduksjon), og dermed kreve mer energibruk per produsert enhet.

4.1.2 Skader og ulemper

SO₂ kan gi nedsatt lungefunksjon hos astmatikere, men også skape irritasjon i luftveiene hos friske mennesker. SO₂ i høye konsentrasjoner kan også øke forekomsten av hoste og slimproduksjon. Utslipp av SO₂ gir sekundærpartikler i atmosfæren som skader helsen også ved lave nivåer, men dette rammer på europeisk nivå. I tillegg gir utslipp av SO₂ miljøskader som korrosjon og forsurening, også når konsentrasjonene er lavere enn grensen for helseskade.

SO₂ fører til sur nedbør i atmosfæren og bidrar derfor til forsurening av følsomme økosystemer. Det har innvirkning på den naturlige balansen i elver, innsjøer og i bakken og skader dyre- og plantelivet. Utslipp i større mengder ved jordoverflaten kombinert med høy luftfuktighet kan skade bygningsmaterialer. En kraftig dose SO₂ kan være skadelig for øyne, lunger og hals (www.norskeutslipp.no).

Grenseverdier for luftkvalitet

Forskrift om begrensnig av forurensning (Forurensningsforskriften) fastsetter grenseverdier for konsentrasjonene av ulike skadelige stoffer i luft. Grenseverdiene er fastsatt bl.a. på bakgrunn av ulike EU-krav gjort gjeldende gjennom EØS-avtalen, og er fastsatt for å unngå skadelige helseeffekter og skader på økosystemet. For SO₂ er det fastsatt følgende grenseverdier:

Tabell 4.3 Grenseverdier for SO₂-konsentrasjoner i luft.

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser av grenseverdien	Dato for oppnåelse av grenseverdi
1. Timegrenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	1 time	350 µg/m ³	Grenseverdien må ikke overskrides mer enn 24 ganger pr. kalenderår	1. januar 2005
2. Døgn grenseverdi for beskyttelse av menneskets helse	1 døgn (fast)	125 µg/m ³	Grenseverdien må ikke overskrides mer enn 3 ganger pr. kalenderår	1. januar 2005
3. Grenseverdi for beskyttelse av økosystemet	Kalenderår og i vinterperioden (1/10–31/3)	20 µg/m ³		4. oktober 2002

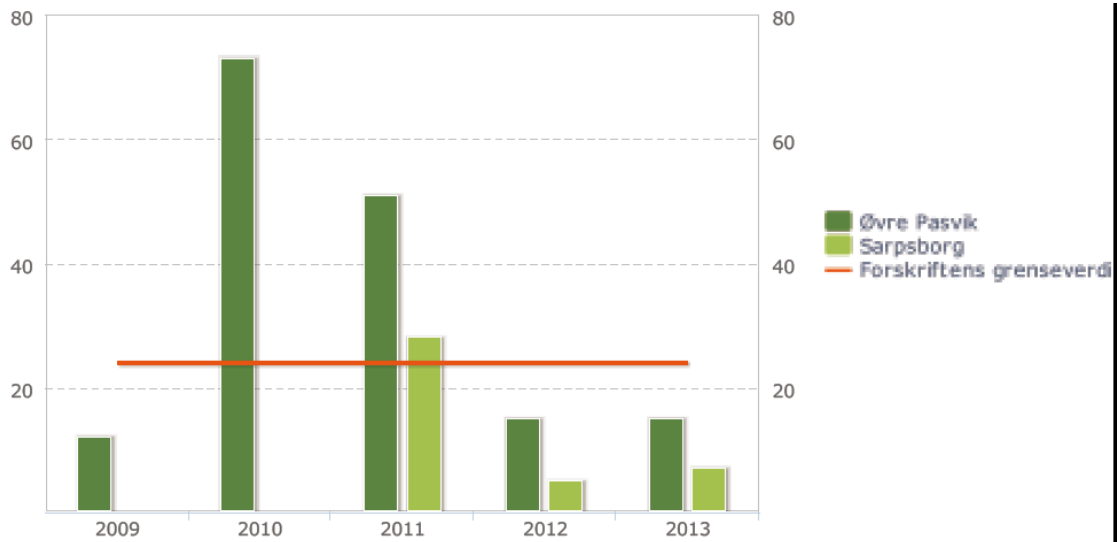
Kilde: Forurensningsforskriften

Tabell 4.3 viser at det både er krav til konsentrasjoner per time og per døgn for bl.a. å unngå kortvarige, høye konsentrasjoner som kan være helseskadelige, og for å sikre et bakgrunnsnivå som gir lave skader på lengre sikt.

Høyest SO₂-konsentrasjoner i Sarpsborg og Pasvik

Konsentrasjoner over eller i nærheten av de helsebaserte grenseverdiene for SO₂ er i dag bare registrert gjennom målinger i Sarpsborg og Øvre Pasvik, jfr. figur 4.2. Begge

steder er industriutslipp hovedårsaken til overskridelsene, henholdsvis lokal industri (Borregaard) og industrien i Nikel i Russland. Det er i denne sammenhengen verdt å merke seg at de totale, årlige SO₂-utslippene fra Borregaard er relativt lave sammenliknet med de fleste andre større punktutslippene, jfr. tabell 4.2. Overskridelsene skyldes derfor sannsynligvis kortvarige «uhellsutslipp», spesielt i 2011.



Figur 4.2 Antall overskridelser av timesgrenseverdien for SO₂-utslipp. Timemiddelkonsentrasjon over 350 mikrogram/m³.

Kilde: www.miljostatus.no

Utslippene bidrar fortsatt til forsurening av vassdrag enkelte steder i Norge

Sur nedbør har vært et betydelig problem i Norge og andre europeiske land siden 1970-tallet. Nedfall av svovel og nitrogen kan føre til forsurening av vann og jordsmonn, noe som har gitt og fortsatt gir redusert vannkvalitet i vann og vassdrag i Sør-Norge, spesielt på Sørlandet. Naturens tålegrense for forsurening er spesielt lav i Sør-Norge fordi jordsmonnet er tynt og berggrunnen består av sure bergarter som gneis og granitt. Dette har ført til at mange fiskebestander er redusert eller har gått tapt. Også annet dyre- og planteliv er påvirket av sur nedbør (www.miljostatus.no).

Sur nedbør er først og fremst et resultat av forbrenning av fossilt brensel. Over 90 prosent av svovelnedfallet (og 80 prosent av nitrogennedfallet) i Norge kommer fra andre land. En rekke tiltak er gjennomført for å redusere utslippene av gasser som gir sur nedbør i Europa de siste 20-30 årene, særlig overfor utslippene av SO₂. Den samlede, årlige avsetningen av svovel i Norge ble redusert med 80 prosent (til ca. 34 000 tonn) fra 1980 til 2010 (www.miljostatus.no). Reduksjonen i totalt nedfall av nitrogen har vært betydelig lavere enn for svovel, slik at nitrogenutslippene nå betyr relativt mer for forsureningen.

Ifølge www.miljostatus.no er sur nedbør fortsatt en alvorlig trussel mot det biologiske mangfoldet i ferskvann i Norge. Det er anslått at mer enn 9 000 fiskebestander var tapt og over 5.000 bestander redusert pga. forsurening i 1990. Tilsvarende beregninger er ikke

gjort senere, men i en studie fra 2008 ble det anslått at arealet med fiskekader i Norge var redusert fra ca. 20 000 km² i 1990 til ca. 13 000 km² i 2006. Kart på www.miljostatus.no viser at antall innsjøer med lav PH-verdi i Sør-Norge har gått ned fra 2002 til 2013, men at det fortsatt er en rekke innsjøer med lav PH som er skadelig for fisk.

For å bøte på skadene og få tilbake dyrelivet gjennomføres det kalking av vassdrag. Årlig spres ca. 30 000 – 50 000 tonn kalk i norske vassdrag og innsjøer. Kalkingen er mest omfattende i Telemark, Agderfylkene og Rogaland (www.miljostatus.no).

Utslippene bidrar antakelig også fortsatt til materialskader

Forsuring kan også gi skader på materialer og kulturminner, som bygninger, biler, skulpturer o.l. I SFT (2005) er fysiske skader på bygninger som følge av bl.a. utslipp og nedfall av SO₂ og NO₂ beregnet ved hjelp av lineære skadefunksjoner for ulike typer bygningsmaterialer. En har forsøkt å ta i betraktning hvor langt nedbrytingen kan gå før vedlikehold eller utskifting er påkrevet. Skadefunksjonene er enten bestemt direkte via inspeksjon av bygninger eller fra såkalte dose-respons-ligninger hvor forurensningsparametrene inngår som en nedbrytingsfaktor.

Estimeringen av disse sammenhengene er i stor grad basert på arbeider og data fra slutten av 1980-tallet og fra 1990-tallet. Det presenteres nedbrytingsfaktorer og levetid før hhv. anbefalt vedlikehold eller utskifting for kobber, ulike typer overflatebehandlet aluminium og stål, takpapp, malt tre, betong, murstein osv. Betong og murstein er blant de mest vanlige bygningsmaterialene, men også blant de vanskeligste å anslå virkningene av SO₂-utslipp på. Skadene er bl.a. avhengig av type materiale (vann/sementblandingsforhold, tilsetningsstoffer osv.), fuktighet, temperatursvingninger, sollys, reaksjoner mellom CO₂ og betong, tilgang på sjøsalt/veisalt osv. Det presenteres marginale skadekostnader for materialskader fordelt på kommuner forårsaket av norske utslipp av SO₂, se nedenfor.

Selv om utslippene av SO₂ er betydelig redusert siden slutten av 1990-tallet må det fremdeles antas at utslipp av SO₂ forårsaker skader på materialer.

4.1.3 Verdsetting av utslippene

SO₂-utslippene kan grovt sett verdsettes ut fra to ulike tilnærminger, nemlig skadekostnader og tiltakskostnader for å nå de nasjonale forpliktelsene for SO₂-utslippene i (den reviderte) Gøteborgprotokollen. Kostnadene ved avbøtende tiltak kan også være en farbar vei. Nivået på SO₂-avgiften kan også gi en indikasjon på verdien av å redusere utslippene. Dersom kravene i protokollen er fastsatt ut fra skadevirkningene skal disse tilnærmingene i prinsippet gi samme resultat. Det vil i praksis imidlertid være avvik mellom dem, bl.a. fordi kunnskapene om skadevirkningene kan være mangelfull og fordi utslippene kan gi skadevirkninger i andre land f.eks. i form av sur nedbør som man i utslippslandet ikke uten videre tar hensyn til i sin verdsetting.

SO₂-avgiften er mellom null og kr 16,50 per kg SO₂

Svovlavgiften på salg av mineralske produkter ble innført i 1970. Avgiften skal bidra til å redusere utslippene av svoveldioksid (SO₂). Avgiftssatsen i 2015 er 8,1 øre per liter mineralolje for hver påbegynt 0,25 prosent vektandel svovel i olje som inneholder over 0,05 prosent vektandel svovel. Dette tilsvarer om lag 16,50 kroner per kg SO₂ for tungolje.

Det gis avgiftsfritak blant annet for mineralolje til skip i utenriks fart, fiske og fangst i fjerne farvann og fly i utenriks fart. I tillegg kan hele eller deler av avgiften refunderes dersom utslippet av svovel til atmosfæren er mindre enn svovelinnholdet i de benyttede produktene skulle tilsi. De fleste oljeprodukter som benyttes innenlands i dag inneholder imidlertid svært lite svovel slik at avgiften har liten betydning.

Tiltakskostnadene for å nå Gøteborgprotokollens krav er sannsynligvis null

I SFT (2005) var det på bakgrunn av framskrivninger av SO₂-utslippene for perioden 2003-2010 antatt at det ville bli nødvendig med ytterligere tiltak for å holde de samlede utslippene innenfor rammen på 22 000 tonn i den opprinnelige Gøteborgprotokollen. Kostnadene ved dette ble beregnet til i størrelsesorden 15 – 22 2014-kr/kg SO₂, dvs. et intervall som dagens svovlavgift ligger innenfor. Men som nevnt ovenfor er det neppe nødvendig med nye tiltak i de nærmeste årene for å oppfylle kravene i den reviderte Gøteborgprotokollen.

Vi setter tiltakskostnadene for å oppfylle Gøteborgprotokollens krav til null.

Norske SO₂-utslipp bidrar neppe til helseskader

I SFT (2005) vises det til at det er svært få steder en vil kunne regne med helseskader av forhøyede SO₂-utslipp. Siden begynnelsen/midten av 2000-tallet er utslippene redusert, og bl.a. er mange av de største punktutslippene redusert.

Gjennomgangen ovenfor viser at utslippene av SO₂ er så lave at de neppe bidrar til helseskader på mennesker. Punktutslippene, som kan bidra til lokale konsentrasjoner, har kommet ned på et så lavt nivå at de ikke lenger bidrar til å overskride grenseverdiene for konsentrasjoner som er helseskadelige. Selv ikke uhellsutslipp, som kan gi sporadiske overskridelser, vil bidra til helseskader av betydning. SO₂-utslippene danner imidlertid såkalte sekundærpartikler som bidrar til konsentrasjonene av svevestøv (PM). Disse kan medføre helseskader på kontinentet, hvor sekundærpartikler i stor grad bidrar til konsentrasjonene av PM. Vi går imidlertid ikke nærmere inn på dette her.

Vi verdsetter derfor de marginale kostnadene av SO₂-utslipp på helseskader til null.

Kostnadene ved forsuring og materialskader kan være betydelige

Som nevnt ovenfor ble det i 2005 beregnet marginale kostnader knyttet til forsuring og materialskader som følge av SO₂-utslipp i Norge, se tabell 4.4.

Tabell 4.4 Marginale skadekostnader knyttet til forsuring og materialskader i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp* av SO₂. 2014-kr/kg utslipp.

	Forsuring	Materialsikader
<i>Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland</i>		
Bergen	19	157
Kristiansand	19	4
Stavanger	19	57
Andre byer og tettsteder > 15000 innbyggere	19	4
Resten av området	19	0
<i>Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedmark, Oppland, Sogn og Fjordane</i>		
Oslo	1	131
Drammen	1	96
Halden	1	48
Sarpsborg	1	6
Fredrikstad	1	5
Moss	1	5
Bærum	1	110
Asker	1	76
Porsgrunn	1	7
Skien	1	105
Bamble	1	36
Andre byer og tettsteder > 15000 innbyggere	1	4
Tettsteder	1	4
Resten av området	1	0
<i>Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Møre og Romsdal</i>		
Trondheim	0	25
Andre byer og tettsteder > 15000 innbyggere	0	1
Tettsteder	0	1
Resten av området	0	0
<i>Nordland, Troms og Finnmark</i>		
Tromsø	0	13
Andre byer og tettsteder > 15000 innbyggere	0	1
Tettsteder	0	1
Resten av området	0	0

*Basert på hvor utslippene skjer

Kilde: SFT (2005)

Tabell 4.4 viser at kostnadene særlig knyttet til materialskader av SO₂ kan være betydelige i noen større byer og tettbygde strøk i Sør-Norge. Et viktig spørsmål er i hvilken grad de marginale kostnadene er endret siden de ble estimert, basert på data fra slutten av 1990-tallet. Ovenfor viste vi at skadene som følge av forsuring er en god del redusert siden 1990-tallet som følge av reduserte utslipp i Norge i utlandet. Om tilsvarende har skjedd for materialskader er mer uklart, vi har ikke kommet over nyere

studier som har sett på dette. At utslippene er redusert kan isolert sett tale for at skadeomfanget også er redusert for materialer.

Vi er imidlertid ute etter å anslå de *marginale* skadekostnadene, og om disse også er redusert er enda mer usikkert. Hvis skadefunksjonene er lineære slik de ovennevnte beregningene er basert på, er de marginale skadekostnadene konstante, uavhengig av nivået på utslippene. SFT (2005) viser til at det er lite trolig at funksjonene er lineære helt ned mot null eller for svært høye belastninger, og at det ved store endringer i forhold til utgangssituasjonen er rimelig å anta at også de marginale skadekostnadene endrer seg. Det finnes imidlertid ikke noen dokumentasjon på dette, og vi legger til grunn at funksjonene er lineære innenfor de intervallene vi ser på.

Tiltakskostnader i form av utgifter til kalking

Ifølge www.miljostatus.no er det de siste årene brukt 78 – 88 mill.kr. årlig til kalking av vassdrag. Dette er tiltak som skal bøte på skadene som følge av utslipp av både nitrogen og svovel, både i Norge og utlandet, både fra dagens og tidligere utslipp. Det er derfor vanskelig å regne dette om til noen spesifikk, årlig tiltakskostnad for de norske utslippene. Kostnadene indikerer imidlertid at forsuringsskadene i norske vassdrag fortsatt ansees som betydelige.

Oppsummering: Anslag for marginale eksterne kostnader ved SO₂-utslipp

Gjennomgangen ovenfor viser at tiltakskostnadene for å oppfylle Gøteborgprotokollens krav til de samlede SO₂-utslippene og helseskadene ved disse utslippene kan settes til null. Dermed gjenstår skadekostnadene knyttet til forsuring og materialer. I mangel av oppdaterte anslag benytter vi anslagene fra SFT (2005) for disse skadene. I likhet med SFT (2005) legger vi inn et nedre og øvre anslag. I SFT (2005) var det nedre anslaget for de fleste områdene tiltakskostnadene, mens vi setter nedre grense til null med unntak av noen områder på Sør-Vestlandet med forsuringsskader (disse var også nedre grense i SFT (2005)). Dette gir følgende anslag for skadekostnadene:

Tabell 4.5 Våre anslag for eksterne, marginale skadekostnader ved utslipp av SO₂. Kr/kg utslipp (2014-verdi).

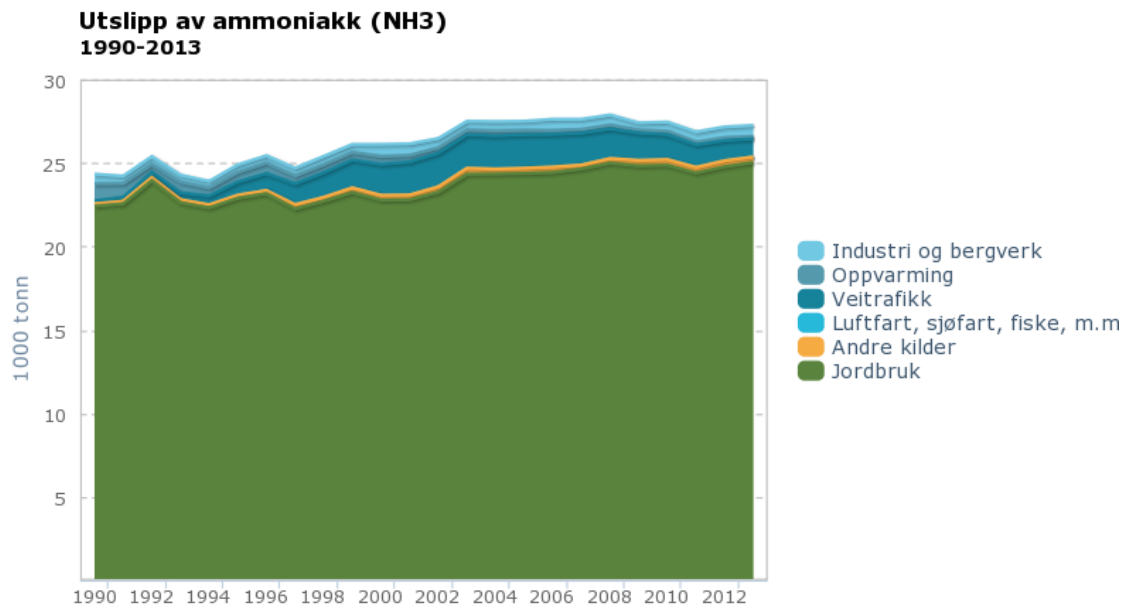
Sted	Kr/kg utslipp
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	
Bergen	19 - 157
Kristiansand	19
Stavanger	19 - 57
Øvrige områder	19
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedmark, Oppland, Sogn og Fjordane	
Oslo	0 - 131
Drammen	0 - 96
Halden	0 - 48
Sarpsborg	0 - 6
Fredrikstad	0 - 5
Moss	0 - 5
Bærum	0 - 110
Asker	0 - 76
Porsgrunn	0 - 7
Skien	0 - 105
Bamble	0 - 36
Øvrige områder	0
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Møre og Romsdal	
Trondheim	0 - 25
Øvrige områder	0
Nordland, Troms og Finnmark	
Tromsø	0 - 13
Øvrige områder	0

Kilde: Vista Analyse

4.2 NH₃

4.2.1 Kilder og utslipp

Jordbruket stod for rundt 90 prosent av de norske utslippene av NH₃ i 2013. Bruk av husdyrgjødsel er den viktigste kilden til disse utslippene. NH₃ dannes når husdyrgjødsel og annet nitrogenholdig organisk materiale brytes ned under mangel på oksygen. Antall dyr, hva slags fôr som brukes og hvordan gjødselen lagres og spres avgjør hvor store utslippene blir.



Figur 4.3 Utviklingen i utslipp av NH₃ siden 1990 fordelt på sektorer.

Kilde: SSB

Figur 4.3 viser at de samlede utslippene av NH₃ har økt med ca. 15 prosent fra 1990 til 2008. Dette skyldtes ifølge www.miljostatus.no hovedsakelig økte utslipp av NH₃ fra personbiler med treveis katalysator, men også økt spredning av kunstgjødsel og nitrogenutskillelse i husdyrgjødselen, spesielt fra storfe.

Etter 2008 har utslippene vist en svakt nedadgående tendens. Tilsetning av vann i gjødselen før den spres og bedre spredningsmetoder for husdyrgjødsel har vært blant de viktigste årsakene til dette. I 2013 var utslippet ca. 27 000 tonn.

I henhold til forpliktelsene i Gøteborgprotokollen skulle de norske utslippene av NH₃ ikke overstige 23 000 tonn i 2010. Norge nådde ikke denne forpliktelsen, ettersom utslippene dette året lå 17 prosent høyere. I den reviderte Gøteborgprotokollen har Norge forpliktet seg til å redusere NH₃-utslippene med 8 prosent i 2020 i forhold til nivået i 2005, noe som tilsvarer en grense på utslippene på omtrent 25 000 tonn. Dette innebærer altså at utslippene må ned med om lag 2 000 tonn i forhold til nivået i 2013.

Utviklingen i utslippene er svært avhengig av utviklingen i jordbruket, både omfanget og sammensetningen av produksjonen har betydning for utslippene.

4.2.2 Skader og ulemper

NH₃ er en nitrogenforbindelse som bidrar til forsurende skader på fisk i vassdrag. I tillegg øker NH₃ utslippene av klimagassen N₂O og avrenning av nitrater til vassdrag (www.miljostatus.no). Ifølge SFT (2005) bidrar NH₃ også til gjødslingseffekter på naturlige økosystem, og kan som gass bidra til helseskader. Det understrekes at sistnevnte ikke er tilfelle i Norge, men kan være det i enkelte tett befolkede deler av Europa hvor konsentrasjonene kan bli høye nok.

4.2.3 Verdsetting av utslippene

NH₃-utslippene kan verdsettes ut fra tiltakskostnadene ved å redusere utslippene slik at målet i Gøteborgprotokollen nås, og ut fra skadekostnadene som utslippene forårsaker.

Tiltakskostnader

I Hval og Krokann (2011) analyseres potensialer og kostnader ved ulike alternative tiltak for å redusere NH₃-utslippene fra landbruket. Tiltakene retter seg mot de utslippene som er knyttet til spredning av husdyrgjødsel (i alt 9390 tonn i 2010), og går ut på å vurdere effekter og kostnader ved å spre gjødsla på en mer effektiv måte. Noen av tiltakene krever investeringer i utstyr. Ved å spre gjødsla på en slik måte at jorda tar til seg maksimal mengde nitrogen vil jordbrukerne ved mange av tiltakene kunne redusere bruken av kunstgjødsl, noe som inngår som en besparelse i beregningene.

Analysen viser at en ved det billigste tiltaket (kalt nedlegging i hhv. gras og åker) kan oppnå en samlet reduksjon i utslippene av NH₃ på nesten 2200 tonn til en *negativ* kostnad på henholdsvis vel 18 kr/kg og 13,5 kr/kg NH₃, dvs. at bøndene tjener på tiltaket. Besparelsen er avhengig av prisen på kunstgjødsl, som kan variere betydelig over tid. Tiltaket med størst potensial for utslippsreduksjon (kalt nedfelling i gras, som gir reduksjon på nesten 3300 tonn), gir en tiltakskostnad på ca. 6 kr/kg NH₃. Det pekes i rapporten på at det er stor usikkerhet knyttet til effekten av tiltaket nedlegging, og at utslippsreduksjonen kan variere mellom null og vel 4 500 tonn NH₃, avhengig av bl.a. lokale forhold og hvordan spredningen faktisk gjøres i dag. Også for tiltaket nedfelling i gras vil effektene kunne variere betydelig, men ikke så mye som for nedlegging. Dette indikerer ifølge Hval og Krokann (2011) at myndighetene bør ha klare mål for hvor store utslippskutt de forventer seg før krav om ulike spredningsteknikker bestemmes. Det nevnes også at noen bønder allerede kan ha gjennomført tiltakene ettersom de vil være bedriftsøkonomisk lønnsomme.

I SFT (2010), som vurderte muligheter og kostnader for å redusere utslippene av klimagasser fra norsk landbruk, ble det vist til at en med en forventet skjerping av Gøteborgprotokollen vil måtte gjennomføres flere tiltak for å redusere utslippene av NH₃. Dette vil ifølge rapporten trolig gi tiltakskostnader på i størrelsesorden 10 – 50 kr/kg NH₃. Det er ikke gitt noen nærmere begrunnelse for hva dette anslaget bygger på.

Skadekostnader

I SFT (2005) har man verdsatt kostnadene knyttet til forsuringsskader på fisk som følge av utslipp av NH₃.

Tabell 4.6 Marginale skadekostnader knyttet til forsuring i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av NH₃. 2014-kr/kg utslipp.

Sted	Kr/kg NH ₃
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	8
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedmark, Oppland, Sogn og Fjordane	0,4
Resten av landet	0

Kilde: SFT (2005)

Tabellen viser at det kun er på Sørlandet og Sør-Vestlandet at forsuringsskadene som følge av utslipp av NH_3 medfører kostnader av betydning. Ved å sammenlikne med tabell 4.3 ser vi at kostnadene er betydelig lavere enn kostnadene ved forsuring som følge av SO_2 -utslipp.

I SFT (2010) ble det vist til at noen av tiltakene for å redusere utslippene av lystgass (N_2O) også reduserer utslipp av NH_3 . I kostnadsberegningene av tiltakene ble utslippsreduksjonene av NH_3 verdsatt basert på anslagene i SFT (2005), basert på en forutsetning om en bestemt geografisk fordeling av utslippene. Denne verdien, som kan sees på som en slags gjennomsnittsverdi for de norske utslippene, lå på 3 kr/kg NH_3 (2014-verdi).

Oppsummering: Anslag for marginale eksterne kostnader ved NH_3 -utslipp

Vi legger til grunn at de samlede utslippene av NH_3 må reduseres med i størrelsesorden 2000 tonn/år fram mot 2020 for å oppfylle Gøteborgprotokollens krav. Dette ser ut til å kunne gjøres uten noen nettokostnader, selv om usikkerheten ved dette er betydelig. Alternativt kan tiltakskostnadene komme opp mot 6 kr/kg dersom andre og mindre usikre tiltak må gjennomføres for å nå målet.

Gjennomsnittlig skadekostnad for norske NH_3 -utslipp ligger på 3 kr/kg NH_3 . Ut fra en samlet vurdering legger vi denne verdien til grunn som anslag for de eksterne, marginale kostnadene ved NH_3 utslipp i Norge. Denne verdien fanger opp både skadekostnadene og en forventet tiltakskostnad for å nå utslippsmålene i Gøteborgprotokollen.

5. Avrenning av nærings saltene nitrogen og fosfor

Utslipp av nærings saltene nitrogen og fosfor kan bidra til overgjødning (eutrofiering) i ferskvann, fjorder og kystfarvann. Ferskvann er normalt mer sårbart for overgjødning enn sjøen (www.miljostatus.no i Norge: Kommunalt avløp; uttrekk 18.3.2015). Det er i første rekke fosfor som fører til overgjødning i ferskvann mens nitrogen og stedvis også fosfor fører til overgjødning i saltvann.

Norge har vedtatt at EUs vanddirektiv skal implementeres i Norge ved vannforskriften, og det er denne som setter rammer for norsk vannforvaltning i fersk- og kystvann. Det er fortsatt en rekke vannforekomster i landet som ikke oppfyller vannforskriftens mål for nærings salter (www.vannportalen.no).

Vi behandler utslipp av nitrogen og fosfor til ferskvann og kyst samlet i det følgende, men skiller mellom type næringsstoff og resipient når det er grunn til det.

5.1 Kilder og utslipp

Utslipp og utslippskilder

Tilførslene av nærings salter til vann består både av naturlige tilførsler og menneskeskapt utslipp. Menneskeskapt tilførsler i norske farvann stammer delvis fra norske utslipp og delvis fra langtransporterte utslipp. De norske utslippene er avgjørende for miljøtilstanden i ferskvann og i indre deler av fjord- og kystområder.

De viktigste kildene til menneskeskapt tilførsler av nærings salter i Norge er kommunalt avløp, avrenning fra landbruket, utslipp fra fiskeoppdrettsnæringen og industrien. Fiskeoppdrett står for mesteparten av de menneskeskapt utslippene av fosfor i Norge. Det meste av fosforet fra kommunalt avløp tilføres Skagerrakkysten (fra svenskegrensen til Lindesnes) og lokale kystområder rundt de store byene. Oppdrettsnæringens fosforutslipp er spredt langs kysten fra Sør-Vestlandet til Finnmark og bidrar i mindre grad i de mest utsatte delene av kysten (www.miljostatus.no/Tema/hav-og-kyst/Overgjodning; uttrekk 15.3.2015).

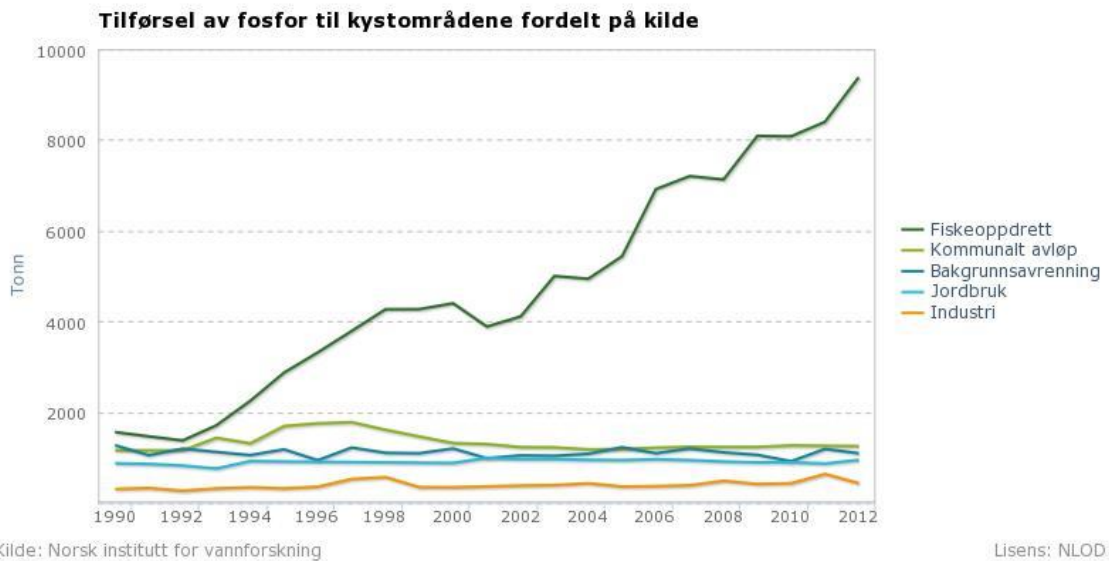
Fiskeoppdrett og jordbruk er de største utslippskilder for nitrogen og står for henholdsvis ca. 50 og 30 prosent av det totale menneskeskapt utslippet i Norge. Industrien bidrar med relativt liten andel av totalutslippene, men kan utgjøre betydelige enkeltutslipp (www.miljostatus.no/Tema/hav-og-kyst/Overgjodning; uttrekk 15.3.2015).

For tilførsler til ferskvann er ikke de totale utslippene på landsbasis så interessante, det er tilførslene til de enkelte resipientene som er av betydning for miljøskader og marginale eksterne kostnader. Dette kommer vi tilbake til i avsnitt 5.2.

Norskekysten tilføres stadig mer nærings salter, men tilførslene går ned langs Skagerrakkysten

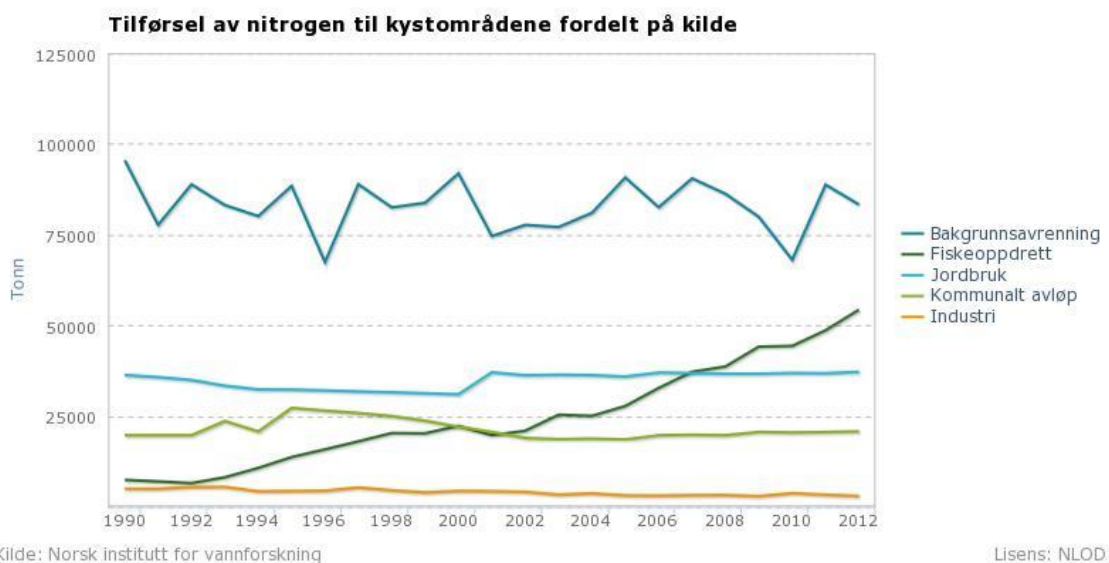
Størsteparten av norskekysten tilføres stadig mer nærings salter. Langs Skagerrakkysten har imidlertid tilførslene gått ned siden 1985.

Figur 5.1 viser tilførsler av fosfor til kystområdene fra 1990 til 2012 fordelt på kilder mens figur 5.2 viser tilsvarende for utslipp av nitrogen.



Figur 5.1. Tilførsler av fosfor til kystområdene fordelt på kilde.

Kilde: Norsk institutt for vannforskning



Figur 5.2. Tilførsler av nitrogen til kystområdene fordelt på kilde.

Kilde: Norsk institutt for vannforskning

Figur 5.1 viser at fiskeoppdrett (den øverste, mørkegrønne kurven) står for mesteparten av de menneskeskapte utslippene av fosfor til kysten i Norge, med ca. 9000 tonn i 2012. De største utslippene fra fiskeoppdrett skjer fra Stadt og nordover.

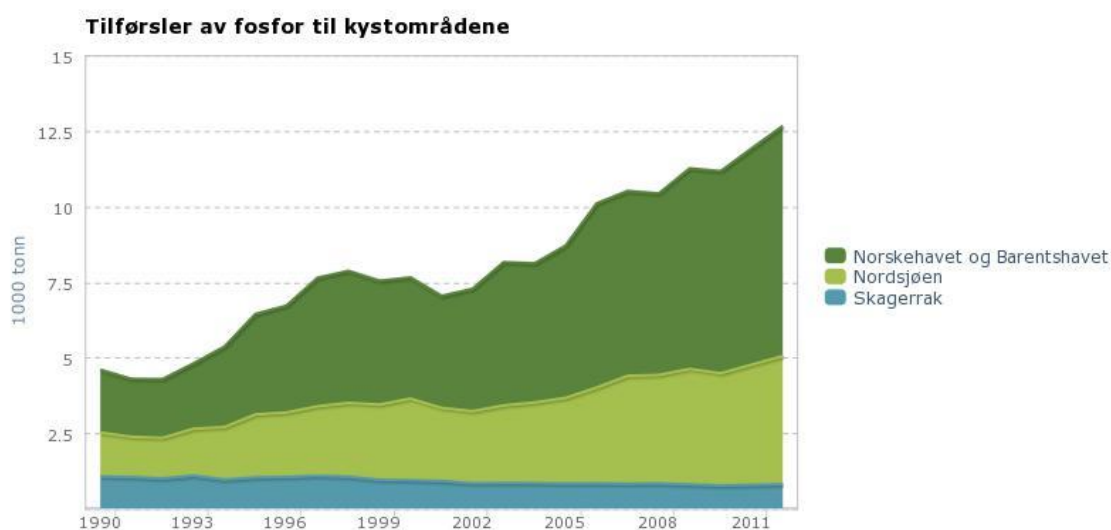
Figur 5.2 viser at fiskeoppdrett nå også er største norske utslippskilde for nitrogen og står for halvparten av disse utslippene. Det fremgår også at disse utslippene har økt fra noen få tusen tonn i 1990. Jordbruk står for 30 prosent av totale menneskeskapte utslipp i Norge. Beregninger viste at utslippene fra fiskeoppdrett økte i 2012. Vi kan

også legge merke til at bakgrunnsavrenning står for de aller største tilførslene av nitrogen, mens denne andelen er mer beskjeden for fosfor.

Ulike hav- og kystområder har ulik sårbarhet for tilførsler av næringsalter, og det er derfor ikke likegyldig hvor utslippene skjer. Figur 5.3 og 5.4 viser utslippene av henholdsvis fosfor og nitrogen til de ulike kystområdene i henholdsvis Skagerrak, Nordsjøen, og Norskehavet og Barentshavet.

Figur 5.3 viser at utslippene av fosfor har gått noe ned i perioden fra 1990 til 2012 i Skagerrak, mens utslippene har økt i perioden i Nordsjøen, og særlig i Norskehavet og Barentshavet.

Figur 5.4. viser at tilførslene av nitrogen har økt i alle kystområdene i perioden.

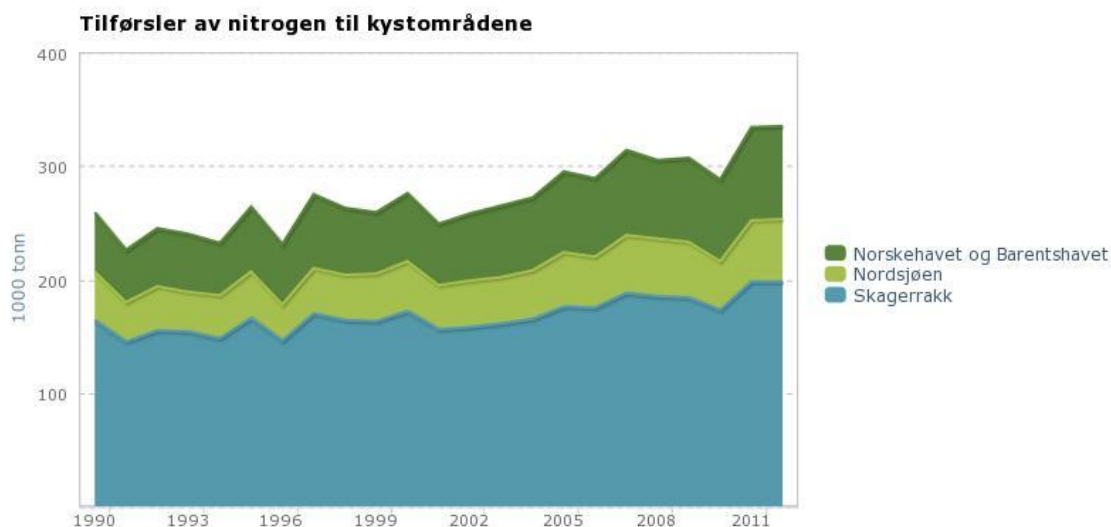


Kilde: Norsk institutt for vannforskning

Lisens: NLOD

Figur 5.3. Tilførsler av fosfor til kystområdene.

Kilde: Norsk institutt for vannforskning



Kilde: Norsk institutt for vannforskning

Lisens: NLOD

Figur 5.4. Tilførsler av nitrogen til kystområdene.

Kilde: Norsk institutt for vannforskning

Jordbruk og kommunalt avløp er de største menneskeskaptene kildene til utslipp av fosfor og nitrogen langs Skagerrakkysten, som er den mest sårbare kyststrekningen når det gjelder overgjødning. Totalt sett er utslippene av fosfor til Skagerrakkysten redusert med ca. 40 prosent siden 1985, mens utslippene av nitrogen er redusert med 30 prosent. Jordbruket har redusert sine nitrogenutslipp med ca. 10 prosent i denne perioden (www.miljøstatus i Norge: Tilførsler av næringsalter til kysten; uttrekk 18.3.2015).

5.2 Skader og ulemper

Riktig mengde næringsalter er nødvendig for et godt fungerende økosystem. Hvis tilførslene av næringsalter blir for store, kan det skje en opphoping som påvirker økosystemet negativt.

Resultatet kan bli økt algevekst, tilgroing, nedslamming av bunnen og redusert sikt i vannmassene. Dette fører til økt nedbryting av biologisk materiale som igjen kan gi oksygenmangel. Resultatet kan bli redusert biologisk mangfold og hyppigere oppblomstringer av giftalger.

Høye konsentrasjoner av næringsalter gir større effekter i ferskvann og fjorder enn i åpent kystfarvann. Dette skyldes at mange norske fjorder er såkalte terskelfjorder. I disse fjordene vil utskiftingen av bunnvannet ta svært lang tid og effekter av overgjødning vil dermed lett kunne oppstå. Oksygenvinn og tilslamming er de mest alvorlige effektene (www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Overgjodning;uttrekk; 24.4.2015).

Overgjødning er et betydelig problem flere steder i Norge. Skagerrakkysten er det området i Norge som er mest påvirket av næringsalter. Tilstanden har imidlertid bedret seg, og målinger viser at vannkvaliteten i de ytre områdene langs Skagerrakkysten stort sett er god. I enkelte fjorder er tilstanden fortsatt mindre god.

I Norge skjer de største utslippene av næringsalter på kyststrekningen Stadt og nordover. Der hopper imidlertid ikke næringsalterene seg opp i like stor grad som i områdene langs Skagerrakkysten. Likevel kan overgjødning være et betydelig lokalt problem flere steder. Dette gjelder særlig områder med dårlig vannutskifting.

Det er nesten 30 000 vannforekomster i Norge

Ifølge vann-nett er det totalt 29 733 vannforekomster¹ i Norge (www.vann-nett.no; uttrekk 25.3.2015.), fordelt på elver og bekkefelt (19 918), innsjøer (6 391), kyst (2 261) og grunnvann (1 163). Det er ca. 465 000 kilometer med elver og bekkefelt og 12 000 km² med innsjøer, mens «kyst», dvs. fjorder og liknende, utgjør nesten 100 000 km² ifølge denne oversikten som er satt opp i henhold til vannforskriften. Tallene fremgår av Tabell 5.1. I tabellen er det også skilt ut de som er kalt SMVF, det vil si «sterkt modifiserte vannforekomster». Dette er vannforekomster med store tekniske inngrep,

¹ En vannforekomst er en avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel en innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller et avgrenset volum grunnvann i et eller flere grunnvannsmagasin.

for eksempel vassdrag som er regulert til vannkraft. For vurdering av tilførsler av næringssaltene nitrogen og fosfor har det liten betydning om vannforekomstene er kalt sterkt modifiserte eller ikke, og vi vil derfor ikke komme nærmere inn på dette aspektet nedenfor.

Tabell 5.1. Registrerte vannforekomster av ulike typer og deres areal

Vanntype	Antall	SMVF	Størrelse
Elv og bekkefelt	19 918	589	465 651 km
Innsjøer	6 391	262	12 006 km ²
Kyst	2 261	5	96 746 km ²
Brakkvann	0	0	0 km ²
Grunnvann	1 163	0	4 568 km ²
Antall vannforekomster totalt	29 733	856	

Kilde: <http://vann-nett.no>

Næringssalttilførsler er årsak til at man ikke når vannforskriftens mål i en stor andel vannforekomster

Målet for vannforskriften er at alle vannforekomster skal ha god eller meget god økologisk tilstand (eller godt økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster). Alle vannforekomstene er derfor vurdert med hensyn til en rekke parametere, inkludert innhold av nitrogen og fosfor. En optelling viser at andel vannforekomster som ikke oppfyller vannforskriftens mål (det vil si har moderat, eller antatt moderat tilstand eller dårligere) er ca. 44 prosent. En betydelig del av disse oppfyller ikke vannforskriftens mål blant annet på grunn av for store tilførsler av næringsalter.

Diffuse kilder bidrar vesentlig til påvirkning av vannforekomster

Vann-nett gir oversikt over i hvilken grad henholdsvis punktkilder, diffuse utslipp og langtransporterte utslipp gir påvirkning av næringsstoffer i henholdsvis elver og bekker, innsjøer og kystfarvann. Oversikt er gitt i Tabell 5.2 nedenfor.

Det fremgår at både punktkilder og diffus avrenning forurensner både elver, bekker og kyst, og langtransportert forurensning bidrar også i mange tilfeller. En betydelig del er knyttet til diffuse kilder. Særlig landbruket bidrar med diffuse utslipp. Utslipp fra diffuse kilder er av betydning ved vurdering av marginale eksterne kostnader som kan knyttes til en viss mengde utslipp av henholdsvis nitrogen og fosfor.

Det er altså klart at for å oppnå nasjonale målsettinger, er det fortsatt behov for reduksjon i utslipp av nitrogen og fosfor både til ferskvann og kystvann i Norge.

Tabell 5.2 Oversikt over antall vannforekomster hvor ulike påvirkninger (punktkilder, diffuse kilder og langtransport) bidrar til forurensning av henholdsvis elver og bekker, innsjøer og kyst.

		Ukjent	Uvesentlig	Liten grad	Middels grad	Stor grad	Svært stor grad
Elv og bekk	Punktkilde	27	12	126	63	8	1
	Diffuse kilder	271	254	1 116	625	296	5
	Langtransport	148	30	450	775	181	84
Innsjø	Punktkilder	213	27	422	365	125	10
	Diffuse kilder	1 380	1 178	6 049	3 487	1 366	84
	Langtransport	657	54	1 407	2 126	567	313
Kyst	Punktkilder	127	53	347	238	129	12
	Diffuse kilder	417	135	717	424	191	11
	Langtransport	2	4	121	74	8	0

Kilde: www.vann-nett.no

5.3 Verdsetting av utslippene

Skader fra utslipp av nærings saltene nitrogen og fosfor kan grovt sett verdsettes ut fra to ulike tilnærminger, nemlig skadekostnader og tiltakskostnader for å nå de nasjonale målene i vannforskriften (EUs vanddirektiv).

I det følgende går vi gjennom disse tilnærmingene. Vi starter med verdsetting av miljøskader i norske undersøkelser. Deretter vurderes tiltakskostnader slik de fremkommer i ulike sektorer med utslipp av betydning, innhentet fra sektorvise publikasjoner og i noen grad fra de regionvise tiltaksplanene som utarbeides for oppfyllelse av vannforskriften.

Avslutningsvis gjøres en oppsummering med anslag for eksterne marginale skadekostnader ved avrenning av nitrogen og fosfor til vann i den grad det er mulig.

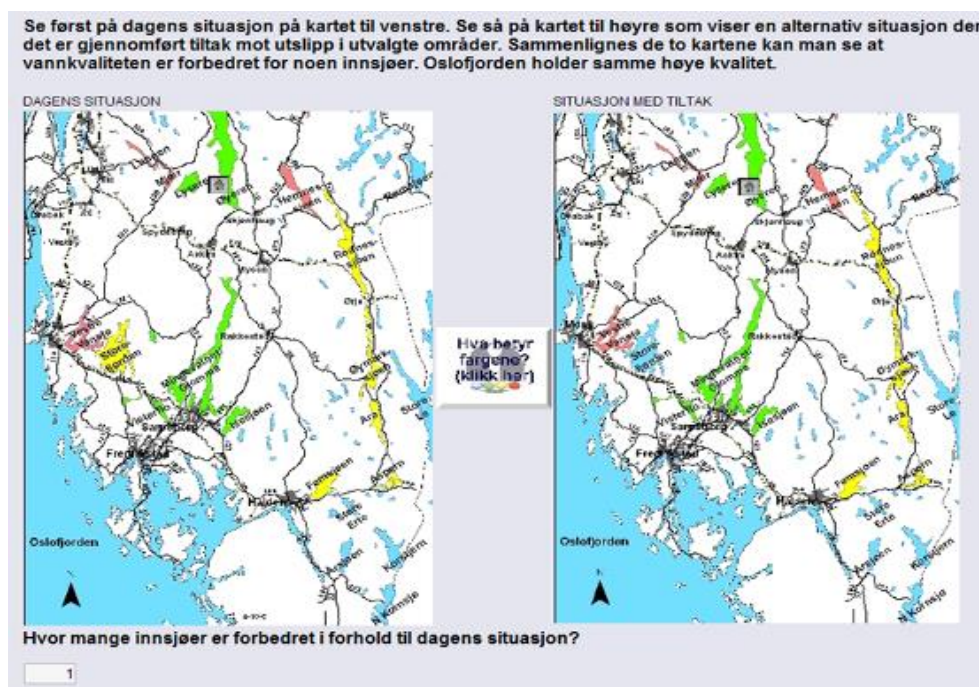
Få norske studier som verdsetter skadekostnader

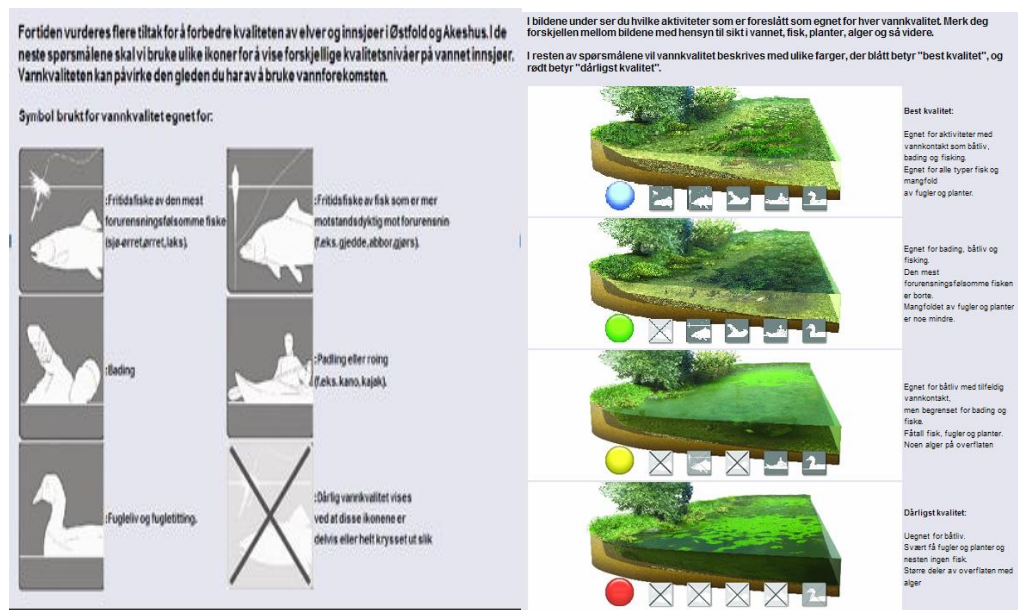
Det er gjennomført få norske verdsettingsstudier av endret vannkvalitet i ferskvann og kystvann i Norge de senere år. Det ble gjennomført en større verdsettingsstudie for Skagerrakkysten («Nordsjøplanområdet», det vil si området fra svenskegrensen til Lindesnes) rundt 1990 (Magnussen, 1992), men senere er det ikke gjennomført noen primær verdsettingsstudie av vannkvalitet langs kysten i Norge.

På 90-tallet ble det også gjennomført flere primære verdsettingsstudier av ferskvannsforkomster, herunder Morsavassdraget, også kalt Vansjø-Hobølvassdraget i Østfold, Orrevassdraget på Jæren, Gaustadvannet/Ånøyavassdraget i Melhus i Trøndelag, Langenvassdraget i Akershus og Steinsfjorden i Buskerud (Magnussen 1992, Magnussen og Navrud 1992; Magnussen m.fl. 1995; Magnussen m.fl. 1997; Lindhjem 1998). Alle disse studiene begynner imidlertid å bli gamle, og de ble gjennomført før vannforskriften med dens målsettinger ble innført. I den senere tid er det bare gjennomført én større verdsettingsundersøkelse av vannkvalitet i Norge, også den i Morsa, som del av EU-prosjektet Aquamoney (Barton m.fl., 2009).

Vi har gjennomført et søk i den mest omfattende databasen for verdsettingsstudier, Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) (www.evri.ca) for å identifisere aktuelle studier fra Norge eller naboland (eller andre land som er relevante å sammenlikne seg med). Søket viser at det er 262 europeiske Stated Preference (SP)-studier som verdsetter aspekter ved vann; men kun en mindre andel av disse ser på vannkvalitet knyttet til tilførsler av næringsalter i elver, innsjøer og kyst. Det mest omfattende europeiske forskningsprosjektet i senere tid innen verdsetting av bedret vannkvalitet i ferskvann er EU-prosjektet Aquamoney («Development and testing guidelines for the economic valuation of the environmental and resource costs and benefits related to the Water Framework Directive»), hvor det bl.a. ble gjennomført samme betinget verdsettingsstudie av vannkvalitetsforbedringer i utvalgte vassdrag i fem land; Belgia, Litauen, Storbritannia, Danmark og Norge. Bateman m.fl. (2011) foretar en samlet analyse av dataene for alle fem land, mens ovennevnte studie av Barton m.fl. (2009) analyserer resultatene fra den norske studien.

Det er mest nærliggende å vurdere resultater fra den norske delen av Aquamoney. Studien inneholder både en betinget verdsettingsundersøkelse (CV-studie) og et valgekspesiment (CE-studie) av folks betalingsvillighet for bedre vannkvalitet i utvalgte vassdrag i Østfold (se figur 5.5 for beskrivelsen av vannkvalitetsendringer som ble brukt i studien).





Figur 5.5. Eksempel på beskrivelse av endringer i vannkvalitet (i fire vannkvalitetsklasser: rød, gul, grønn og blå) ved hjelp av kart (se øverste del av figuren), tegninger, symboler og verbal beskrivelse i en Betinget Verdsettings- og Valgekspersiment-studie i Østfold.

Kilde: Barton m.fl. (2009)

Barton m.fl. (2009) fant i CV-studien at gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand per år for alle kommuner som grenser til innsjøene Vestre Vannsjø og Storefjorden (dvs. Moss, Våler, Råde og Rygge) var 1070 kr med et 95 prosent konfidensintervall lik 803-1337 kr for en vannkvalitetsforbedring på en eller to tilstandsklasser (fra rød eller gul til grønn, se Figur 5.5). Det var ikke signifikant høyere betalingsvillighet for en forbedring i to innsjøer enn i én innsjø, unntatt for dem som ble spurt om betalingsvillighet for forbedring i to innsjøer først og så for én innsjø. I CE-studien var det ikke mulig å estimere betalingsvilligheten fra rød til grønn vannkvalitet, men fra gul til blå vannkvalitet var gjennomsnittlig betalingsvillighet ca. 2000 kroner per år per husstand i form av økt vann- og avløpsavgift. Alle tall er i 2008-kroner.

Betalingsvillighet per husstand i Morsa sier lite om marginal skade per kg nitrogen og fosfor på landsbasis

Både Barton m.fl. (2009) og de tidligere norske studiene har frembragt verdier i form av betalingsvillighet per berørt husstand for å få spesifiserte forbedringer i vannkvalitet. Disse tallene kan multipliseres med totalt antall berørte husstander for å få en samlet betalingsvillighet for den berørte befolkningen for spesifiserte forbedringer i vannkvalitet.

I vår sammenheng ønsker vi imidlertid å knytte denne betalingsvilligheten til en verdi per kg redusert utslipp av nitrogen og fosfor. Dette blir sjelden gjort, og selv om det hadde blitt gjort for Morsa, ville estimatet fra Morsa kunne være et svært usikkert estimat for marginal skade av redusert tilførsel av nitrogen og/eller fosfor i andre vannforekomster. Morsa er et av de vassdragene i landet som har størst overgjødslingsproblemer, og har hatt det i lang tid, slik at overførbarheten til andre vannforekomster (og landet som helhet) må antas å være noe begrenset.

Overføring av resultater fra Aquamoney til verdier på landsbasis for henholdsvis Danmark og Sverige

Aquamoney-prosjektet gjennomførte som nevnt studier i flere land, blant annet i Danmark. De danske resultatene er brukt videre i Danmark, blant annet til å vurdere verdien av å oppnå vanndirektivets målsettinger i hele landet (Hasler m.fl., 2010; Jensen m.fl., 2013). Den norske og danske Aquamoney-studien ble også benyttet til å anslå verdien av å oppnå målsettingene i vanndirektivet i Sverige (Enveco, 2014).

Med slike anslag på landsbasis kan man ved tilgang til anslag for nasjonale behov for reduserte tilførsler av næringsalter for å oppnå målsettingene, også beregne verdien (på landsbasis) av å oppnå målsettingene. Slike beregninger/anslag er imidlertid ikke gjennomført for Norge, og det foreligger ikke noen anslag for verdien av å oppnå vannforskriftens målsettinger generelt, eller for næringsalter spesielt.

Tiltakskostnader i regionvise forvaltningsplaner og lokale tiltaksplaner

For oppfølging av vannforskriften er landet delt inn i 11 vannregioner, som igjen er delt i 105 vannområder. For hvert vannområde skal det gjennomføres tiltaksanalyser, der man lokalt skal komme fram til hvilke tiltak som skal gjennomføres for å oppfylle vannforskriften i dette området, og oppgi kostnader ved foreslåtte tiltak. Tiltaksanalysene for hvert vannområde inngår i en forvaltningsplan på vannregion-nivå (www.vannportalen.no).

Andre generasjons forvaltningsplaner er nå under utarbeidelse, de ble sendt på høring høsten 2014, og de er våren 2015 ute på høringsrunde nummer to. De tiltaksanalysene vi har sett på (valgt litt sporadisk og tilfeldig i ulike vannregioner) viser at det er gjort lite systematisk arbeid med å beregne kostnader. Kostnadseffektiviteten, som ville vært interessant i vår sammenheng (dvs. målt i kroner per kg fosfor eller nitrogen), er ofte ikke oppgitt eller oppgitt «kvalitativt» (det vil si at det oppgis om kostnadseffektiviteten for ulike tiltak er henholdsvis «lav», «middels» eller «høy»). Det er også store sprik i kostnadseffektivitet i de tilfeller den er oppgitt, og det fremgår sjelden hvor langt ned på en liste med tiltak rangert etter deres kostnadseffektivitet man må gå for å oppnå målsettingen. Siden det foreløpig kun foreligger høringsutkast til den nye runden med forvaltningsplaner, og fordi det tilsynelatende har skjedd lite for å få bedre kostnadsestimater siden forrige runde, vil vi hente resultater fra en tidligere undersøkelse som spesielt studerte kostnadsanslag for tiltak mot avløp.

En gjennomgang av forvaltningsplaner fra forrige runde, med vekt på kostnader til tiltak på avløpssektoren, kartla kostnadsestimater og beregnet kostnadseffektivitet for tiltak i ulike sektorer (Magnussen og Holen, 2011a). Man fant at mange forvaltningsplaner i svært liten grad inneholdt kostnadstall, og en del forvaltningsplaner inneholdt kun "kostnadsvurderinger", dvs. at det ble vurdert om kostnadene var "lave", "middels" eller "høye". Dette gjorde det svært vanskelig å gi et samlet kostnadstall eller beregne kostnadseffektivitet for tiltaksgjennomføring i de enkelte vannområder, og tilnærmet umulig å oppsummere kostnadstall på nasjonalt nivå basert på kostnadstallene i forvaltningsplanene.

Når man skal forsøke å trekke ut generell informasjon på tvers av vannregioner og vannområder, finner man at det er benyttet ulike metodikk og ulike forutsetninger

(også der det er vanskelig å se at det burde være forskjeller), noe som gjør at man må gå nøye gjennom grunnlagsmaterialet for å vurdere de kostnadsestimatene som er gjort for å kunne bruke disse videre, for eksempel for å forsøke å estimere samlede samfunnsøkonomiske kostnadstall for Norge. Vi kan ikke gå gjennom alle regioner her (det er gjort i Magnussen og Holen, 2011a), men trekke fram en del eksempler der kostnadseffektivitet er beregnet, for om mulig å få et estimat for tiltakskostnad per kg fosfor (og nitrogen).

I forvaltningsplanene for Vest-Viken og Glomma ble det oppgitt en del kostnadstall og kostnadseffektivitetstall for tiltak mot utslipp. Kostnader og kostnadseffektivitet (KE) varierer naturligvis mellom områder og tiltak. Tiltakene som koster minst per kg rensed fosfor, vil være de mest kostnadseffektive tiltakene som derfor bør prioriteres. Tiltakene er imidlertid i liten grad rangert, og det er ikke vurdert hvor mange tiltak som må gjennomføres for å nå målene. Det er også høyst usikkert om tiltak vil bli gjennomført etter fallende kostnadseffektivitet på tvers av sektorer. I beste fall opererer man med gjennomsnittstall for ulike typer tiltak. Basert på disse tallene ble det anslått at kostnadene ved de fleste tiltakene innen avløpssektoren er i størrelsesorden 10 000 – 30 000 kroner per kg fosfor per år, selv om det også finnes billigere tiltak. Det ble antatt at det i hovedsak ville være aktuelt å gjennomføre tiltak innen avløpssektoren i de følsomme områdene langs Skagerrakskysten, der utslippene av fosfor totalt er ca. 300 tonn. Man fant ikke anslag for hvor stor del av disse 300 tonnene som måtte fjernes for å oppnå god miljøtilstand, men det ble gjort anslag for kostnader dersom halvparten av dagens utslipp skulle reduseres. Refsgaard m.fl. (2010) oppgir at tiltak i avløpssektoren i Haldenvassdraget er vurdert til å koste omkring 6 100 –13 000 kr/kg fosfor.

Tiltakskostnader i landbruket

Refsgaard m.fl. (2010) beregnet kostnadseffektivitet for tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Østfold og Akershus. Dette er fulgt opp i flere områder senere, men Refsgaard m.fl. (2010) omfattet et relativt stort område slik at resultatene er mer generelle enn mange av de senere undersøkelsene. Prosjektet vurderte de direkte kostnadene den enkelte bonde har ved å gjennomføre tiltak for å redusere fosforavrenning. Kostnadseffektivitet er beregnet per kg fosfor, men kostnader til administrasjon, rådgivning og kontroll er ikke inkludert og en har heller ikke justert priser for tilskudd mv.¹

Refsgaard m.fl. (2010) finner at effekten av redusert jordarbeiding er helt avhengig av erosjonsrisikoen på arealet. Å sette inn tiltak i de høyeste erosjonsklassene (mest utsatt for avrenning) er mye rimeligere enn i de lavere erosjonsklassene, regnet per kg fosfor. Endret jordarbeiding fra høstpløying til vårharving koster i størrelsesorden 2000 -3000 kr/kg fosfor i erosjonsklasse 1 og 700 - 3 000 kr/kg fosfor i klasse 2, 200-1000 kr/kg fosfor i erosjonsklasse 3 og 200-300 kr/kg fosfor i klasse 4. Tiltak som innebærer pløying tenderer til å ha høyere kostnader enn tiltak der det kun harves eller

¹ Det er altså ikke samfunnsøkonomiske kostnader og kostnadseffektivitet i samfunnsøkonomisk forstand som er beregnet, men privatøkonomiske kostnader og kostnadseffektivitet for bonden.

direktesås. Kostnadseffektivitet for fangdammer og vegetasjonssoner finnes fra tidligere prosjekter fra et mindre antall anlegg. Kostnadene her er på nivå med redusert jordarbeiding i erosjonsklasse 4. Fosforgjødsling i henhold til gjødslingsnorm har stort sett ingen kostnader med hensyn til avlingsreduksjon.

Oppsummert er beregnede tiltakskostnader for aktuelle landbrukstiltak i størrelsesorden fra 200 kr/kg fosfor til 3 000 kr/kg fosfor.

Eldre tiltaksanalyser beregnet kostnadseffektivitet for tiltak på tvers av sektorer

På 1990-tallet ble det gjennomført en rekke tiltaksanalyser som beregnet kostnadseffektiviteten av tiltak mot avrenning av næringsstoffer til ulike resipienter. Disse begynner å bli gamle og ble dessuten gjennomført før vannforskriften (EUs vanddirektiv) sine målsettinger trådte i kraft, men vi vil som en illustrasjon i tabell 5.3 nedenfor gjengi noen tall fra en tiltaksanalyse for Morsa. Tabellen illustrerer også at kostnadene for å fjerne en kg fosfor er avhengig av om man gjør beregninger for totalfosfor (total-P) eller for bio-tilgjengelig fosfor (bio-tilgjengelig P).

Tabell 5.3 Kostnadseffektivitet for alle kvantifiserbare landbaserte tiltak i Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) Alle verdier i 2001-kroner.

Tiltak	Kostnadseffektivitet tot-P (kr /kg P)	Kostnadseffektivitet bio-P (kr/kg bio-P)
Jordbruk		
Endret jordarbeiding	90 - 250	450 - 1 250
Vegetasjonssoner	270	1 350
Fangdammer	490 – 1 130	2 440 – 5 670
Gressdekte vannveier	-	-
Spredt avløp	6 800	9 700
Kommunalt avløp		
Utbedring av feilkoblinger	1 000 - 1 900	1 600 – 3 200
Redusert overløp	-	-
Redusert utlekking fra kommunale ledninger	-	-
Overføring av restutslipp fra renseanlegg	52 000	175 000
Overføring av restutslipp fra renseanlegg i fremtiden	17 000	58 000

Kilde: NIVA (2001)

Det fremgår av tabellen av tiltak i landbruket koster fra i underkant av 100 til i overkant av 1 100 (2001-) kroner per kg total-fosfor og fra 450 til nærmere 5 700 (2001-) kroner per kg bio-tilgjengelig fosfor. Tiltak mot spredt avløp er en del dyrere, fra ca. 7 000 (2001-)kr per kg total-fosfor til nesten 10 000 (2001-) kroner per bio-tilgjengelig fosfor.

De rimeligste tiltakene innen kommunalt avløp er i denne studien rimeligere per kg enn de dyreste landbrukstiltakene, mens de dyreste tiltakene er svært kostbare.

Norge er delt i følsomme og mindre følsomme områder med hensyn til eutrofiering

I henhold til forurensningsforskriften (avløpsdelen) er Norge inndelt i tre soner ut fra følsomhet for eutrofiering (overgjødsling). Landet er inndelt som følger:

- a) Følsomme områder er kyststrekningen svenskegrensen til Lindesnes med tilhørende nedbørfelt, samt Grimstadfjordområdet i Hordaland (Nordåsvannet, Grimstadfjord, Mathopen og Dolviken).
- b) Normale områder er ferskvannsforekomster i Norge som ikke er klassifisert som følsomme.
- c) Mindre følsomme: kystfarvann og elvemunninger fra Lindesnes til Grense Jacobselv som ikke er klassifisert som følsomme.

I tillegg finnes

- d) Tettbebyggelser med nitrogenfjerningskrav: Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer.

For disse ulike inndelingene er det ulike krav til rensing (jf. forurensningsforskriften).

Marginale skadekostnader må antas å variere med følsomhet for eutrofiering

Det er i de delene av landet som er karakterisert som mest følsomme det er gjort desidert mest for å redusere næringsstofftilførselen hittil, særlig innen avløpssektoren. Utslippene per innbygger er 0,11 kg fosfor i de 10 Nordsjøfylkene (Østfold, Akershus og Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder), mens de er fire ganger så høye (0,45 kg fosfor per innbygger) i resten av landet. Utslippene av fosfor for de ti Nordsjøfylkene er totalt ca. 301 tonn, mens de er ca. 944 tonn i resten av landet. Likevel er det fortsatt de mest følsomme områdene hvor det må gjennomføres de fleste og dyreste tiltakene, fordi vannforekomstene fortsatt trenger tiltak for å oppnå god økologisk tilstand.

Hvis man ser litt stort på det kan en tilnærming være å ta som utgangspunkt at i fylkene utenfor de følsomme områdene/Nordsjøfylkene vil det kun i begrenset grad være behov for tiltak utover allerede vedtatte tiltak og gjeldende regelverk. I så fall tilsier det at kostnadene for tiltak kan settes til tilnærmet null i disse områdene. Dette er imidlertid ikke helt riktig, for blant annet forvaltningsplanene antyder at det vil stilles krav lokalt også i områder utenfor dem som er definert som følsomme. En riktigere tilnærming vil da være å anta at for de vannforekomstene der målsettingene i vannforskriften er oppnådd, er tiltakskostnadene lik null, mens det er slike kostnader i alle vannforekomster som ikke har oppfylt målsettingene.

Kan man beregne eksterne kostnader for avrenning av nitrogen og fosfor?

Tilstanden i vannforekomstene varierer adskillig blant annet mellom ulike vanntyper og geografiske områder. Miljømålene i vannforskriften er i utgangspunktet satt uten hensyn til økonomiske forhold. Det er derfor ikke grunn til å tro at målet er satt ut fra vurderinger av om samfunnet oppfatter at det oppstår skadekostnader ved overgjødsling (eller de øvrige parametere som inngår i vurdering av økologisk tilstand i vannforekomstene).

Det er imidlertid en «økonomisk sikkerhetsventil» innlagt i vannforskriften, ved at det heter at dersom kostnadene ved gjennomføring av tiltak for å oppnå god økologisk tilstand er uforholdsmessig høye kan det gis unntak fra målsettingen. Hva som ligger i denne formuleringen er fortsatt litt uklart, men en presisering i veiledning for sterkt modifiserte vannforekomster tilsier at det er samfunnsøkonomiske vurderinger som skal legges til grunn for å vurdere om kostnadene er uforholdsmessige. En rimelig tolkning er da at dersom nytten er mindre enn kostnadene ved å gjennomføre tiltak, gis unntak fra målet om god tilstand. Ut fra dette kan vi tolke målsettingen for vannforekomster som at så lenge nytten er større enn kostnaden skal man ha god miljøtilstand. Det er derfor et rimelig utgangspunkt at i de vannforekomstene der miljøtilstanden er dårligere enn god, vil det være netto nytte forbundet med tilstandsforbedring.

For en del vannforekomster er det ifølge ovennevnte resonnement ingen eksterne kostnader ved overgjødning, mens det andre steder er til dels betydelige eksterne kostnader. Det er derfor ikke enkelt å se for seg at det skal være uniforme eksterne kostnader knyttet til overgjødning av vann (eller utslipp av henholdsvis nitrogen og fosfor). Det er mer interessant å se på kostnader og nytte av tiltak knyttet til enkelte vannforekomster.

I en rapport for Miljøverndepartementet (nå Klima- og miljødepartementet) ble det for noen år siden vurdert vannprising knyttet til overgjødning i norske vannforekomster (Magnussen og Holen, 2011b). Konklusjonen var at det opplagt er marginale eksterne kostnader knyttet til vannforurensning mange steder i landet, men at det er stor variasjon mellom vannforekomster og at også kildene, som for en stor del er diffus avrenning, gjør det vanskelig å se for seg optimal pricing eller bruk av avgifter. For avløpssektoren betales allerede kommunale vann- og avløpsgebyrer som skal dekke kostnadene ved å håndtere overgjødning fra husholdninger og industri. Det vil si at det allerede betales for utslipp tilsvarende tiltakskostnadene for denne sektoren. Nå viser det seg at det kreves ytterligere utslippsreduksjoner, og at heller ikke avløpsrensaneanleggene oppfyller utslippstillatelsene. Det er derfor behov for ytterligere tiltak. Kostnader til slike tiltak vil normalt dekkes via vann- og avløpsgebyrer.

Landbruk og oppdrettsanlegg har ikke avgiftsordninger. Det var en periode nitrogenavgift på kunstgjødsel ut fra problematikken om overgjødning, men denne ble fjernet. For fiskeoppdrett er det ikke avgift knyttet til utslipp, men det er krav om konsesjon, utslippstillatelser osv. for fiskeoppdrettsanlegg, og avgifter/gebyrer knyttet til anlegg og drift.

Måleproblemer for diffuse utslipp - og fosfor er ikke fosfor

Et generelt problem ved beregning av marginale eksterne kostnader ved utslipp av nitrogen og fosfor til vann er måleproblemer for kilder med diffus avrenning. Husholdningsavløp og industri har utslipp som er relativt enkle å måle. Det samme gjelder utslipp fra punktkilder i landbruket, mens avrenning fra jordbruksarealer er vanskeligere. Tilførsler av nitrogen og fosfor til jordbruksjord vil ha en til dels lang og komplisert vei før de eventuelt ender i resipienten.

En annen utfordring ved vurdering av marginale eksterne kostnader ved nærings salttilførsler og ved beregning og sammenligning av tiltakskostnader per kg fosfor, er at det er forskjell i hvor store eksterne kostnader ulike former for fosfor har i en vannforekomst. Man snakker ofte om biotilgjengelig fosfor versus total-fosfor, og det er den biotilgjengelige delen som forårsaker miljøproblemene, men denne er også vanskeligst å måle. Ulike kilder har ulikt forhold mellom biotilgjengelig fosfor og total-fosfor, og dermed kan de eksterne kostnadene forbundet med en kg fosfor fra ulike kilder være av ulik størrelse (et eksempel på slike forskjeller er vist i tabell 5.3).

Oppsummering: Marginale eksterne kostnader ved avrenning av næringsalter

De marginale eksterne kostnadene ved avrenning av næringsalter varierer svært mye avhengig av hvilken vanntype og hvilken av de nesten 30 000 vannforekomstene avrenningen skjer til. I en del områder og vannforekomster innen disse områdene der vannforskriftens målsettinger er oppfylt, vil den marginale eksterne kostnaden være tilnærmet null.

I andre områder er de marginale skadekostnadene betydelige. Det vil særlig være tilfelle i det som er definert som «følsomme områder» i forurensningsforskriften, og i de vannforekomstene som i henhold til vannforskriftens kriterier er karakterisert som dårlig eller svært dårlig.

Vi har svært få nyere anslag for miljøkostnader ved avrenning, bortsett fra for et utvalgt vassdrag (Morsa i Østfold), og det er ikke gjort forsøk på å oppskalere disse estimatene til tall for landet som helhet (noe man har gjort for eksempel i Sverige og Danmark). Det er heller ikke funnet studier som beregner miljøskade per kg nitrogen eller fosfor. Vi har derfor ikke grunnlag for å fastsette marginale eksterne kostnader ut fra en skadekostnadstilnærming.

For tiltakskostnader er det også mangel på nyere, samlende og oppsummerende studier¹. Det er gjort noen studier som ser på kostnader og kostnadseffektivitet av tiltak i avløpssektoren og i landbruket, men først og fremst for fosfor, ikke for nitrogen. Oppgitte tiltakskostnader varierer betydelig, men jevnt over er de adskillig lavere per kg fosfor for aktuelle landbrukstiltak (jordarbeidingstiltak, vegetasjonssoner, fangdammer, gjødslingspraksis) enn innen avløpssektoren. For landbrukstiltak viser Refsgaard m.fl. (2010) kostnader i størrelsesorden fra 200 – 3000 kroner per kg/fosfor. Kostnadene ved de fleste avløpstiltak oppsummert i Magnussen og Holen (2011a), basert på gjennomgang av forvaltningsplaner fra vannregionene Glomma og Vest-Viken ligger på 10 000 – 30 000 kr per kg fosfor, mens Refsgaard m.fl. (2010) anslår kostnader ved avløpstiltak i Haldenvassdraget til i størrelsesorden 6 000-13 000 kr per kg fosfor. Ved vurdering av disse tallene er det viktig å huske at alle disse kostnadstallene gjelder tiltak i de følsomme områdene, med avrenning til

¹ Det ble som nevnt tidligere i kapittelet gjort en rekke tiltaksanalyser for nærings salttilførsler lokalt, regionalt og nasjonalt på 1990-tallet, men det er bare gjengitt ett eksempel fra disse studiene i vår rapport, fordi resultatene derfra må antas å være mindre relevante for å vurdere dagens og fremtidens tiltakskostnader.

Skagerrakskysten, det vil si i områder der det allerede er satt inn adskillige tiltak, slik at det er rimelig å anta at de rimeligste tiltakene allerede er gjennomført. Det er også verdt å minne om at det er antatt at disse kostnadstallene vil gjelde for å redusere en viss, ikke spesifisert andel av dagens ca. 300 tonn utslipp fra avløpssektoren til de følsomme områdene.

For utslippene fra fiskeoppdrett, som i all hovedsak skjer utenfor de områdene som er definert som følsomme, har tiltakene først og fremst vært å lokalisere anleggene til områder som ikke er så utsatt for overgjødning, og kostnadene ved den typen tiltak er vanskelig å anslå.

Basert på tiltakskostnader skulle resonnementene ovenfor tilsi at de marginale skadekostnader er tilnærmet null i de områder der målsettingene (med hensyn til nitrogen- og fosfortilførsler) er oppnådd, og i størrelsesorden fra noen få hundre kroner til flere tusen kr/kg fosfor i de områdene der målene ikke er nådd. Det er vanskelig å vurdere hvor høye tiltakskostnader som er nødvendige for å nå miljømålene/forpliktelsene i vannforskriften, fordi vi ikke er kjent med at slike beregninger er foretatt. Det er imidlertid rimelig å anta at tiltakene med de høyeste kostnadene bare unntaksvis vil være nødvendige for å nå målene. Samtidig er det rimelig å anta at det en del steder i de mest følsomme og mest forurensede områdene vil være behov for flere tiltak enn bare de billigste jordbrukstiltakene.

Marginale, eksterne skadekostnader for fosfor kan da variere fra tilnærmet null i ikke-følsomme områder der målene i vannforskriften er nådd, via noen få hundre eller tusen kroner i «normale» områder/områder med relativt små behov for å nå god miljøtilstand, til kanskje mer enn 10 000 kroner per kg fosfor i de mest følsomme områdene med størst avstand fra målsettingen om god økologisk tilstand.

For utslipp til luft (jf. kapittel 2 om utslipp av nitrogenoksider og svevestøv) er det etablert praksis at man opererer med ulike utslippskostnader i henholdsvis spredtbygde områder og byer/tettsteder av ulike størrelser. Tilsvarende inndeling er ikke etablert for eksterne kostnader av utslipp til vann. Som beskrevet over, skiller forurensningsforskriften mellom følsomme og mindre følsomme områder. Denne inndelingen er ikke brukt videre for å beregne skade- eller tiltakskostnader, men det er mye som taler for å benytte en slik inndeling i og med at de marginale eksterne kostnadene faktisk varierer svært mye mellom vannforekomster. En slik inndeling kan være en forenklet måte å forholde seg til dette på.

For nitrogen foreligger svært lite nyere materiale som sier noe om tiltakskostnader. Tilnærmingen til hvor man har og ikke har skadekostnader er som for fosfor, men det er svært vanskelig å anslå tiltakskostnader for ytterligere reduksjon av nitrogen. Fiskeoppdrett er den kilden som øker utslippene mest, men tiltakene har så langt hovedsakelig vært å unngå å tillate oppdrettsanlegg i en del områder, og flytte anleggene til steder med bedre vannutskifting. Det foreligger derfor så vidt oss bekjent ikke beregninger av andre typer tiltak som kan benyttes for å vurdere tiltakskostnader for reduserte utslipp fra fiskeoppdrettsanlegg, eller som kan benyttes for beregning av eksterne marginale kostnader av nitrogenutslipp til vann generelt.

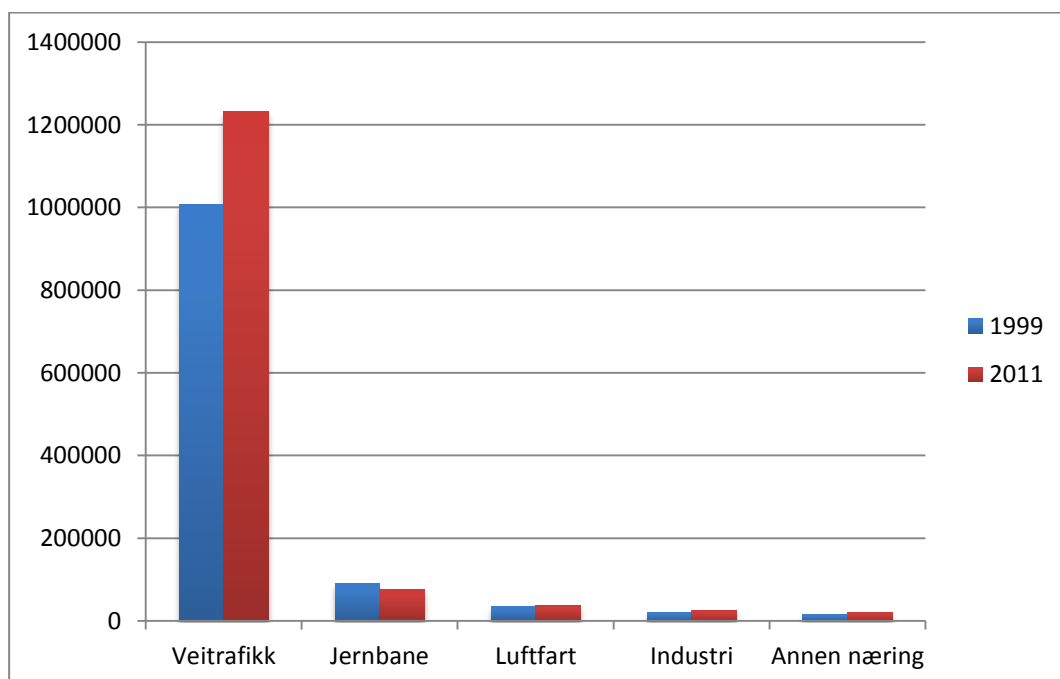
6. Støy

I dette kapitlet vurderes og verdsettes støy fra alle kilder utenom veitransport og jernbane.

Ifølge www.miljøstatus i Norge er nesten 1,4 millioner mennesker i Norge utsatt for støy ved boligen sin, og omtrent 96 prosent av støyplagene stammer fra transport. Det er dermed det miljøproblemet som rammer flest mennesker i Norge. Hvor plaget man er av støy avhenger av støyens forutsigbarhet og en rekke spesielle forhold knyttet til de situasjonene og aktivitetene som blir forstyrret av støy. Lydens karakter bestemmes av frekvensinnhold, for eksempel bass/diskant, tidsforløp og varighet samt hvor raskt lyden øker i nivå. Dette medfører blant annet at folk oppgir å være ulikt plaget av ulike støykilder til tross for at det såkalte døgnekvivalente støynivået er det samme. Stillhet er et knapphetsgode som påvirkes av utviklingen av menneskeskapte aktiviteter i andre områder.

6.1 Kilder og omfang

Trafikkstøy er altså den absolutt største kilden til støyplager, og av denne støyen er det veitrafikk som plager flest. Figur 6.1 viser antall personer som er utsatt for støy over 55 dBA fordelt på støykilde i 1999 og 2011. Totalt har antall personer som er utsatt for støy økt med 22 prosent i denne perioden, samtidig som befolkningen har vokst med 12 prosent, dvs. at det har vært en reell økning i antall personer som er utsatt. Veksten i antall som er utsatt er størst for veitrafikk, industri og annen næring, som hver har hatt en vekst med mer enn 20 prosent.



Figur 6.1 Antall personer utsatt for støy over 55 dBA. 1999 og 2011

Kilde: www.miljøstatus

Figur 6.1 viser hvor mange som er utsatt for støy, men sier ikke noe om hvor plaget folk er av støyen. De som var utsatt for støy både i 1999 og 2011 har ifølge Statistisk sentralbyrå (2013) fått redusert støyplagen med 4 prosent. Hva som ligger bak denne reduksjonen fremgår ikke, men det kan sannsynligvis knyttes til ulike former for tiltak mot støy, som for eksempel støyskjerming.¹

6.1.1 Andre kilder enn veitrafikk og jernbane

Støy fra flytrafikk

I 2011 var det 38 400 personer som var utsatt for støy fra luftfart, noe som er en økning fra 1999 på nærmere 10 prosent. Støy fra fly regnes som mer plagsomt enn støy fra veitrafikk ved ellers likt støynivå. Fly representerer en fundamentalt annerledes støykilde enn øvrig trafikkstøy. Dels så følger fly ikke i samme grad fastsatte traséer, og dels så gir flystøy lydinnfall fra alle sider. Det betyr at den type skjerming som brukes mot vegtrafikk- og jernbanestøy som regel ikke er hensiktsmessig for flystøy.

Ulempene av flystøy kan reduseres enten ved at flyene gir mindre støy, ved at flyene ledes over mindre støyfølsomme områder, eller ved at utsatte områder eller bygninger skjermes. Fra 2006 gjelder en støysertifiseringsstandard vedtatt av ICAO (International Civil Aviation Organisation) for sivile fly, som de aller fleste sivile fly tilfredsstillter. Men for militære fly går utviklingen i retning av tyngre og mer støyende fly. På den andre siden foregår disse aktivitetene normalt på dagtid på hverdager, hvor støytoleransen sannsynligvis er høyere enn i helger.

Når det gjelder støyen på lufthavner finnes det et EU-direktiv om støyrelaterte driftsbegrensninger på sivile lufthavner (2002/30/EC). Direktivet bygger på støyreduksjon ved kilden, arealplanlegging i flystøysonene, støyreduserende avgangs- og landingsprosedyrer og operative begrensninger (regulering av nattflyging og lignende). Direktivet er implementert i Norge gjennom egen forskrift om innføring av støyrelaterte driftsbegrensninger ved flyplasser til allmenn bruk.

Støy fra næringsvirksomhet

Industri- og næringsstøy består både av impulsstøy og jevn støy. Impulsstøy oppfattes som mer plagsom enn jevn støy, og kan gi opphav til plager også ved lave støynivåer. Den jevne støyen fra industri- og næringsvirksomhet har derimot mange likhetstrekk med støy fra veitrafikk. Figur 6.1 inkluderer kun støynivåer over 55 dB, men for industri- og annen næringsaktivitet kan det være relevant også å ta med lavere støynivåer, da impulsstøy som nevnt oppleves som plagsomt også ved lavere støynivå. Hvis man for eksempel inkluderer støynivåer helt ned til 48 dB vil ytterligere 160 000 være utsatt for støy fra industri og annen næringsvirksomhet (www.miljøstatus.no).

¹ Statistisk sentralbyrå (2013) peker på flere utfordringer knyttet til måling av støy og plagethet over tid som alle bidrar til at statistikken må tolkes med forsiktighet.

Ifølge www.miljostatus.no er støy fra industri, og da spesielt viftestøy i tilknytning til industriområder, en av de støykildene som gir størst sjenanse i nærområdet. For mange av disse virksomhetene er det vifter og intern transport som er hovedkilden til støyen. Dette gjelder blant annet bransjer som metallurgisk industri, næringsmiddelindustri, papir/cellulose, petrokjemisk industri og grafisk industri.

Når det gjelder *bygg- og anleggsvirksomhet* viste en undersøkelse fra 1999 at 45 000 personer var utsatt for støynivåer på mer enn 50 dBA fra denne type virksomhet. Statistisk sentralbyrå (SSB) har skalert tallene fram til 2007-nivå¹ og tallene viser omtrent tilsvarende nivå (www.miljostatus.no).

I likhet med industri- og næringsstøy vil plagegraden fra bygg- og anleggsstøy variere mye. Støyen er relativt sterk nær kilden, som ofte er nær bebyggelse, den varierer mye og er ofte uforutsigbar. Bygg- og anleggsstøy skyldes både maskiner og verktøy som brukes, og selve arbeidsprosessen. For noen maskintyper, som for eksempel grave- og lastemaskiner, er motorstøy den viktigste kilden. På de fleste anleggsplasser forekommer også impulsstøy, for eksempel ved spunting, pæling, pigging og bruk av spikerpistoler. Slik impulsstøy gir opphav til plager ved vesentlig lavere lydnivåer enn jevn støy (også målt med hensyn til lydnivå over døgnet, såkalt ekvivalent lydnivå, se nedenfor). Veitrafikk til og fra byggeområdene skaper også ulemper.

Særlig er støy på kvelds- og nattetid ofte meget plagsom. Samtidig har mange prosjekter kort varighet, og det forekommer sjelden støy på kvelder, netter, i helger og på andre fridager

Det er stor usikkerhet knyttet til hvilke konsekvenser bygg- og anleggsstøy har, og hvor store plager den gir. Dette skyldes både at disse forholdene er lite undersøkt, og at støybildet er svært sammensatt og kan variere mye. I tillegg er støyen vanligvis et midlertidig problem.

Støy fra næringsvirksomhet stammer fra en punktkilde, hvilket taler for at det i mange tilfeller burde være relativt enkelt å rette tiltak mot denne støyen. Samtidig er det i mange tilfeller snakk om lave frekvenser som det er vanskelig å skjerme mot.

Skytebaner

For skytebanestøy finnes det ingen oppdaterte tall på hvor mange som er utsatt eller plaget, men en undersøkelse fra 1999 viste at drøyt 86 000 personer i Norge var utsatt for skytebanestøy på mer enn 30 dBA (L_{den}) i gjennomsnitt over året (Miljøstatus). Undersøkelsen omfattet 41 representative skytebaner, men antall støyutsatte ved disse ble skalert opp til et samlet omfang på 1 033 skytebaner. Det finnes fortsatt omkring 1 000 skytebaner og Miljøstatus finner derfor grunn til å tro at antallet som er utsatt for støy fra skytebaner er omtrent som i 1999.

¹ Tallene er basert på en enkel skalering etter aktivitetsnivå og befolkningsendring.

Det er særlig to forhold som medfører at skytebanestøy gir opphav til støyplager selv ved lave gjennomsnittlige lydnivåer:

- impulsstøy gir støyplager ved lavere gjennomsnittlig lydnivå enn vedvarende støy
- det meste av skyteaktiviteten foregår på ettermiddager og helger (med unntak av de militære banene)

Det danske instituttet DELTA Akustik & Vibration har sammenstilt internasjonale undersøkelser om skytebanestøy, og kommet fram til at støy fra lette våpen gir samme plagegrad som veitrafikkstøy ved 18 dB lavere støynivå (årsmiddelverdi), se www.miljostatus.no.

Støy fra motorsportbaner

Støy fra kjøring på motorsportbaner har omtrent samme karakter som veitrafikkstøy, men er mer plagsom på grunn av et aggressivt kjøremønster med høye turtall på motor og så videre.

Den siste undersøkelsen av denne type støy er fra 1999, da en utvalgsundersøkelse fra Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet) viste at rundt 14 000 personer var utsatt for støy fra motorsportbaner. Undersøkelsen omfattet alle som i løpet av et typisk stevnedøgn er utsatt for et gjennomsnittlig støynivå på mer enn 35 dBA.

Selv om omfanget av støy fra motorsportbaner er lite i forhold til andre støykilder, er støyen meget sjenerende, og den forekommer mest i helger og på andre fridager.

Vindkraft og andre energianlegg

Støy fra vindkraftanlegg har blitt gjenstand for oppmerksomhet i Danmark og Sverige, hvor man etter hvert har høstet omfattende erfaringer fra vindkraftanlegg. Foreløpig er vindkraftutbyggingen begrenset i Norge og støy er dermed mest sannsynlig et svært begrenset problem. Det kan imidlertid ikke utelukkes at økt utbygging av vindkraft kan gi lokale problemer. Det er spesielt lavfrekvent støy fra vindmøllene som vil kunne gi støyplager. Delta (2012) viser imidlertid at dagens grenseverdier for støy vil være dimensjonerende ved konsesjon av vindkraftverk i Norge

Ifølge det svenske Naturvårdsverket¹ varierer det kraftig hvordan mennesker oppfatter lyd fra vindkraftverk, og hvor plaget man er, som for mye annen støy. Det finnes få studier av støy fra vindkraftverk, men den forskning som er gjennomført viser at støy fra vindkraft oppleves som mer forstyrrende, og at flere føler seg utsatt enn av annen støy med tilsvarende lydnivå. Samtidig er det få som er utsatt sammenlignet for eksempel med trafikkstøy, slik at støyen fra vindkraft er et lite problem på nasjonalt nivå.

Støy fra viften i varmpumper kan utgjøre et lokalt støyproblem, se for eksempel Norsk forening mot støy som har dokumentert støynivå for noen typer varmpumper

¹ <http://www.naturvardsverket.se>

og klager knyttet til dette.¹ Det er imidlertid mulig å gjennomføre enkle tiltak for den enkelte varmepumpe for å redusere sjenansen for naboer.

Fritidsaktiviteter

Aksepten for støy er ofte mindre i fri natur enn i bebygde og trafikkerte strøk. Det er flere motoriserte fritidsaktiviteter, i tillegg til motorsport, som kan generere forstyrrende støy. Støyen er kanskje spesielt knyttet til snøscootere og vannscootere. På nasjonalt nivå er det få som blir forstyrret eller får plager av denne type aktivitet og støy, men for de som rammes kan det oppleves som svært forstyrrende. Samtidig har det vært en utvikling mot mer støysvake maskiner, slik at støyproblemet kan få mindre betydning over tid.

Vistad m.fl. (2007) viser at lyd fra snøscooter oppfattes forskjellig avhengig av hvilket formål scooterkjøringen har. Lyd av snøscootere som brukes til transportformål møtes generelt med større toleranse enn lyd som har opphav i «sportslig» kjøring. Delvis kan denne forskjellen forklares med at de forskjellige formene for kjøring skaper forskjellige lydbilder, men også av at den subjektive oppfattelsen av samme lydbilde påvirkes av at både verdi- og målkonflikter er lavere når det er tale om transportkjøring.

Når det gjelder vannscootere er lydvolumet for nyere typer ikke høyere enn de fleste motordrevne fritidsbåtene. Ikke desto mindre oppleves lyden fra en vannscooter gjerne som mer støyende for de som hører den (Roe og Benson, 2001). Dette har å gjøre med at støy ikke bare dreier seg om lydvolume. Lydens tonalitet kan virke inn, samtidig som måten vannscootere brukes på kan bidra til et bestemt lydbilde. I regi av US National Park Service har det blitt foretatt omfattende kartlegginger av lyd- og støybildet i de amerikanske nasjonalparkene (Miller, 2008). Undersøkelsen viser at vannscootere har et støynivå som er temmelig likt de vanligste utenbordsmotorene brukt i fritidsbåter, men vannscootere brukes på en annen måte ved at de ofte sirkler rundt i et avgrenset område og ofte foretar kortvarige og brå akselerasjoner. Dette skaper en tonal sammensetning som gjør at lydbildet skiller seg markant ut fra annen motorisert trafikk på vannet. Denne type rekreasjonskjøring kan vedvare over lang tid innenfor et mindre område fordi flere personer ofte bytter på å kjøre samme vannscooter, noe som skaper et vedvarende, repetitivt og distinkt lydbilde (Miller 2008).

6.1.2 Nasjonale mål for støy

De nasjonale målene for støy er:²

- Støyplagen skal reduseres med 10 prosent innen 2020 i forhold til 1999 (målt uten befolkningsvekst).

¹ <http://www.stoyforeningen.no/Fakta/Varmepumper>

² <https://www.regjeringen.no/nb/tema/klima-og-miljo/forurensning/innsiktsartikler-forurensning/stoy-lydforureining/id2339859/>

- Antall personer utsatt for over 38 dB innendørs støynivå skal reduseres med 30 prosent innen 2020 i forhold til 2005.

Det ble utarbeidet en handlingsplan for støy for perioden 2007-2011, og denne planen er oppdatert og videreført til 2015 (Klima- og miljødepartementet, 2015).

Handlingsplanen fokuserer på de viktigste støykildene, dvs. veitrafikk, fly, jernbane, industri og annen næring. I oppdateringen av planen er det videre lagt vekt på forskning og utvikling og utvikling av virkemidler. Det sies videre at de nasjonale målene bare kan nås gjennom en kombinasjon av virkemidler og av at det internasjonalt stilles krav til og utvikles støysvake bildekk og kjøretøyer.

Aktuelle tiltak for andre støykilder enn transport omfatter for eksempel

- økt bruk av spesifikke støykrav til enkelte bedrifter
- økt informasjon om støysvake vifter
- støyreducerende tiltak på eldre skytebaner
- bruk av støykrav i anbuds- og kontraktsdokumenter i bygg og anlegg

Det finnes retningslinjer for behandling av støy i arealplanlegging fra 2005 som ble oppdatert i 2012, se Klima- og miljødepartementet (2012) og veileder til retningslinjene (Miljødirektoratet, 2014d). Disse retningslinjene gir anbefalte støygrenser utendørs ved etablering av nye boliger og annen bebyggelse som er støyfølsom. Det gis også anbefalinger om støygrenser ved etablering av nye støykilder som veganlegg, industri/næringsvirksomhet og skytebaner.

Støy fra industri reguleres gjennom forurensningsloven og Forskrift om begrensnings av forurensning (FOR- 2004-06-01-931). Grenseverdier for når tiltak må settes inn er knyttet til lydnivå innendørs.¹ Anleggseier er pliktig til å gjennomføre kartlegginger av innendørs støyforhold og utrede aktuelle tiltak hvis man står i fare for å overskride tiltaksgrensen. Hvis det må gjennomføres tiltak for å overholde grenseverdien er det anleggseier som må finansiere disse tiltakene.

6.2 Måling av støy

6.2.1 Måleenhet

Lyd er svært små trykkbølger i luften. Lydtrykket måles i samme enhet som annet trykk, dvs. N/m² også kalt Pascal (Pa). Vi oppfatter lydtrykksvariasjoner helt ned til 0,00002 Pa (SSB, 2004). For måling av lyd er det upraktisk å bruke Pa, og man har derfor utviklet en mer sammentrykt skala, desibelskalaen, hvor 0 dB tilsvarer den svakeste lyden vi kan høre og 120 dB tilsvarer 20 Pa – som er det nivået da trykket gir smerte. dB uttrykker lydtrykksnivået. I tillegg til lydtrykket påvirker frekvensen på

¹ §5-4, 1. Når det gjennomsnittlige støynivået innendørs over døgnet overskrider 42 dB LpAeq,24h i eksisterende bygninger, skal det gjennomføres tiltak etter § 5-9. Tiltaksgrensen skal være overholdt fra og med 1. januar 2005.

trykkløgene hva vi hører. Frekvensskalaen (Hz, svingninger pr sekund) varierer fra 20 Hz som er laveste hørbare lyd til 20.000 Hz som angir øvre grense for høreområdet.

Øret er mest følsomt for frekvenser rundt 1 000 Hz. Det er laget en frekvensveiekurve som etterligner ørets følsomhet. Veiekurven har betegnelsen A og den angir antall dB som skal legges til eller trekkes fra for ulike frekvenser for å gi sammenlignbare "lydverdier". Lyd målt med A-kurven benevnes L_A og angis i dBA. En normal stemme på 1 m avstand har et lydnivå på 58 dBA.

For mange lydkilder varierer støynivået over tid. For å ha felles "målepunkter" lager man ekvivalente støynivåer, L_{ekv} , som angir gjennomsnittlig støy over en gitt tidsperiode. Det vanligste er å bruke døgnequivalemt støynivå, L_{den} , men det kan også deles inn i kortere tidsintervaller, for eksempel nattetid.

Lyden avdempes med avstanden, med 6 dB for hver dobling av avstanden til kilden. I tillegg svekkes lydbølgen ved såkalt luftabsorpsjon. Marktype, vegetasjon, terrengformer og vær har også betydning for hvordan lyden spres og dempes.

6.3 Skader og ulemper

Miljøstatus opplyser at 200 000 personer i Norge har problemer med nattesøvnen på grunn av støy. Forskning viser at støy kan gi psykisk stress, og helseplager som muskelspenninger og muskelsmerter. Støy kan også være en medvirkende årsak til høyt blodtrykk og utvikling av hjertesykdom. Støy kan selvsagt også gi hørselstap. Langvarig irritasjon over støy kan påvirke utvikling av sykdom, spesielt hos de som ellers er disponert for sykdom.

Helseplagene fra støy kan deles inn i direkte effekter, som forstyrrelser og problemer med søvn, og indirekte effekter som høyt blodtrykk.

Støy virker ofte sammen med andre stressfaktorer som for eksempel luftforurensning. Derfor er det vanskelig å skille klart mellom støyens effekter og andre miljøfaktorers effekter.

6.3.1 Direkte helseeffekter av støy

De direkte helseeffektene av støy angår selve hørselsfunksjonen som hørselsskade, kommunikasjonsforstyrrelse eller umiddelbare reaksjoner som søvnforstyrrelser.

Hørselsskade er permanent ødeleggelse av sanseceller i det indre øret. Sammenhengen mellom eksponering for støy og risiko for hørselsskade er relativt godt kartlagt. Det er risiko for hørselsskade hvis støyeksponeringen ved øret i lange perioder overstiger et gjennomsnittlig lydnivå på 70 dBA gjennom døgnet eller på 75 dBA gjennom en 8 timers arbeidsdag. Ved lavere støynivåer vil risikoen for hørselstap være ubetydelig. Enkelthendelser kan imidlertid gi risiko for skade og særlig farlig er skarpe smell som skjer så raskt at øret ikke rekker å justere ned følsomheten.

Kommunikasjonsforstyrrelse betyr forstyrrelse av samtale eller lytting. En måte å kompensere for høyt bakgrunnsstøy er å heve stemmen, som i sin tur kan gi problemer med stemmen. Folk som må bruke stemmen mye i omgivelser med mye støy, som for

eksempel barnehagepersonell, lærere og militærpersonell, pådrar seg stemmelidelser oftere enn andre.

Forstyrrelse av søvn regnes blant de mer alvorlige virkningene av støy. Støy kan gi dårlig søvnkvalitet, redusert velvære og dårligere prestasjoner (Folkehelseinstituttet, 2013b). Søvnforstyrrelser som skyldes støy innebærer vekking, forsinket innsovning og redusert omfang av nødvendige søvnfaser. Syke, eldre, personer med søvnvansker og skiftarbeidere regnes som spesielt følsomme for søvnforstyrrelser. Personer som oppgir å være generelt følsomme for støy, påvirkes mer av støy når de sover enn andre. Men ikke-viljestyrte stressreaksjoner som økt puls, blodtrykksøkning og utskillelse av stresshormoner skjer også uten at man er klar over det og selv mener at man ikke er plaget av støy.

Søvnmangel er en belastning som kan gi nedsatt stemningsleie og yteevne samt bidra til utvikling og forverring av sykdomstilstander, for eksempel flere epileptiske anfall. Påvirkningen på helsen er sannsynligvis størst for dem som ikke har mulighet for å hente inn "det tapte" gjennom stille perioder ellers i døgnet.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har utarbeidet en retningslinje for nattestøy som sier at støynivået utendørs om natten ikke bør overstige 40 dBA. I vurderingene sine antar WHO at folk har vinduet på gløtt for å få nødvendig utlufting.

6.3.2 Indirekte helseeffekter av støy

Indirekte helseeffekter av støy avhenger av opplevelse av og vurdering av støyen. Endret adferd, stressutløste helseplager, samt påvirkning av ytelse og motivasjon regnes som indirekte helseeffekter. Den viktigste sammenhengen mellom støy og helse går via stressreaksjoner.

Støy kan gi høyt blodtrykk, dette er en vel etablert link i akademisk litteratur (DEFRA, 2014; Harding m.fl., 2011). Hva som skaper linken er uklart, men noen hypoteser er forstyrrelse av de autonome nervesystemet og det endokrine systemet, endring i hjerterytme og frigjøring av stresshormoner. Høyt blodtrykk regnes ikke som en sykdom i seg selv, men det er en belastende faktor for hjertet og gir risiko for utvikling av hjerneslag og hjerteinfarkt.

6.3.3 Anslag på skadeomfang

Ifølge en ny studie publisert i The Lancet (Basner m. fl., 2014), er omfanget av skader forårsaket av støy større enn tidligere antatt. I tillegg til arbeidsrelatert støy og støy fra omgivelsene utsetter vi oss i stadig økende grad for støy knyttet til fritidsaktiviteter.

WHO & JRC (2011) estimerer helseeffekter av støy, basert på en analyse av risikoen for å bli syk eller dø. Helseeffektene uttrykkes i tapte DALY (disability-adjusted life years, dvs. summen av år som går tapt grunnet for tidlig død (YLL) og av antall år med god helse som går tapt pga. dårlig helse eller nedsatt funksjonsevne (YLD)). Beregningene starter med å finne målt eller beregnet støy og hvor mange som blir utsatt for støyen (basert på støykart). Man appliserer så dose-respons sammenhenger for hjerte- og karsykdommer, lærevansker hos barn, søvnforstyrrelser, øresus (tinnitus) og ubehag, for deretter å beregne tapte DALY for Europa på grunn av støy. Totalt estimerer man

en DALY på 1-1,6 millioner, fordelt med 61.000 knyttet til hjerteproblemer, 45.000 knyttet til lærevansker hos barn, 903.000 knyttet til søvnforstyrrelser, 22.000 knyttet til øresus og 654.000 knyttet til ubehag/plage.

Folkehelseinstituttet har brukt samme metode som WHO og JCR for å beregne helsebelastningene som følge av støy fra veitrafikk i Norge (Folkehelseinstituttet, 2012). Beregninger viser at sterk støyplage og søvnforstyrrelser hvert år utgjør henholdsvis 4.512 og 10.245 tapte friske leveår (dvs. DALY). Andelen av hjertekarsykdom eller død som kan knyttes til trafikkstøy kan summeres til om lag 198 tapte friske leveår.

European Environmental Agency publiserte i 2014 en omfattende kartlegging av hvor utsatt befolkningen i Europa er for ulike typer av "menneskeskapt" støy, inkl. industri, se EEA (2014).¹ Studien inkluderer også de effektene eller konsekvensene støyen har på helsen (dose-respons). EEA finner at nærmere 20 millioner europeere er utsatt for trafikkstøy, og at 8 millioner får sin søvn forstyrret av støy. Menneskeskapt støy er knyttet til 43 000 sykehusinnleggelses, 900 000 tilfeller av høyt blodtrykk og opp mot 10 000 for tidlige dødsfall pr år i Europa

6.3.4 Støy påvirker også dyr

Støy påvirker ikke bare mennesker, uten kan også ha negative effekter for ville og tamme dyr. Dette gjelder spesielt for høyt impulsstøy. Vista Analyse (2014) gir en grundig beskrivelse av hvordan støy fra vannscootere kan påvirke fugler og akvatiske arter. Her vises det bl.a. at negative effekter for fugler inkluderer tap av tid til næringssøk, energitap på grunn av oppflukter og nedsatt hekkesuksess og ungeoverlevelse.

Vann er et meget godt egnet medium for transmisjon av lydbølger. Lydens hastighet i vann er fem ganger raskere enn i luft. I tillegg bevarer den sin styrke over lengre distanser enn andre signaler som for eksempel lys og oppløste stoffer (Hawkins & Myrberg, 1983). Det naturlige bakgrunnsnivået av lyd i ferskvann er varierende, og avhenger av fysiske påvirkninger i vannet som for eksempel strømmen, regnvær, bevegelse i bunnsstratet, vindbølger og biotiske bevegelser og prosesser (Hawkins & Johnstone, 1978; Lugli & Fine, 2003). Tilleggsstøy fra menneskelige aktiviteter vil kunne gi en betydelig økning i støynivået. Slike støynivå kan påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gyttepartnere blir kamuflert eller forstyrret (Myrberg, 1978). Økt lydnivå i akvatiske miljø igangsetter både fysiologiske og atferdsmessige stressresponser hos fisk (Welch & Welch, 1970).

Det er generelt sett en stadig økende bekymring angående effektene av menneskeskapt lydstry på akvatiske organismer (Popper, 2003; Wysocki m.fl., 2006). Selv om forskningen på dette området foreløpig må anses som begrenset, foreligger

¹ Studien omfattet Østerrike, Belgia, Bulgaria, Kroatia, Kypros, Tsjekkia, Danmark, Estland, Finland, Frankrike, Tyskland, Hellas, Ungarn, Irland, Italia, Latvia, Litauen, Luxembourg, Malta, Nederland, Polen, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spania, Sverige, Storbritannia

det informasjon om at både kort- og langtids eksponering for kunstige lydnivå påvirker fiskenes atferd.

6.4 Verdsetting av utslippene

Verdsettingen av støy kompliseres av at vi opplever lyd og støy svært varierende. Støy er ikke et enhetlig fenomen, delvis fordi det representerer en subjektiv erfaring eller opplevelse og delvis fordi ulike lydfrekvenser virker ulikt for mennesker, se for eksempel Pedersen og Waye (2004). Ett og samme lydbilde kan bli oppfattet som støy i en kontekst, men ikke i andre. Det siste vil avhenge av hva folk holder på med, dvs. om lydbildet forstyrrer gjennomføringen av aktiviteten på noe vis, hvilke forventninger de har til opplevelsene på stedet de bedriver aktiviteten, og hvilke holdninger og synspunkter de har til den aktiviteten og aktørene som genererer lydbildet.

Marquis-Favre m. fl. (2005)¹, som oppsummerer over 200 studier av støypåvirkning, viser bl.a. til studier som konkluderer med at bare 20-30 prosent av irritasjonen kan forklares ved fysiske/akustiske egenskaper ved støy. Personlige faktorer som holdninger, personlighet, sosialpsykologiske og sosiodemografiske forhold og situasjonsbestemte forhold virker sterkt inn. Marquis-Favre m. fl. (2005) skiller ut seks ulike holdningskategorier som har betydning for folks vurdering av støy:

- frykt
- positiv eller negativ holdning til objektet som lager støy
- ulik følsomhet overfor ulike typer støy
- hva personen holder på med når vedkommende blir utsatt for støy
- oppfatning av miljøet en har rundt seg, herunder om støyen er kombinert med andre negative forhold som f.eks. bensinlukt
- sosiodemografiske forhold som alder, kjønn, inntekt etc. Slike forhold har relativt liten betydning, men det er regionale forskjeller knyttet til f.eks. kulturarv og livsstil

En annen kompliserende faktor er at de aller fleste verdsettingsstudiene for støy omhandler trafikkstøy, og primært fra veitrafikk, og det er ikke alltid rett frem å overføre disse estimatene til andre støykilder.

Det er hovedsakelig tre metodiske tilnærminger for å verdsette støy:

- metoder for å verdsette miljø, herunder
 - Eiendomsprismetoden, hvor hypotesen er at jo mer støyutsatt eiendommen er, desto lavere markedspris vil den ha.
 - betinget verdsetting hvor folk oppgir hvor mye de er villige å betale for å slippe eller redusere støyplagen, alternativt hvor stor kompensasjon de vil ha for å akseptere en økning i støyplage.

¹ Referert i Vistad m. fl. (2007)

- skadekostnadsberegninger, dvs. en beregning av helsekostnader for f.eks. tap av friske leveår, alternativt hva forskjellige type helseskader koster i behandling eller hva de betyr i form av redusert produktivitet
- tiltakskostnader, dvs. hva det koster å redusere støyplager.

Nedenfor ser vi nærmere på noen analyser som er basert på metoder for verdsetting av miljø og skadekostnader. Uansett hvilken av disse tilnærmingene som brukes trenger man en metode for å beregne hvor mange som er plaget av eller får helseskader av støyen. Dette kan man i prinsippet gjøre "direkte" gjennom å spørre folk om hvor plaget de er etter en plagethetsskala av støy som går fra «ikke plaget» til «ekstremt plaget» og deres betalingsvillighet for å unngå plagen. I senere år har man i økende grad brukt impact pathway (effektkjede eller skadefunksjonsanalyser), se for eksempel Trafikverket (2014). Med denne tilnærmingen kan man også verdsette de konsekvenser som støy har utover å gi ubehag eller plage, for eksempel ulike former for sykdom og søvnforstyrrelser. Den ovenfor refererte analysen fra WHO bruker denne metoden, men uten å verdsette helseskadene.

Effektkjede / skadefunksjon

En skadefunksjonstilnærming kan benyttes til å beregne totalt velferdstap fra økt støy, eller total velferdsøkning fra redusert støy, fra nye støyende aktiviteter/virksomheter eller tiltak som har til hensikt å redusere støy. For støy kan de ulike trinnene i metoden beskrives slik (basert på Magnussen m.fl., 2010):

- i) Kartlegging av økning/reduksjon i støyutslipp, beskrevet i form av endringer i tid, sted, frekvens, nivå og støykilde (og sammensetning av/bidrag fra ulike støykilder hvis det er flere).
- ii) Støyspredningsmodeller benyttes for å estimere endret eksponering for støy på ulike geografiske steder, målt i dBA og støyindikator (L_{eq}) som presentert i støykart og støydatabaser.
- iii) Dose-respons-funksjoner mellom desibel-nivå (målt ved støyindikatorer som L_{den}) og nivåer for plagethet ("annoyance"), hjertesykdom, subjektiv søvnkvalitet og andre effekter av støy.
- iv) Dose-respons-funksjonene og informasjon om antall tilfeller for hvert endepunkt benyttes for å beregne den totale endringen i støypåvirkning.
- v) Økonomiske verdsettingsmetoder benyttes for å estimere den økonomiske verdien av en "enhet" av hvert endepunkt for de aktuelle dose-respons-funksjonene.

De dose-respons-funksjoner som finnes er stort sett knyttet til ulike former for trafikkstøy, og da spesielt fra veitrafikk, og til plagethet. For industri er dose-responsforholdene noe dårligere undersøkt, men nye undersøkelser viser at jevn industristøy har samme plagegrad som veitrafikk.

Magnussen m.fl (2010)

Sweco gjennomførte i 2010 en analyse hvor man bl.a. så på verdsetting av støy i transportetatene (Magnussen m.fl., 2010). Praksis for verdsetting av støy i transportsektoren var frem til det basert på ECON (2001), som utgikk fra Støyplageindeks (SPI), dvs. en indeks som viser hvor mange som er plaget av støy.

Ifølge Magnussen m.fl. var verdien på SPI i ECON (2001) basert på en "gammel og lite transparent ekspertanslagsmetodikk fra Klifs lokaltilpassede tiltaksanalyser av luftforurensning i Sarpsborg/Fredrikstad-området gjennomført på midten av 1980-tallet". Det ble pekt på at mye hadde skjedd metodemessig og empirisk siden den gang, både i Norge og internasjonalt, og at det derfor var et behov for oppdatering av enhetspriser for støy i transportsektoren.

Magnussen m.fl. (2010) tar utgangspunkt i skadefunksjonstilnærmingen presentert over. De velger imidlertid kun å ta med støyplage, basert på at det på dette tidspunktet kun forelå pålitelige dose-responsfunksjoner for støyplage, og disse er basert på en ekstensiv meta-analyse av dose-responsfunksjoner for den tidligere 4-delte støyplagethetsskalaen; med "svært plaget" som høyeste plagethetsgrad (Miedema og Oudshoorn, 2001) og tilpasser analysen til den 5-delte skalaen som nå brukes i spørreundersøkelser og har «voldsomt plaget» som høyeste plagethetskategori.¹

Basert på norske betinget verdsettingsstudier (se Navrud 2004; 2010) anbefaler Magnussen m.fl (2010) enhetspriser for støy til bruk i etatenes håndbøker for samfunnsøkonomiske analyser som vist i tabell 6.1.

Tabell 6.1 Kr per dBA (over 55 dBA utvendig støynivå) per år per person som er «ganske», «mye» eller «voldsomt» plaget av støy fra ulike transportmidler (2009-kr)

Støykilde	Kr pr dBA over 55 dBA utendørs
Veitrafikk	335
Tog/Bane	335
Sjøtransport (inkl. ferge)	335
Fly	450

Kilde: Magnussen m.fl (2010)

TØI (2014)

TØI oppdaterte i 2014 de eksterne marginale kostnadene ved veitrafikk. De beregner støyplage med utgangspunkt i Statistisk Sentralbyrås kartlegging av personer som er utsatt for veitrafikkstøy, internasjonale virkningskurver (Miedema, 2002; Miedema og Oudshoorn, 2001) og enhetsprisen per plaget fra Magnussen m.fl. (2010). Disse enhetskostnadene regnes om til marginale støykostnader (dvs. kr/km) basert på Statistisk Sentralbyrås forenklede støyberegninger og en metode beskrevet i Andersson og Ögren (2013).

Det er kun de marginale støykostnadene som presenteres, uttrykt i kostnader pr km bilkjøring, og for stasjonære kilder kan disse ikke uten videre brukes.

¹ se ISO-retningslinjer for spørreundersøkelser om plaghet av støy, ISO/TS 15666:2003: http://www.iso.org/iso/home/store/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=28630.

ASEK

I Sverige gjennomfører Trafikverket hvert år en vurdering av trafikkenes eksterne kostnader, i ASEK-prosjektet¹. ASEK-rapporten presenterer de kalkulasjonsverdier og prinsipper som bør benyttes i transportsektorens samfunnsøkonomiske analyser. ASEK-rapporten revideres hvert år og årets versjon publiseres den 1. april. Større revideringer skjer cirka hver 3. - 4. år, mens det for øvrige år kun gjøres kompletterende justeringer. Den siste revisjonen er ASEK 5.2 (se Trafikverket, 2015).

I ASEK 4 ble det tatt et første steg mot å ta hensyn til det man kaller ubeviste støyforstyrrelser og ikke bare uttrykt plagethet, dvs. også ta hensyn til kostnader for helsevesenet og produksjonstap pga. sykdommer som har en kvantifisert sammenheng med trafikkstøy, som hjerte- og karsykdommer og høyt blodtrykk generert av langvarig, stressgenererende eksponering for støy (Vägverket, 2007). Med utgangspunkt i en dansk studie anslo man den totale samfunnsøkonomiske verdien av støyplager til ca 4,6 mrd SEK/år i 1999-priser. Dette innebærer at støyverdiene i ASEK 4, som var basert på en eiendomsprisstudie fra 1997, ble justert opp med 42 prosent.

I ASEK 5.2 baseres anslagene for plagethet på en nyere eiendomsprisstudie (VTI, 2009), basert på over tusen eiendomssalg i tettstedet Lerum. Resultatene fra denne studien stemmer ifølge Trafikverket (2015) med resultatene fra andre internasjonale studier, for eksempel de "EU-verdier" som EU-prosjektet HEATCO anbefaler (Bickel m.fl., 2006). Tallene er imidlertid justert opp for også å ta med de helseeffekter som ble beregnet i ASEK 4, men eksakt hvordan dette er gjort er ikke dokumentert.

Kostnadene som vises i ASEK 5.2 uttrykkes i enheten kr/utsatt og år for hvert lydnivå (dBA) utendørs og innendørs. Det laveste støynivået for veitrafikk er 46 dBA, hvor kostnaden utendørs er 267 SEK/utsatt og år (2010), mens den er null innendørs. Sistnevnte er et resultat av at alle bygninger er antatt å ha en minste fasadereduksjon av støynivået på 27 dBA. Kostnaden dobles ved 47 dBA, men etter det avtar veksten med økende støynivå.

Sammenlignet med Magnussen m.fl. (2010) gir kostnadene i ASEK 5.2 høyere verdsetting av støy. En endring fra 50 til 55 dBA vil med bruk av Magnussen m.fl. (2010) ha en verdi på 1 675 kr pr. person utsatt, mens den med bruk av ASEK 5.2 vil ha en verdi på nærmere 1.900 kr pr. person (begge uttrykt i 2009-priser). Ettersom ASEK 5.2 inkluderer flere effekter enn Magnussen m.fl. (2010) er dette som ventet. Ved endringer på høyere støynivåer vil ASEK 5.2 gi til dels vesentlig høyere kostnader enn Magnussen m.fl. (2010).

Defra

Departement of Environment Food and Rural Affairs (Defra) publiserte i 2014 en ny metode for å verdsette trafikkstøy i Storbritannia (Defra, 2014). Denne bygger på WHO & JCR (2011) og kompletterende analyser av engelske forhold. Metoden bygger på en effektkjede og inkluderer fire grupper av endepunkter:

¹ Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportområdet

- helse, inkludert sykkelighet og død
- velferd/ubehag (tilsvarende plagethet i Magnussen m.fl (2010))
- produktivitet
- naturmiljø

Det er imidlertid kun for de to første gruppene som det presenteres verdier (verdi pr. husholdning ved en marginal endring i støynivå) og mer detaljerte metoder for å beregne spesifikke verdier ved større tiltak hvor støy er antatt å ha en sentral betydning.

Den generelle metoden for å verdsette de forskjellige skadene er:

*Verdien av skaden = utsatt befolkning * andel med skade * utførhetsvekt * helseverdi*

Utførhetsvekten (DW, disability weighting) er hentet fra WHO & JCR (2011) og angir hvor mye helsen for en fullt frisk person reduseres. For søvnforstyrrelser ligger utførhetsvekten ifølge WHO i intervallet 0,04 - 0,1, med en anbefalt verdi på 0,07. Dette betyr at det å oppleve forstyrrelser i søvnen pga. trafikkstøy reduserer et fullt friskt individs helse med 7 prosent.

Helseverdien uttrykkes i QALY (Quality adjusted life years, kvalitetsjusterte leveår), dvs. antall ekstra leveår et tiltak forventes føre til, justert for redusert livskvalitet.

Tallene i Defra (2014) kan ikke antas å være overførbare til Norge, men metoden som brukes kan være aktuell å bruke her. Folkehelseinstituttet (2012) er et første steg på vei mot en slik metode i Norge, men det trengs sannsynligvis vesentlig mer forskning før man har anslag som kan brukes for å anslå skadekostnadene for norske støykilder.

6.4.1 Samlet vurdering og konklusjoner

Verdsettingen av støyplager bør etter vår oppfatning helst ta utgangspunkt i norske forhold. Så lenge det ikke finnes egne anslag for stasjonære kilder som industri, annen næringsvirksomhet og andre aktiviteter (skytebaner, fritidsaktiviteter mv) kan man som en tilnærming bruke verdsetting av veitrafikk for jevn støy. I den grad det er mulig å omregne impulsstøy eller mer begrensede støyende aktiviteter til døgnkvaliteter bør det, i hvert fall i prinsippet, være mulig å bruke anslagene for vei også for disse. Det kan være aktuelt å differensiere disse anslagene etter tid, for eksempel hverdag, helg, dags- eller kveldstid, eller etter sted ("urørt" natur eller bebygget sted), men det finnes foreløpig for begrenset datagrunnlag for å anbefale en metodikk for en slik differensiering.

Vi anbefaler derfor at anslagene fra Magnussen m.fl (2010) brukes for jevn industristøy, dvs. 365 kr (2014) pr dBA (over 55 dBA utvendig støynivå) pr år og person som er ganske, mye eller voldsomt plaget. For å finne årlig støykostnad må denne enhetsprisen multipliseres med endringen i antall dBA og endringen i antall personer som er ganske, mye eller voldsomt plaget. Det er viktig å være klar over at dette kun inkluderer velferdstapet av å være plaget av støy, og dermed kan ses som et nedre estimat for den samfunnsøkonomiske kostnaden. Kostnader for redusert produktivitet og helseskader kommer i tillegg.

For støy fra flytrafikk anbefaler vi også at anslagene fra Magnussen m.fl. (2010) brukes, dvs. 490 kr (2014) per dBA (over 55 dBA utvendig støynivå) per år per person som er ganske, mye eller voldsomt plaget. Dette tallet tar opp i seg at flystøy oppleves som mer forstyrrende enn annen trafikkstøy.

For de andre kildene som omtales finnes, så langt vi har klart å avdekke, ikke gode nok estimater på dose-responsammenhenger og verdsettingsanslag til å gi en anbefaling om verdier. Mye av den aktuelle støyen er regulert i forurensingsforskriften og kostnadene for å oppfylle disse kravene kan ses som en tilnærming til støykostnadene (dvs. tiltakskostnad).

7. Forsøpling

Dette kapitlet omfatter i utgangspunktet eksterne virkninger av alle typer forsøpling. Vi er imidlertid spesielt bedt om å vurdere hvilke emballasjetyper som i stor grad antas å bli deponert i naturen, og beregne marginale eksterne kostnader ved at disse emballasjetyperne blir værende i naturen. Mye av politikktutformingene (inkludert avgiftspolitikken) har hittil vært rettet mot å unngå at drikkevareemballasje havner i naturen, og vi er derfor bedt om i alle fall å beregne marginal ekstern kostnad ved forsøpling av drikkevareemballasje.

7.1 Kilder og utslipp

7.1.1 Forsøpling er avfall på avveie

Forsøpling kan defineres som *tilfeldig spredning av brukte gjenstander i omgivelsene* (ECON, 1996). Det betegnes også i ulike sammenhenger som *herreløst avfall*. Ulike typer gjenstander, f.eks. tom emballasje, som kastes i naturen eller langs veier og gater er typiske eksempler på forsøpling. Forsøpling på områder der folk ferdes gir negative synsinntrykk, og kan i noen tilfeller også medføre skader på mennesker, dyr og utstyr, f.eks. fra knust glass. Forsøpling kan også i unntakstilfeller tenkes å medføre forurensning av luft, vann og grunn, noe vi imidlertid vil se bort fra i den videre gjennomgang ettersom dette antas å ha liten eller ingen relevans for emballasje.

Når forsøpling skal kvantifiseres oppstår en rekke metodiske og praktiske problemer (ECON, 1996):

- *Hvor bør forsøplingen måles?* Ettersom vi skal kartlegge og verdsette forsøpling fra emballasje i hele Norge bør vi ideelt sett ta utgangspunkt i et representativt utvalg av ulike områder (veier, byområder, strender, fjellområder og andre friluftsområder m.m.), for å få et best mulig bilde av forsøplingen. Ut fra dette vil ikke bare den totale mengde forsøpling i Norge være av interesse, men også fordelingen av forsøplingen på de ulike områdene vil være av betydning for hvordan forsøplingen oppleves.
- *Hvordan skal forsøpling måles?* Forsøpling registreres vanligvis kvantitativt som antall objekter, noen ganger også etter volum eller vekt. I tillegg kan det være aktuelt å foreta kvalitative registreringer eller vurderinger av relevante forhold, slik som farge, lysrefleksjonsevne, nedbrytingsgrad, overflatekarakter (hard/spiss eller myk).
 - *Antall objekter* er i utgangspunktet den mest relevante måle-enhet, ettersom vi er ute etter å kvantifisere kostnadene ved forsøpling pr. enhet emballasje. Dette er også en svært vanlig metode i de undersøkelser som er gjennomført. Metoden gir imidlertid ikke nødvendigvis et dekkende bilde av hva folk oppfatter som forsøpling, blant annet fordi små og store gjenstander gis lik vekt.
 - *Volum* kan være en bedre måleenhet enn antall objekter for å uttrykke det visuelle bildet av forsøpling. Svakheten ved volum-måling kan

imidlertid være at flate gjenstander tillegges mindre betydning enn deres bidrag i forsøplingsbildet kan være. Det er vanskelig å få et nøyaktig og entydig volummål fordi dette vil avhenge av håndteringen ved målingen, f. eks. i hvilken grad gjenstandene komprimeres. De fleste typer drikkevare-emballasje har et relativt høyt volum pr. enhet, slik at en kan forvente at denne normalt vil utgjøre en større andel av den totale forsøplingen målt som volum enn målt som antall objekter.

- *Vekt* er også i noen grad benyttet i undersøkelser. Dette er en entydig parameter som kan registreres nøyaktig, men kan være en dårlig indikator for å registrere de estetiske ulempene ved forsøpling.
- *Areal* kan gi et visuelt dekkende bilde av forsøplingen. Dette innebærer at objektenes areal måles, noe som imidlertid er tidkrevende. Metoden er forbundet med stor usikkerhet og er derfor sjelden benyttet i praksis.
- *Alternative metoder* kan f. eks. innebære å dele objektene inn i grupper og registrere antallet i hver gruppe. Dette kan i mange tilfeller gi en dekkende beskrivelse av forsøplingen, men registreringen blir mer arbeidskrevende og resultatene mer vanskelige å få oversikt over. En kan også tenke seg å la testpersoner gi en visuell bedømmelse av forsøplingen i et område og gradere dette etter en skala.
- *Tidsdimensjonen*. Tilførsel av søppel i ulike områder skjer i mange tilfeller løpende, men med betydelige sesongvariasjoner. Variasjonene er forskjellige i ulike områder, men samlet sett er tilførselen i Norge trolig størst i sommerhalvåret. Forsøplende objekter vil videre kunne ha ulik levetid, avhengig av naturlige prosesser og ulike oppryddingstiltak. I ECON (1996) pekes det på at det tar lang tid før metallemballasje brytes ned. Styrken i papir- og plastemballasje nedsettes betydelig i løpet av kort tid, men selv etter 2-3 år har materialet tilstrekkelig styrke til å holde sammen, og må fortsatt karakteriseres som forsøpling. Borttransport med vann og vind skjer i størst grad i forbindelse med hyppig og intensivt regnvær eller snøsmelting og ved sterk vind kombinert med tørke. Tildekking av sand og vegetasjon skjer hovedsakelig om våren når brøytefonner som inneholder strøsand smelter og vegetasjonen spirer, og ved løvfall om høsten. Objekter som plukkes opp raskt som følge av oppryddingstiltak bidrar i mindre grad til forsøpling enn objekter som kan bli liggende i årevis. Oppryddingen representerer imidlertid en kostnad som den enkelte eller samfunnet som helhet er villig til å påta seg for å redusere omfanget av forsøplingen. Ut fra dette kan en si at både objekter som plukkes opp og objekter som blir liggende forårsaker samfunnsøkonomiske kostnader, førstnevnte i form av oppryddingskostnader og sistnevnte i form av negative synsinntrykk, skader o.l.

7.1.2 Omfang og sammensetning av forsøplingen

Kommunene opplever forsøpling som et betydelig problem

I Norconsult (2009) presenteres resultatene fra en spørreundersøkelse blant kommunene for å kartlegge forsøplingsproblemene. Et representativt utvalg mht. størrelse, geografisk spredning i landet, by/landkommuner, store/små kommuner,

kyst/innland, høyt/lavt antall besøkende, i alt 50 kommuner fikk i 2009 tilsendt et spørreskjema, og 30 kommuner svarte.

Svarene fra kommunene går i stor grad på at småavfall og emballasje er et betydelig problem. Avfallet kastes rett på gaten og fra biler. Dette gir stor grad av forsøpling i sentrum, for eksempel ved spisesteder/kiosker og langs veien. Det er også et stort problem at det hensettes hvitevarer, byggavfall etc., gjerne nær containere. Vrak av båter og biler er også en type forsøpling som nevnes av flere. Såkalte villfyllinger og brenning av restavfall, landbruksavfall, dårlig sikret last som faller av kjøretøy og avfall fra havet/på strender nevnes også som et problem. Forsøplingsproblemene er i vesentlig grad sesongbetont. Det pekes også på at dersom et område først er preget av forsøpling, vil det være lettere også for andre å legge igjen søppel på samme sted.

Svarene viser også at kommunene jobber i stor grad med å forebygge forsøpling. Dette omfatter hovedsakelig utsetting av søppelkasser/avfallsbeholdere og bruk av holdningsskapende arbeid, blant annet ved annonsering i aviser og på kino. Bruk av forurensingsloven slik at forurenser betaler, oppsporing av eier av avfall samt anmeldelse av f.eks. avfallsforbrenning er også oppgitt som virkemidler. Kommunene har benyttet blant annet utvidet åpningstid for innlevering av avfall samt gratis levering av avfall på slike steder. I tillegg foregår ulike ryddeaksjoner i regi av kommunene og frivillige.

Det pekes i Norconsult (2009) på at det var vanskelig å få kommunene til å anslå mengder avfall som samles inn og ryddes opp fra offentlige steder. Oslo og Trondheim opplyste at de samler årlig inn henholdsvis 1,8 og 0,7 kg/innbygger fra bykjernen inklusiv parker og gater. I Oslo kommune kan innsamlet mengde avfall fra regulerte parker og friområder være opp i mot 800 tonn totalt per år. Fra øyene i Oslofjorden samles det inn ca. 173 tonn, og i marka ca. 303 tonn per år. Utfartskommuner med godt utbygde avfallssystemer samler inn mye avfall. Som et eksempel nevnes i Norconsult (2009) Hvaler kommune som har 4.000 fastboende. Her samler Skjærgårdstjenesten inn ca. 8 kg/innbygger/år fra strender og friområder.

Forsøplingen er større i strandsonen enn på fjellet og langs veien

Bortsett fra ovennevnte undersøkelse finnes det etter hva vi kjenner til ingen nyere undersøkelser som anslår samlet omfang og sammensetning av forsøplingen i Norge. Det finnes riktignok noen eldre undersøkelser som har vurdert dette, og hovedinntrykket fra disse er at det er forsøplingen i sjøen og langs strandlinjen som er det desidert største problemet. I ECON (1996) gjengis resultatene fra undersøkelser av omfanget av forsøpling langs veier og stier på Hardangervidda, Finnmarksvidda og strandlinjer ved Bergen og Kristiansand. Antall objekter funnet per meter varierte fra 3,5 i strandlinjen og mellom 0,5-1 ved vegkanter og ned til 0,05 og lavere langs stier. Dette er imidlertid undersøkelser fra midten av 1970-tallet, og fordelingen kan være endret siden den gang.

Hovedinntrykket er imidlertid at også i dag er forsøplingen i strandsonen mer omfattende enn forsøplingen langs veier og i fjellet, og forsøplingen i strandsonen får størst oppmerksomhet fra myndighetene og andre. Dette skyldes sannsynligvis at

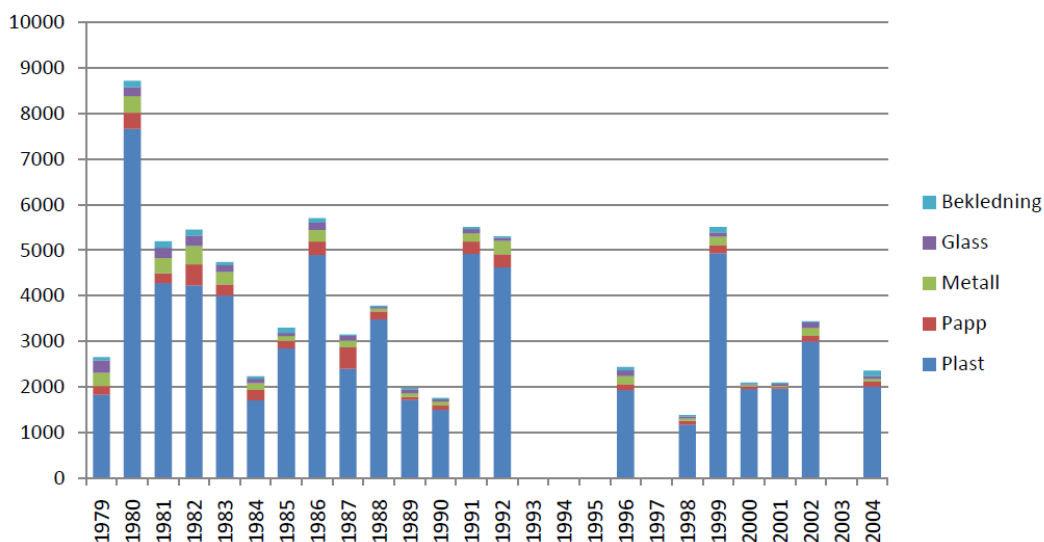
havet mange steder benyttes som avfallsplass for søppel fra skip og landbasert virksomhet i mange land. Noe av dette driver så i land mange steder i Norge, avhengig av vind- og strømforhold og havner bl.a. i bukter og vikar langs kysten. I Klif og DN (2011) vises det til anslag om at rundt 70 prosent av søppelet som tilføres havet synker og blir funnet igjen på havbunnen, mens 15 prosent av søppelet flyter. De resterende 15 prosent blir liggende i strandsonen. Langtransportert marint søppel kommer således i tillegg til lokalt generert forsøpling.

En skal imidlertid ikke glemme forsøplingen andre steder i landet, bl.a. fordi det er forsøplingen generert i Norge som er fokus for vår analyse. ECON (1996) viser til anslag fra tidlig på 1970-tallet som viste at det da lå ca. 350.000 gjenstander som forårsaket forsøpling i den «uberørte» delen av Hardangervidda. Forsøpling i byer og tettsteder er et stadig tilbakevendende problem, noe vi skal komme nærmere tilbake til.

Totalomfanget er vanskelig å vurdere, men plast dominerer

Det er vanskelig å vurdere om omfanget av norsk-generert forsøpling er blitt mindre med årene. Holdningsskapende arbeid bl.a. på skoler og i barnehager kan ha ført til en nedgang. I ECON (1996) nevnes f.eks. at det var tegn til nedgang i forsøplingen i områder rundt Bergen i perioden 1974 - 1983, hvor det bl.a. ble drevet med omfattende holdningsskapende arbeid. På den annen side kan omfanget av forsøpling ha blitt større som følge av økonomisk vekst og økt bruk av ulike typer engangsemballasje.

I Miljødirektoratet (2014a) presenteres resultatene fra plukking av strandsøppel i Været landskapsvernområde i Bjugn kommune i Sør-Trøndelag for perioden 1979 til 2004. Dette er gjennomført med samme metodikk, med samme organisering og på samme tid i alle årene. Resultatene er vist i figur 7.1. Figuren viser store variasjoner fra år til år, og det er vanskelig å finne noen trend i utviklingen over tid. Figuren viser for øvrig at plast er det dominerende materialet, og at det har utgjort mellom 75 og over 90 prosent i alle årene, høyest de siste årene. Dette stemmer bra med en undersøkelse fra Sverige, som viser at plast og isopor utgjør mellom 85 og 88 prosent av avfallet registrert i strandområder på den svenske vestkysten (Håll Sverige rent, 2014).



Figur 7.1 Samlet antall gjenstander samlet inn i Været landskapsvernområde fordelt på materiale/type.

Kilde: Miljødirektoratet (2014a)

I Miljødirektoratet (2014a) vises også resultatene fra plukking av søppel på utvalgte strandområder på Svalbard for perioden 2000 – 2013. Innsamlet mengde har variert noe over tid, men har vist en klar økning fra om lag 40 m³ i 2000 til 155 m³ i 2009. I perioden 2010 – 2012 var innsamlet mengde lavere, mens det i 2013 igjen var på om lag samme nivå som i 2009. Det er imidlertid uklart om omfanget av søppelplukkingen er det samme fra år til år. Ulike typer plastavfall fra fiskeflåten har vært den vanligste søppeltypen, men også husholdningsavfall som flasker av plast og glass finnes i de innsamlede mengdene.

Miljødirektoratet (2014a) viser også at avfall på havbunnen basert på «fishing for litter» prosjekter i Nordsjøen og Irskehavet bestod av mellom 38-55 prosent plast, 13-23 prosent metall, 9-25 prosent gummi og 10-11 prosent trevirke.

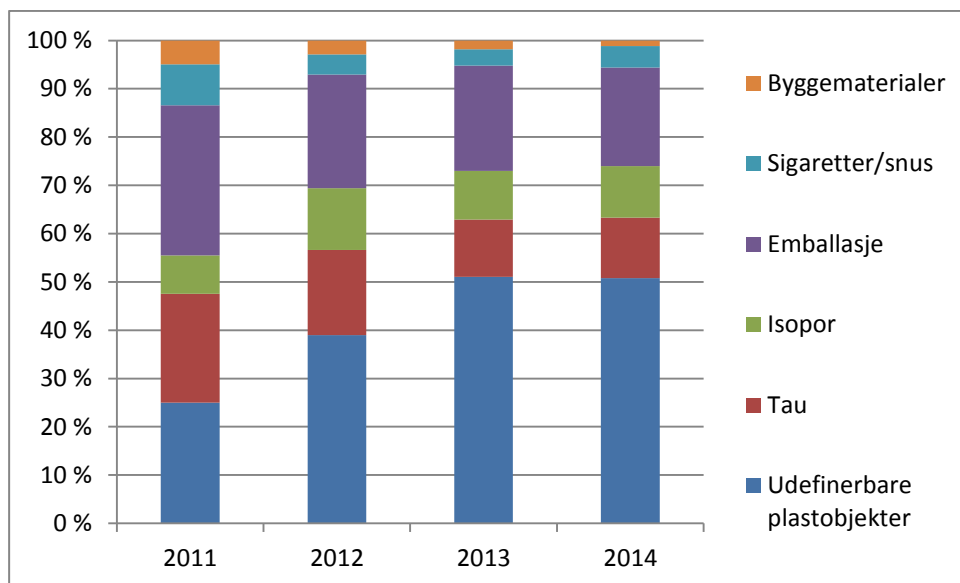
At plast utgjør den dominerende mengden av innholdet i forsøpling langs kystområder og i havet er ifølge Miljødirektoratet (2014a) naturlig, ettersom mye avfall av organisk opprinnelse brytes forholdsvis raskt ned, mens plast og andre langlevde materialer vil bli værende i miljøet i opp til tusener av år før det blir borte.

Miljødirektoratet (2014a) viser til at det i 2013 ble beregnet at det genereres 330.000 tonn plastavfall årlig i Norge. 44 prosent av dette stammer fra emballasje, mens resten stammer fra husholdningsartikler, bygg/ anlegg, møbler m.m, EE-avfall, kjøretøy, landbruk, fiskeredskap, fritidsbåter/kompositter og andre kilder. Det er ikke kjent hvor mye av dette som ender opp som forsøpling.

Ulike typer plast er den desidert mest vanlige fraksjonen i forsøplingen i strandsonen
Innsamling og registrering av søppel i 100-meters belter i strandsonen på Svalbard og Ytre Hvaler i 2013 viser at plast utgjorde i størrelsesorden 97 prosent av antall registrerte enheter (Miljødirektoratet, 2014a).

Strandryddedagen er en årlig landsomfattende ryddeaksjon som har vært arrangert siden 2011. Den går ut på å samle inn og registrere søppel i strandsonen, og har i de fire årene den har eksistert fått stadig større omfang. Pga. sistnevnte kan dataene fra aksjonen ikke si noe om utviklingen i omfanget av forsøplingen over tid, men registreringene av fordelingen av innholdet i det søppelet som er samlet inn bør kunne gi en indikasjon på hva forsøplingen i strandsonen i Norge består av.

Figur 7.2 viser fordelingen av innholdet i den innsamlede søpla over tid. Andelene er basert på registreringer av antall enheter, og kan gi et litt skjevt bilde av de enkelte fraksjonenes bidrag. F.eks. vil korker og sigaretter/snus kunne oppleves som mindre forsøplingsproblem enn større fraksjoner som drikkeflasker, tau og byggematerialer. Det er videre grunn til å anta at en del av dette søppelet stammer fra utlandet, slik at det ikke gir noe korrekt bilde av søppelet som er generert i Norge.



Figur 7.2 Fordelingen av de mest vanlige typer søppel funnet i strandsonen på Strandryddedagen

Kilde: Strandryddedagen (2014)

Figur 7.2 viser at udefinierbare plastobjekter er den desidert mest vanlige fraksjonen, og at denne har doblet sin andel fra 2011 til 2013. Tau og sigaretter/snus (porsjonspakker) har halvert sin andel av den innsamlede søpla fra 2011 til 2014, men byggematerialer sin andel er redusert med ca. 75 prosent. Isopor sin andel er økt i perioden. Tau og isopor stammer ifølge Strandryddedagen (2014) fra fiskerinæringen.

Emballasje, som her består av korker (plast og metall), plastposer, drikkeflasker og matemballasje har redusert sin andel fra ca. 31 prosent i 2011 til vel 20 prosent i 2014. Bakgrunnsdataene viser at drikkeflaskene sin andel av forsøplingen har ligget stabilt på ca. 5 prosent i perioden. Til sammenlikning ble det i ECON (1996) anslått at drikkevareemballasjen utgjorde vel 12 prosent av total forsøpling, men dette omfattet også drikkevarekartonger og bokser basert på undersøkelser av så vel strandlinjer som områder i innlandet. Matemballasjens andel har økt fra ca. 2,5 i 2011 til nesten 4 prosent i 2014. Andelen korker og plastposer av samlet forsøpling er omtrent halvert i denne perioden. Til sammenlikning ble det i ECON (1996) anslått at all emballasje

(inklusive drikkevareemballasje) utgjorde 69 prosent av all forsøpling, men dette var altså anslag for hele landet.

I Strandryddedagen (2014) nevnes det at årsaken til økningen i drikkeflaskenes andel fra 2013 til 2014 kan være at man i 2014 opplevde en svært varm sommer som kan ha ført til høyt konsum av drikkevarer. Men både det absolutte antallet og andelen av korker gikk ned i samme periode, slik at dette etter vår oppfatning ikke nødvendigvis skal tillegges for stor vekt.

I Håll Sverige rent (2014) vises det til en undersøkelse fra kystområdene i de tre byene Göteborg, Helsingborg og Strømstad på den svenske vestkysten, hvor emballasje utgjorde mellom 46 og 81 prosent av forsøplingen en dag i 2014. Dette er langt høyere enn funnene fra Strandryddedagen i figur 7.2, men kan kanskje forklares med at de svenske tallene er fra byområder hvor en større andel av forsøplingen kan forventes å være emballasje. Det ser også ut til at drikkevareemballasje utgjør en litt lavere andel i Sverige (ca. 3,5 prosent) enn i Norge.

Oppsummering: Drikkevareemballasjens andel av forsøplingen antas å være som i 1996

Plukkanalysene fra Strandryddedagen viser at drikkeflasker utgjør i størrelsesorden 5 prosent av forsøplingen (figur 7.2). Dette er noe høyere enn anslaget fra 3 bynære områder i Sverige (3,5 prosent), men lavere enn anslaget fra 1996 (12 prosent drikkevareemballasje). Som andel av forsøplingen i hele landet kan 5 prosent kanskje være noe lavt, ettersom en antakelig i langt større grad vil finne drikkevareemballasje blant forsøplingen i byområder. Anslagene fra Sverige taler imidlertid i noen grad i mot dette. At tellingene ikke har registrert drikkekartonger og drikkebokser kan skyldes at boksene synker og at kartongene løses opp slik at de ikke registreres i tellingene. Men glassflasker vil også ha en større tendens til å synke enn plastflasker, slik at det er mulig at drikkeflaskene i stor grad består av plastflasker.

Korker av både plast og metall utgjør ifølge figur 7.2 en større andel av forsøplingen enn drikkeflaskene (ned fra vel 15 prosent i 2011 til vel 7 prosent i 2014). At drikkevareemballasjen på denne måten deles opp i flere enheter når de forsøpler er en utfordring for verdsettingen. Dette er imidlertid kjent fra andre sammenhenger, bl.a. ved at glassflasker knuses når man kaster dem fra seg og dermed blir til mange enheter som registreres hver for seg. Det bør derfor tas hensyn til at korker også forsøpler, men at en kork kanskje utgjør en mindre «forsøplingsplage» enn en enhet drikkevareemballasje.

På usikkert grunnlag antar vi på denne bakgrunn at drikkevareemballasje som i 1996 utgjør 12 prosent av samlet forsøpling. Dermed har vi forsøkt å ta hensyn til at korker utgjør en mindre forsøpling enn drikkevareemballasjen per enhet, samtidig som antall drikkevareemballasjeenheter i figur 7.2 kan være for lavt til å representere anslag for hele landet.

Det aller meste av drikkevareemballasjen samles inn

I Miljødirektoratet (2014b) vises det til at det årlige salget av drikkevareemballasje er anslått til å ligge rundt 2 milliarder enheter. Anslaget er basert på data fra årlige søknader til Miljødirektoratet om fastsettelse av returandel i de ulike retursystemene.

Vi har fått tilgang til dette materialet og på bakgrunn av materialet og kontakt med noen bransjeaktører forsøkt å beregne hvor mange enheter drikkevareemballasje som ble omsatt i 2013. For pantbar emballasje oppgis antall omsatte enheter i søknaden. For andre typer emballasje oppgis mengden gjerne i tonn slik at en må forsøke å regne seg tilbake til hvor mange enheter dette utgjør. I mangel av (detaljert) oversikt over fordelingen på store og små enheter gjør dette at anslagene er beheftet med usikkerhet. Resultatene gjengis i tabell 7.1.

Tabell 7.1 Anslag for salg av ulike typer drikkevareemballasje i 2013 og offentlig fastsatte returandeler. Antall enheter (avrundet) og prosent.

	Antall enheter	Andel (prosent)	Returandeler 2014 -2015	Returandeler 2013-2014
Glassemballasje				
Pantbare flasker	70 925 000	3,8	87,8	95
Ikke-pantbare flasker	212 620 000	11	90	90
Sum glassemballasje	283 545 000	15,3		
Plastemballasje				
Ombruk PET med pant	334 950 000	18,0	88	95
Ikke-pantbare flasker*	68 000 000	3,7	86	87
Sum plastemballasje	401 950 000	21,7		
Metallemballasje				
Pantbare bokser	439 955 000	23,8	95	95
Ikke-pantbare bokser	25 000 000	1,4	64	70
Sum metallemballasje	464 955 000	25,1		
Drikkekartong	700 000 000	37,8	91	92
Sum drikkevareemballasje	1 850 450 000	100,0		

*Tall for 2014

Kilde: Miljødirektoratet, returselskapene, Vista Analyse

Tabell 7.1 viser at kartong utgjorde den største andelen av salget av drikkevareemballasje med knapt 38 prosent. Deretter fulgte metallemballasje med ca. 25 prosent, plast med nesten 22 prosent og endelig glassemballasje med ca. 15 prosent. Pantbar emballasje utgjorde vel 45 prosent av salget.

Dette er en endring i fordelingen i forhold til i 1994. I ECON (1996) ble det anslått at det årlige forbruket av drikkevareemballasje da var ca. 2 milliarder enheter. Kartongemballasje utgjorde også da den største delen av totalt forbruk med 49 prosent, nest

størst var glass (26 prosent), fulgt av plast (25 prosent) mens metallemballasje utgjorde en neglisjerbar andel. Sistnevnte skyldtes at det i 1994 ikke var pant på metallemballasje. Pantbar emballasje (kalt returemballasje) utgjorde 51 prosent av salget. Engangsemballasje (ikke-pantbar) i glass og plast utgjorde da 2 prosent av samlet salg.

Dette viser at den pantbare emballasjens andel av drikkevareemballasjen har gått ned, og at plast- og særlig metallemballasje har økt på bekostning av glassemballasje. At kartongemballasjens andel av drikkevareemballasjen har gått ned siden 1994, både absolutt og som andel av total mengde, skyldes sannsynligvis at melkekonsumet er redusert med ca. 35 prosent i perioden.

Hovedtrekkene i denne utviklingen kan forventes å fortsette i årene framover. Miljødirektoratet (2014b) viser til at det er en utvikling i retning av i større grad å benytte engangsemballasje i stedet for pantbare ombruksflasker. Bryggeri- og drikkevareforeningen har overfor direktoratet anslått at 80 prosent av volumet som tilhører deres retursystem vil tappes på engangsemballasje i løpet av de kommende årene. Dette kan få betydning for omfanget av forsøpling fra drikkevareemballasje, ettersom det må antas at færre enheter blir samlet inn når man ikke kan få pant for dem.

Ifølge Miljødirektoratet (2014b) ligger returandelen for de store retursystemene over tid på mellom 90 - 95 prosent. På denne bakgrunn kan det ut fra våre tall anslås at mellom i størrelsesorden 95 – 185 millioner enheter drikkevareemballasje/år ikke blir samlet inn gjennom de godkjente retursystemene. Dette betyr imidlertid ikke at de havner i naturen eller andre steder som forsøpling. Ifølge Miljødirektoratet (2014b) blir det alt vesentlige samlet inn gjennom restavfallet. Det er spesielt drikkevarer som nyttes «på farten» som er en potensiell kilde til forsøpling.

Sannsynlighetene for forsøpling antas å være omtrent de samme som i 1994

Miljødirektoratet (2014b) viser til at resultatene fra Strandryddedagen 2013 indikerer at i underkant av 1 million enheter drikkevareemballasje er å finne langs kysten av Norge. Dette gir en tetthet av drikkevareemballasje som er langt under hva man finner andre steder i Nord-Europa. Det sies ikke noe om hvor stor den *årlige tilførselen* av drikkevareemballasje antas å være, men det må antas at denne er langt lavere enn den antatte mengden som er å finne langs kysten. I tillegg kommer tilførselen av drikkevareemballasje som forsøpling langs gater og veier hvor folk ferdes, som må antas å være betydelig større enn forsøplingen som havner i strandsonen.

Sannsynlighetene for at en enhet av de forskjellige drikkevareemballasjetyper skal forsøple vil kunne avhenge av en rekke faktorer (ECON, 1996). Eksistensen av et pante- og retursystem for en emballasjetype tilsier at sannsynligheten for forsøpling vil være lavere enn for samme type emballasje uten et slikt system. Emballasjens vekt og volum kan også ha betydning for om tomemballasjen kastes ute. Innholdet i drikkevareemballasjen kan også indirekte ha betydning for sannsynligheten for forsøpling, ut fra om det er drikkevarer som hovedsakelig benyttes innendørs (melk) eller også benyttes utendørs. Omfanget av tiltak som tar sikte på å påvirke folks adferd, slik som

kampanjer mot forsøpling og utsetting av søppelkasser m.v. vil også ha betydning for sannsynligheten for forsøpling. Disse forholdene vil variere over tid og mellom land, noe som gjør det vanskelig å sammenlikne ulike anslag. Norge har hatt et omfattende pante- og retursystem sammenliknet med mange andre land, noe som antakelig gjør at en kan forvente noe lavere sannsynligheter for forsøpling fra returemballasje i Norge.

Basert på data fra en rekke norske og utenlandske kilder kom en i ECON (1996) fram til følgende sannsynligheter for forsøpling:

Tabell 7.2 Anslag for sannsynlighetene for at en omsatt enhet av ulike typer drikkevareemballasje havnet som forsøpling i 1994. Prosent av omsatt mengde.

Type drikkevareemballasje	Sannsynlighet i prosent
Ombruksflasker i glass og plast	0,7
Engangsflaske glass/plast	3,5
Engangs boksemballasje	6,5
Pappemballasje totalt	0,35
Melkekartonger	0,11
Leskedrikk-kartonger	2,5

Kilde: ECON (1996)

I mangel av nyere kilder for å anslå sannsynlighetene for forsøpling av ulike typer drikkevareemballasje tar vi utgangspunkt i anslagene i tabell 7.2. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad sannsynlighetene har endret seg siden anslagene i tabellen ble utarbeidet. Sannsynligheten for forsøpling fra ombruksflasker (pantbare flasker) kan ha økt som følge av at panten har vært nominelt uendret siden 1992 (se nedenfor), mens inntektsnivået har økt betydelig i perioden. Returandelen for ombruksflasker lå i 1994 på hele 98 prosent, mens returandelen for pantbare flasker i dag ligger mellom 88 og 95 prosent avhengig av emballasjetype, noe som taler for at forsøplingen kan ha økt. På den annen side har oppmerksomheten rundt gjenbruk, gjenvinning og forsøpling økt. Vi legger til grunn at sannsynligheten for pantbare flasker er den samme i dag, dvs. 0,7 prosent. Vi legger også til grunn samme sannsynlighet for forsøpling fra metallboksemballasje med pant (ikke med i tabell 7.2 fordi det ikke var pant på boksemballasje i 1994), ettersom denne emballasjen har hatt en returandel som er minst like høy som pantbar glass- og plastemballasje (jfr. tabell 7.1).

Vi opprettholder også sannsynligheten for forsøpling av engangsflasker av plast og glass (ikke-pantbar) på 3,5 prosent, selv om dette kanskje kan synes noe høyt. Videre beholdes sannsynligheten for forsøpling fra engangs boksemballasje (ikke-pantbar) på 6,5 prosent ettersom denne typen emballasje har vesentlig lavere returandel enn engangsemballasje av glass og plast, se tabell 7.1. Vi benytter samme sannsynlighet for pappemballasje totalt som i tabell 7.2.

Dette gir en samlet tilførsel av forsøpling fra drikkevareemballasje i 2013 på i alt ca. 20 millioner enheter (knapt 1 prosent av samlet drikkevareemballasjesalg), mot ca. 12,3

millioner enheter i 1994 (0,6 prosent av totalt salg). Dette er en viss økning, som i all hovedsak skyldes at sammensetningen av drikkevareemballasjen har endret seg fra pantbar til ikke-pantbar emballasje gitt våre sannsynligheter.

Det er vanskelig å vurdere om dette er et realistisk nivå på forsøplingen fra drikkevareemballasje. Både tilsynelatende reduserte utgifter til opprydding etter forsøpling (se nedenfor) og økt oppmerksomhet om avfallsbehandling og gjenvinning m.v. kan tale for at anslaget er noe for høyt.

Oppsummering

Vi legger til grunn de ovennevnte anslagene for sannsynligheter for forsøpling. Gitt at de 20 millioner enhetene drikkevareemballasje som havner som forsøpling utgjør 12 prosent av total forsøpling (jfr. ovenfor), utgjør total forsøpling ca. 167 millioner enheter i 2013. Dersom vi som i ECON (1996) legger til grunn at 69 prosent av total forsøpling er emballasje, gir dette 115 mill. enheter emballasje årlig som havner som forsøpling.

7.2 Skader og ulemper

Den umiddelbare ulempen ved forsøpling er det negative synsinntrykket som folk utsettes for ved at ulike typer søppel ligger henslengt i naturen og langs gater og veier hvor folk ferdes. Men forsøplingen kan også medføre skader på mennesker, natur og dyreliv.

I Miljødirektoratet (2014b) heter det at «Det er Miljødirektoratets vurdering at forsøpling fra drikkevareemballasje ikke er et problem av betydelig størrelse i Norge i dag, men det er likevel viktig å arbeide for å redusere forsøpling fra drikkevareemballasje siden dette kan gi negative helse- og miljøeffekter». Det er uklart om man her mener kvantitet (omfang, antall enheter) eller tenker på verdi.

Forsøpling gir ubehag

I Naturvårdsverket (2013) pekes det på at forsøplede områder oppleves som utrivelige og utrygge av mange mennesker. Det pekes på at studier viser at forsøplede områder lett havner i en negativ spiral som fører til ytterligere forsøpling og andre skader ved at folk opplever det som legitimt å kaste fra seg søppel når det allerede er søppel der. Forsøplingen sprer kjemikalier og medfører negative effekter for turistnæringen og friluftsliv. Også handel og servicevirksomheter kan påvirkes negativt ved at forsøpling kan avskrekke folk fra besøk i butikker og liknende.

I Oslo kommune (2014) presenteres resultatene fra en kartlegging av hvordan folk opplever Oslo sentrum, inkludert en spørreundersøkelse blant folk som ferdes der. Det påpekes på at graffiti og søppel i byens gater og parker kan sette i gang en negativ spiral som fører til kriminalitet og utrygghet. 7 prosent av de som besvarte spørreundersøkelsen svarte at forsøpling er det de liker minst ved Oslo. Ifølge spørreundersøkelsen er «stinkende søppelbøtter» noe av det som blir tatt opp av Oslos beboere og besøkende som noe av det verste ved byen. Men forsøplingsproblemet i Oslo er ifølge undersøkelsen minimalt om man sammenlikner med utenlandske storbyer. Av turistene som deltok i undersøkelsen pekte svært få på at forsøpling er et problem.

Plastsøppel medfører antakelig størst skader

Søppel som havner i hav, innsjøer og vassdrag skader fugler og marine dyr (Naturvårdsverket, 2013). Marint søppel gir skader på båter, fiskeredskap og motorer. Mengder og egenskaper hos mikroskopiske søppelartikler i havet er også et problem som det i dag finnes lite kunnskap om. Avfallet spres mellom ulike miljøer, f.eks. ved at søppel fra byer og tettsteder spres med vind og vassdrag ut i havet, iblant for å finnes igjen på strendene.

Ulike typer materialer gir ulike skader. Bl.a. nedbrytningstiden på materialet påvirker skadeomfanget. Ifølge Naturvårdsverket (2012) varierer dette mellom 1-5 år for sigarettneiper og opp til 1 million år for glass. Knust glass kan føre til skader på dyr og mennesker, og aluminiumsbokser kan gi skader på dyr bl.a. dersom de strimles opp gjennom bøndernes fôrholdere og havner i foret (Naturvårdsverket, 2012).

I Miljødirektoratet (2014b) vises det til at glass- og metallemballasje har størst skadepotensial hvis den havner i naturen, og dermed har fått høyest sats for miljøavgiften. Lett nedbrytbar emballasje, som kartong, har til sammenlikning lavest sats for miljøavgiften. Plastemballasje har et skadepotensiale og avgift mellom disse (se nedenfor).

Spesiell oppmerksomhet har vært rettet mot søppel langs norskekysten og på Svalbard, ettersom det er her omfanget av forurensning er størst. I områdene med størst konsentrasjoner av søppel vil dette kunne utgjøre en ekstra belastning og være en trussel for dyrelivet i området (Miljødirektoratet, 2014a). Denne påvirkningen kan være kritisk for arter som allerede er i en presset bestandssituasjon, og kan føre til at den samlede belastningen blir for stor. Ifølge Miljødirektoratet (2014a) er sjøfugl en spesielt utsatt gruppe. OSPAR-konvensjonen har som mål at færre enn 10 prosent av sjøfuglen havhest skal ha mer enn 0,1 gram plastpartikler i magen. Ifølge Miljødirektoratet (2014a) er vi i dag langt fra dette målet. F.eks. hadde 87,5 prosent av alle undersøkte havhester på Svalbard i 2013/2014 spist plast, mot 29 prosent på 1980-tallet.

Det er særlig plastens skadevirkninger på dyrelivet som har fått gradvis økt oppmerksomhet. De seinere årene har såkalt mikroplast (plastpartikler mindre enn 5 mm) kommet i fokus. All plast fragmenteres over tid til mikroplast. I tillegg slippes det ut mikroplast fra kosmetikk, andre pleieprodukter og fra vasking av tekstiler laget av plastmaterialer som f.eks. fleece. Plast og mikroplast påvirker ifølge Miljødirektoratet (2014a) hundrevis av marine arter. Særlig utsatt er trolig dyreplankton og andre arter lavt i næringskjeden. Det er også vist i enkelte undersøkelser at mikroplast kan overføres til høyere nivåer. I andre tilfeller er det kjemikalier i plasten, eller som følger plasten, som frigjøres og påvirker næringskjeden. Mange frykter derfor at plast og mikroplast kan påvirke hele den marine næringskjeden, også menneskers helse.

7.3 Verdsetting av skadene

7.3.1 Hva skal verdsettes?

Oppgaven er å komme fram til pengemessige anslag for de eksterne, marginale kostnader ved de ulemper en enhet emballasje/drikkevareemballasje som havner som forsøpling, forårsaker.

Gjennomgangen foran viser at forsøpling i mange sammenhenger ikke kan defineres og måles på en entydig måte. Det vises også at ulempene knyttet til forsøpling vil kunne variere betydelig mellom folk. Viktige faktorer som kan være av betydning for hvordan forsøpling oppfattes kan være (ECON, 1996):

- *Gjenstandens beskaffenhet.* En stor gjenstand som er henslengt kan av mange betraktes som en større forsøpling enn en liten gjenstand, ettersom den synes bedre. Videre vil vanligvis en knust glassflaske sees på som en større forsøpling enn en hel glassflaske, blant annet pga. mulighetene for skader på mennesker, dyr og materiell (f.eks. punkteringer). Ut fra dette kan det f.eks. være slik at mange vil sette kostnadene knyttet til forsøpling fra en stor gjenstand som forsøpler høyere enn for en liten gjenstand, og de tilsvarende kostnadene ved en glassflaske som forsøpler vil settes høyere enn f.eks. en plastflaske fordi en glassflaske har høyere sannsynlighet for å medføre skade. På den annen side vil plastflasker kunne medføre betydelige skader når de brytes ned.
- *Hvor forsøplingen skjer.* Mange mennesker kan tenkes å reagere spesielt negativt på forsøpling ute i friluft- og rekreasjonsområder, særlig i områder som har preg av villmark og uberørt natur. Dette kan være fordi forventningene om å finne søppel der er langt lavere enn f.eks. i en travel bygate, hvor man i langt større grad er vant til å finne søppel. Dette kan isolert sett tilsi at forsøpling i naturen medfører høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn forsøpling i en bygate. Sistnevnte vil imidlertid berøre lang flere mennesker, noe som i denne sammenheng er det klart viktigste og medfører at kostnadene ved forsøpling sannsynligvis er høyere i byene.
- *Omfanget av forsøpling i området.* Forsøplingsvirkningen av en ekstra enhet i et område er trolig avhengig av antall forsøplende enheter som allerede finnes i området. F.eks. er det trolig slik at en enhet som kastes i et område som fra før er overfylt med søppel, medfører lavere negative virkninger enn om området i utgangspunktet er helt uten søppel. Dette kan tilsi at «skadepunktet» som funksjon av antall forsøplende enheter er stigende i starten, men flater ut etter hvert som antall forsøplende enheter i området stiger. Betalingsvilligheten for å unngå endring i en enhet forsøpling (den *marginale* kostnaden) må derfor antas å være lavere i et område som allerede er forsøplet enn i et område uten forsøpling.
- *Tidsdimensjonen.* Som påpekt vil ulike typer emballasje-enheter ha ulik levetid etter at de har havnet som forsøpling. Glass brytes nesten ikke ned, og aluminium og annet metall har en nedbrytningstid på svært mange år. Papir og papp brytes derimot relativt raskt ned. Dette taler for at materiale som brytes sakte ned vil medføre høyere kostnader ved forsøpling enn materiale som raskt brytes ned. På den annen side vil emballasje som det eksisterer en pantordning

for kunne få en kort levetid som forsøplet ved at de relativt raskt vil bli plukket opp og innlevert til gjenbruk. Dette kan tale for at forsøplingskostnadene for emballasje med pantordning er lavere.

Denne gjennomgangen viser at det er en rekke forhold som i praksis vil bestemme verdien på de eksterne, marginale kostnadene knyttet til forsøpling. Undersøkelser som kartlegger folks betalingsvillighet for å unngå forsøpling av ulike typer og omfang i ulike områder kan gi indikasjoner på størrelsesorden av disse kostnadene. Ut fra dette kan de eksterne kostnader knyttet til ulike typer emballasje og andre forsøplingsobjekter på landsbasis anslås. Andre måter å anslå de eksterne kostnader knyttet til forsøpling kan være (ECON, 1996):

- *Kostnader ved oppryddingstiltak.* Observasjoner av kostnadene ved de tiltakene som faktisk gjennomføres i privat og offentlig regi for å redusere forsøplingsomfanget kan danne grunnlag for å anslå de marginale eksterne forsøplingskostnadene.
- *Politiske vedtak.* Størrelsen på avgifter og pant kan indikere hvordan de politiske myndighetene på vegne av befolkningen verdsetter kostnadene ved forsøpling. Størrelsen på avgifter og pant vil imidlertid også ofte bestemmes av andre forhold.
- *Juridisk verdsetting.* Størrelsen på bøter ilagt for forsøpling kan indikere en øvre grense for samfunnets verdsetting av forsøpling.
- *Skadekostnader.* Kostnadene ved skader på mennesker, dyr og materiell kan gi en indikasjon på hvordan samfunnet verdsetter redusert forsøpling.
- *Rekreasjonskostnader.* Observasjoner av hva folk faktisk betaler for å kunne tilbringe fritiden i et område med redusert forsøpling kan gi indikasjoner på verdsettingen av forsøplingen. Studier av betalingsvillighet for liknende goder kan muligens også gi en indikasjon på betalingsvilligheten for redusert forsøpling.

Vi vil nedenfor gå gjennom de ulike tilnæringsmåtene for å verdsette de eksterne, marginale kostnadene ved forsøpling fra emballasje og drikkevareemballasje i Norge.

7.3.2 Verdsetting ut fra betalingsvillighetsundersøkelser o.l.

Det er svært få studier som verdsetter betalingsvillighet for å unngå forsøpling. Studier som verdsetter betalingsvillighet for å unngå andre miljøulemper kan imidlertid tenkes å gi visse indikasjoner på i alle fall *nivået* på betalingsviljen for å unngå forsøpling.

Den mest oppdaterte og komplette databasen for verdsetting av miljøgoder; Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI), www.evri.ca har nå mer enn 4000 verdsettingsstudier. Et søk i databasen ga henholdsvis 18, 14, 40 og 42 treff på henholdsvis "litter", "garbage", "landfill" og "waste disposal". Mange av studiene er imidlertid ikke relevante.

En kunne tenke seg å bruke eiendomprismetoden (Hedonic Pricing (HP)) for å se hva folk er villig til å betale for å ha en bolig i et boområde med lite forsøpling og/eller nær rekreasjonsområder med lite søppel, men de få eiendomsprismetode-studiene som finnes ser på forsøpling fra avfallsfyllinger (landfills), se f.eks Ready (2005)'s meta-analyse av tre HP-studier av effekt av søppelfyllinger på boligpriser i staten

Pennsylvania i USA (samt betalingsvillighetsundersøkelser (Stated Preference) av eksterne effekter av søppelfyllinger som omfatter spredning av søppel fra fyllinga). Det finnes også noen få betalingsvillighetsundersøkelser om hvordan forsøpling i rekreasjonsområder påvirker rekreasjonsverdien av området. Spesielt gjelder dette valgekspesimenter (Choice Experiment) hvor en verdsetter flere karakteristika/attributter ved en endring i miljøkvalitet, og hvor forsøpling i noen tilfeller er inkludert, se f.eks. Czajkowski et al (2013) hvor betalingsvillighet for å unngå forsøpling i skogrekreasjonsområder i Polen verdsettes som en attributt i et valgekspesiment. Resultatene fra denne studien viser en betalingsvillighet for 50 prosent reduksjon i forsøplingen i skogene blant ikke-brukere og brukere av skogen på hhv. ca. NOK 40 og NOK 65 per husstand per år (1 Zloty = NOK 2). Tilsvarende betalingsvillighet for 90 prosent reduksjon lå på ca. NOK 44 og NOK 96 (2014-kroneverdier).

Det finnes forøvrig mange studier av betalingsvillighet for redusert vannforurensning/bedret vannkvalitet. Disse går ikke direkte på forsøpling, men på vannkvalitetsreduksjon p.g.a forurensning, eutrofiering og tungmetaller/miljøgifter. En av få slike studier som nevner forsøpling som del av vannkvalitetsbeskrivelsen er Hanley m.fl. (2006) som verdsatte vannkvalitetsforbedringer i to elver i Storbritannia i et valgekspesiment hvor attributten "estetiske effekter", som bestod av både kloakk og søppel, inngikk. Disse antyder en gjennomsnittlig betalingsvilje for å unngå dette på i størrelsesorden NOK 260 (2014-verdi). I hvor stor grad slike studier kan brukes i verdioverføringer er usikkert, da det er umulig å skille ut "søppeleffekten" av denne kombinerte attributten, og oftest nevnes ikke søppel i beskrivelsen av vannkvalitetsendring. Da de typer forurensning som verdsettes gir til dels andre effekter både på bruks- og ikke-bruksverdi av en vannressurs enn forsøpling gir, er verdioverføring vanskelig og innebærer stor usikkerhet.

Endelig nevnes anslag fra Danmark referert i COWI (2014), hvor rekreasjonsverdien for natur er anslått til ca. NOK 30/besøk, basert på reisekostnader. Dette er en god del lavere enn estimatene gjengitt ovenfor.

7.3.3 Verdsetting ut fra oppryddingskostnader

Norske oppryddingskostnader

I Norconsult (2009) framgår det at de 30 kommunene som svarte på spørreundersøkelsen, årlig bruker i gjennomsnitt ca. 49 kroner/innbygger på drift av avfallssystemer, dvs. oppsetting og tømning av avfallsbeholdere, og ca. 22 kroner/innbygger til opprydding av forsøpling m.v.. Til sammen bruker kommunene altså i gjennomsnitt 71 kr/innbygger/år i opprydding etter forsøpling. Kostnadene varierte mellom ca. 5 kr/innbygger (Flora) til 410 kr/innbygger (Hvaler). Store kommuner som Oslo, Bergen og Trondheim ligger på henholdsvis 123, 61 og 39 kr/innbygger per år. Alle tallene er omregnet til 2014-prisnivå.

Dette er lavere enn de tilsvarende kostnadsanslagene i ECON (1996). Det ble der anslått at de kommunale utgiftene til opprydding i Kristiansand i 1989 lå på ca. 170 kroner/innbygger (omregnet til 2014-prisnivå), mens det i Norconsult (2009) opplyses

at Kristiansand har en utgift til opprydding på ca. 72 kroner/år. For Oslo kommune er anslagene nesten identiske. Det oppgis i ECON (1996) en utgift på ca. 128 kroner/innbygger/år, mens det i Norconsult (2009) oppgis 123 kroner/innbygger.

I Miljødirektoratet (2013) vises det til at Miljødirektoratet (den gang det het Klif) sendte noen oppfølgingsspørsmål til de ovennevnte 30 kommunene som svarte på Norconsult sin spørreundersøkelse, og fikk svar fra 16 kommuner. 9 av disse mener at de ikke rydder tilstrekkelig i dag, og at de ønsker å bruke avfallsgebyret helt eller delvis til å finansiere en tilstrekkelig opprydding. De sier at de i gjennomsnitt ville ha brukt 145 prosent mer til opprydding enn de faktisk gjorde i 2009 hvis de kunne øke avfallsgebyret. Disse kommunene brukte i snitt 10 kr/innbygger til opprydding, mens gjennomsnittet for alle 30 kommunene som svarte som nevnt var 22 kr/innbygger. Kommunene har i dag ikke hjemmel til å bruke avfallsgebyret til dette (selv om noen gjør det), og Miljødirektoratet har foreslått at kommunene skal få anledning til dette.

Det er også 11 av de 16 kommunene som mener at det er behov for flere avfallsbeholdere og/eller hyppigere tømming av beholdere, og som ønsker å bruke avfallsgebyret til helt eller delvis å finansiere dette. De sier imidlertid ikke noe om hvor mye de kunne tenke seg å øke utgiftene. Disse kommunene brukte i snitt 23 kr/innbygger til dette, mens snittet for alle de 30 kommunene var 49 kr/innbygger.

Denne tilleggsundersøkelsen indikerer at en verdsetting av de marginale kostnadene ved forsøpling ut fra faktiske utgifter til innsamling og opprydding kan gi for lavt anslag.

Vi tar utgangspunkt i Norconsults anslag fra 2009 siden disse er de nyeste og omfatter flest kommuner. Dette gir samlede kostnader for kommunenes opprydding etter forsøpling i Norge på ca. 367 mill. kr/år. I tillegg kommer kostnadene til opprydding i privat sektor (husholdninger, frivillige organisasjoner m.v.) og langs riksvegene. I ECON (1996) ble førstnevnte i mangel av noe bedre anslått til like store som de kommunale kostnadene, mens sistnevnte ble anslått til ca. 19 mill. 2014-kr. Vi legger til grunn samme tilnærming, noe som gir 753 mill.kr/år i samlede oppryddingskostnader etter forsøpling i Norge.

Til sammenlikning var det tilsvarende anslaget i ECON (1996) ca. 1 160 mill.kr (2014-verdi). Forskjellene kan f.eks. skyldes at en i dag bruker mindre ressurser på opprydding av forsøpling, og/eller at oppryddingen er blitt mer effektiv gjennom større bruk av maskiner (særlig i bygatene).

I en samfunnsøkonomisk analyse skal alle tiltak som finansieres over offentlige budsjetter ilegges en skattefinansieringskostnad, som er fastsatt til 20 øre per krone av tiltakets nettovirkning på offentlige budsjetter (Finansdepartementet, 2014). Skatter vil i alminnelighet føre til at konsumenter og produsenter blir stilt overfor ulike priser. Dette vil vri produksjons- og konsumbeslutningene slik at økonomien påføres et effektivitetstap, noe det ovennevnte påslaget tar sikte på å verdsette.

Ved å plusse på skattefinansieringskostnader på den delen av utgiftene som finansieres over offentlige budsjetter (386 mill.kr.) får vi en samlet, årlig utgift til samlede oppryddingskostnader etter forsøpling i Norge på ca. 830 mill.kr.

Dersom vi legger til grunn at total forsøpling er på ca. 167 mill. enheter/år gir denne en ekstern kostnad på ca. 5 kr/enhet. Dersom emballasje ansees som den desidert viktigste forsøplingskomponenten, og det er denne delen oppryddingen konsentrerer seg om slik at en fordeler oppryddingskostnadene på denne komponenten (115 mill. enheter), får vi et anslag for de eksterne kostnadene på vel 7 kr/enhet. Tilsvarende kostnader i ECON (1996) var hhv. ca. 11,5 og 16 kr/enhet (2014-verdi), og skattefinansieringskostnader var ikke inkludert.

Dette er imidlertid en gjennomsnittskostnadsbetraktning, og de marginale, eksterne kostnadene ved å redusere en enhet forsøpling vil sannsynligvis være lavere enn disse anslagene. Vi kommer tilbake til dette i oppsummeringen nedenfor.

Oppryddingskostnader i utlandet

Naturvårdsverket (2012) viser til en svensk undersøkelse fra 2003 som anslo at vegvesenet og landets kommuner til sammen brukte minst SEK 377 millioner til opprydding av forsøpling. Dette tilsvarer i størrelsesorden 500 millioner norske 2014-kr. Det ble anslått at dette beløpet er lavt i forhold til de reelle oppryddingskostnadene i Sverige. Dette tilsvarer om lag 52 kr/innbygger, altså noe lavere enn vårt anslag på ca. 75 kr/innbygger i Norge når vi tar med kostnadene til opprydding langs riksvegene i tillegg til kommunenes kostnader.

Sunday Post (2014) presenterer anslag for oppryddingskostnader fra organisasjonen «Keep Scotland beautiful» ved forsøpling i Skottland på i størrelsesorden GBP 78 millioner/år, som tilsvarer ca. NOK 900 millioner ved en GBP-kurs på 11,5. Kostnadene inkluderer direkte kostnader til opprydding, kommunikasjon og håndhevelse av forbud mot forsøpling så vel som kostnader knyttet til virkninger på helse og velferd, kriminalitet, dyreliv og miljø. Det er uklart hvordan kostnadene utenom opprydding etc. er anslått. Folketallet i Skottland er nesten helt likt folketallet i Norge, og tallet er slik sett direkte sammenliknbart med vårt anslag for totale oppryddingskostnader i Norge. Men ettersom anslaget fra Skottland også inneholder andre komponenter enn oppryddingskostnader er de ikke uten videre sammenliknbare, og de sistnevnte komponentene kan kanskje (delvis) forklare hvorfor vårt anslag (eks. skattefinansieringskostnader) er noe lavere.

Keep America Beautiful (2010) refererer til resultatene fra en landsomfattende spørreundersøkelse av kostnadene ved forsøpling i USA i 2009. Det vises til at man i USA i 2009 brukte anslagsvis USD 11,5 milliarder til opprydding av forsøpling, hvorav næringslivet betalte 80 prosent. Dette tilsvarer i størrelsesorden 270 kr/innbygger med en dollarkurs på 7,5. Dette er langt høyere enn anslagene for Norge, Sverige og Skottland. Det pekes på at synlig forsøpling langs veiene er redusert med 61 prosent siden 1961, men at forsøpling fremdeles representerer et vesentlig og kostbart problem. Det hevdes at selv om forsøpling på per capita-basis er redusert, vil

befolkningsveksten bidra til mer forsøpling. Kostnadene er ofte skjult i tidskostnader som ansatte bruker til opprydding, og derfor vanskelige å anslå.

7.3.4 Verdsetting ut fra skadekostnader

I Eunomia (2013) presenteres resultatene fra en deskstudie av de indirekte kostnadene knyttet til forsøpling i Skottland. Følgende hovedresultater presenteres:

- Eiendomsverdier: Som en illustrasjon heter det at hvis 1 prosent av Skottlands eiendomsmasse ble redusert med 2,7 prosent pga. forsøpling vil dette innebære et tap på NOK 1 150 millioner
- Mental helse: ca. NOK 610 millioner
- Kriminalitet: Opptil NOK 260 millioner
- Veitrafikkulykker: ca. NOK 12 million
- Branner: ca. NOK 12 million
- Punkteringer: ca. NOK 12 million
- Rotter: ca. NOK 12 mill.

Det advares mot å summere disse kostnadene ettersom de i noe grad kan være overlappende. Etter vår vurdering bør det ikke legges vekt på disse tallene.

Keep America Beautiful (2010) viser til resultatene fra ovennevnte spørreundersøkelse som viser at respondentene mener at forsøpling kan føre til tapte inntekter fra turisme, utgifter til å reparere kjøretøy, båter m.v. skader på økosystemer, dyreliv og eventuelt kostnader knyttet til menneskelig helse. 93 prosent av huseierne mener at et forsøpelt nabolag vil redusere verdien på boligene i området. 40 prosent mener at verdien vil reduseres med i størrelsesorden 10 – 24 prosent. Det sies imidlertid ikke noe om hvor omfattende forsøplingen må være for at verdien skal reduseres.

7.3.5 Verdsetting ut fra avgifter, pant og bøter

Avgifter

Salg av drikkevareemballasje er ilagt en grunnavgift og miljøavgift. Avgiftsplikten gjelder for emballasje som inneholder drikkevarer, dvs. ikke tomemballasje. Miljøavgiften gjelder for all drikkevareemballasje, og er differensiert etter materialtype. Emballasje med et rominnhold på minst 4 liter er fritatt for miljø- og grunnavgift, ut fra en antakelse om at det er liten sannsynlighet for at denne emballasjen havner som forsøpling i naturen. Differensieringen etter materialtype/art avspeiler ifølge Miljødirektoratet (2014b) miljøkostnadene som oppstår når ulike materialslag faktisk havner i naturen. Størrelsesforholdet mellom avgiftssatsene begrunnes ut i fra at ulike materialer gir ulik miljøskade. Glassemballasje har størst skadepotensial hvis den havner i naturen, og dermed høyest sats for miljøavgiften, mens lett nedbrytbar emballasje (som kartong) har lavest sats (Miljødirektoratet, 2014b).

Miljøavgiften differensieres også etter hvor stor andel av emballasjen som blir samlet inn og gjenvunnet. De ansvarlige for de ulike retursystemene kan hvert år søke Miljødirektoratet om å få fastsatt returandel ut fra framlagt dokumentasjon på innsamlet mengde tomemballasje. Dersom emballasjen inngår i et retursystem med

fastsatte returandeler mellom 1 og 94 prosent reduseres miljøavgiften tilsvarende returandelen. Emballasje som inngår i retursystemer med returandel på 95 prosent eller høyere gis fullt fritak for miljøavgiften. Emballasje som ikke inngår i et retursystem ilegges full avgift (Miljødirektoratet, 2014b).

Tabell 7.3 Avgiftssatser på ulike typer drikkevareemballasje for 2015. Kroner per enhet.

	Glass	Metall	Plast	Kartong og papp
Miljøavgift	5,45	5,45	3,29	1,35
Grunnavgift	1,12	1,12	1,12	1,12
Avgift gjenbruks- emballasje	0,66	1,12	0,39	1,24
Avgift engangsemballasje	1,67	3,08	1,58	1,24

Kilde: Prop. 1 LS (2014-2015) Proposisjon til Stortinget (forslag til lovvedtak og Stortingsvedtak) for budsjettåret 2015. Skatter, avgifter og toll 2015.

Grunnavgiften omfatter all emballasje som ikke kan brukes om igjen i sin opprinnelige form. Emballasje som inneholder melk og melkeprodukter, drikkevarer framstilt av kakao og sjokolade og konsentrater av dette, varer i pulverform, korn- og soyabaserte melkeerstatningsprodukter og morsmelkerstatning er fritatt for grunnavgift (Prop. 1 LS (2014-2015)). De to første radene i tabell 7.3 viser avgiftssatsene i 2015, og de to nederste viser faktiske avgiftssatser på de ulike typene pantbar emballasje og engangsemballasje når de fastsatte returandelene for 2014 - 2015 fra tabell 7.1 er lagt til grunn.

Gjennomgangen ovenfor indikerer at satsene for miljøavgiften er fastsatt ut fra skadepotensialet gitt at de ulike typer drikkevareemballasje havner som forsøpling, og kan dermed sees på som myndighetenes verdsetting av forsøplingen. Dermed gir de to siste linjene i tabell 7.3 uttrykk for kostnadene per enhet emballasje som havner som forsøpling.

Men ettersom dette er en avgift på salget av emballasjen er det relevant å trekke inn sannsynligheten for at en omsatt enhet havner som forsøpling for å finne et uttrykk for den eksterne, marginale kostnaden. Dette ble gjort i ECON (1996). Dersom vi legger til grunn returandelene for 2014 - 2015 i tabell 7.1 og sannsynlighetene for forsøpling vi har lagt til grunn ovenfor får vi følgende implisitte verdsetting av forsøplingen:

Tabell 7.4 Verdsetting av skader knyttet til forsøpling for ulike typer drikkevareemballasje med utgangspunkt i avgiftene på salg av drikkevareemballasje. Kroner per enhet.

	Glass	Metall	Plast	Kartong/papp
Gjenbruksemballasje	95	160	56	355
Engangsemballasje	48	47	45	355

Kilde: Vista Analyse

Denne implisitte verdsettingen av marginale kostnader ved forsøpling på gir noen lite intuitive resultater. Selv om gjenbruksemballasje i plast, glass og metall i

utgangspunktet har lavere avgift, gjør den lavere sannsynligheten for forsøpling at disse får høyere kostnader per enhet enn engangsemballasje. Lav sannsynlighet for forsøpling gjør også at verdsettingen av den marginale forsøplingen fra kartong- og pappdrikkevareemballasje blir relativt høy sammenliknet med de øvrige typene emballasje.

Pant

Enkelte retursystemer for emballasje av glass, plast og metall har en panteordning. Panten betales ved kjøp av drikkevaren, og refunderes ved innlevering av tomemballasjen. Avfallsforskriften fastsetter pantesatsene.

Tabell 7.5 Pantesatser for drikkevareemballasje som inngår i retursystemer med pant. Kroner per enhet.

Påfyllingsvolum	Pantesats produsent/importør videreforhandler	mellom og	Pantesats videreforhandler forbruker	mellom og
Opp til 50 cl	1,20		1,00	
Over 50 cl	3,00		2,50	

Kilde: Miljødirektoratet (2014b)

Tabell 7.5 viser at det er ulike pantesatser for handel mellom produsent/importør og videreforhandler, og for handel mellom videreforhandler og forbruker. Sistnevnte har lavest satser. Pantesatsene ble opprinnelig fastsatt ut fra produksjonskostnadene på glassflasker (ECON, 1996). Pantesatsen mellom videreforhandler og forbruker på emballasje på inntil 50cl har vært uendret siden 1986, og den tilsvarende pantesatsen på større flasker har vært uendret siden 1993. Miljødirektoratet har foreslått å øke disse satsene til hhv. 2 og 3 kroner, og at retursystemer i særskilte tilfeller kan søke om å benytte høyere pantesatser. Forslaget ligger til vurdering i Klima- og miljødepartementet (Miljødirektoratet, 2014b).

Størrelsen på pantesatsene mellom videreforhandler og forbruker gir en indikasjon på myndighetenes verdsetting av kostnadene ved forsøpling fra drikkevareemballasje. Panten er således prisen pr. enhet for å la være å forsøple som den enkelte konsument blir stilt overfor. De som velger å kaste fra seg emballasjen slik at den forsøpler (eller kaster den sammen med det ordinære avfallet), og dermed avstår fra panten, har en betalingsvillighet (eller glede/nytte, f.eks. i form av bekvemmelighet) for å forsøple som pr. enhet er høyere enn panten. Tilsvarende har de som velger å levere inn flasken en betalingsvillighet for å forsøple som pr. enhet er lavere enn panten. Differensieringen av panten ut fra størrelse innebærer at forsøplingen fra store enheter (i volum) verdsettes høyere enn forsøplingen fra små enheter. Pantesatsene er på samme nivå som emballasjeavgiftene korrigert for returandel i tabell 7.3.

Bøter

Politivedtektene i de fleste kommunene i Norge gir hjemmel for å bøtelegge folk som forsøpler. Nærmere undersøkelser indikerer imidlertid at forsøpling bøtelegges i svært få tilfeller. I noen byer kan parkeringsvaktene skrive ut bøter, dette gjelder bl.a. i Oslo, Bergen og Trondheim.

Oslo kommune praktiserer en ordning hvor gårdeiere som ikke rydder søppel og skitt får 500 kroner i gebyr. Videre får enkeltpersoner som kaster fra seg for eksempel papir, tyggegummi og sigarettneiper 500 kroner i gebyr. Bøtene i andre større byer i Norge ligger omtrent på samme nivå som dette. Gebyret ser ut til å være uavhengig av omfanget av forsøplingen, slik at om det f.eks. inngår flere enheter søppel blir gebyret det samme.

Størrelsen på boten kan være en indikasjon på samfunnets verdsetting av forsøpling, når det tas hensyn til sannsynligheten for å bli bøtelagt. Sannsynligheten for dette ser ut til å være lav, sannsynligvis vesentlig lavere enn 1 prosent. Dette indikerer en verdi på forsøplingen på rundt 5 kroner per enhet og lavere.

7.3.6 Anslag for eksterne, marginale kostnader ved forsøpling

Ut fra gjennomgangen ovenfor mener vi at den beste tilnærmingen til å verdsette de marginale, eksterne kostnadene ved forsøpling vil være å ta utgangspunkt i anslagene for oppryddingskostnadene. Dette vil være en indikator på hva de politiske myndighetene lokalt, og i siste instans velgerne, er villige til å betale for å unngå ulempene ved forsøpling. Dette er samme framgangsmåte som i ECON (1996), som viser til at å rydde opp etter forsøpling trolig er blant de minst omstridte offentlige oppgavene.

Private oppryddingskostnader er også en indikator for betalingsvillighet, idet butikker og andre rydder opp for å trekke kunder. Samlet betalingsvillighet kan anslås som summen av betalingsvilligheten for opprydding i offentlig og privat regi, hvor de offentlige utgiftene er tillagt skattefinansieringskostnader.

Det er verdt å understreke at anslag for marginale oppryddingskostnader er svært usikre. For det første er anslaget for gjennomsnittlige oppryddingskostnader usikkert. For det andre er det usikkerhet om forholdet mellom gjennomsnittlig og marginal kostnad. Vi legger derfor vekt på å anslå et intervall for kostnadene.

Utgangspunktet for å beregne marginale oppryddingskostnader er anslaget på ca. 5 kr/enhet fra avsnitt 7.3.3 (årlige oppryddingskostnader på ca. 830 mill.kr. dividert på 167 mill. enheter forsøpling). Dette er som nevnt en god del lavere enn det tilsvarende anslaget i ECON (1996), som var på ca. 11,5 kr., men høyere enn panten for drikkevareemballasje på 1 og 2,5 kr/enhet og de returandelskorrigerte emballasjeavgiftssatsene. Det er også høyere enn anslag for kostnadene ved forsøpling ut fra bøter/gebyr, som antas å være lavere enn 5 kr/enhet. Anslaget er imidlertid lavere enn det enkelte betalingsvillighets-undersøkelser for å unngå forsøpling og liknende «onder» viser, og hva verdsetting ut fra emballasjeavgiftene indikerer når en tar hensyn til sannsynlighetene for at de ulike typer enheter som omsettes havner som forsøpling.

Et viktig spørsmål er om marginale kostnader er lavere enn gjennomsnittlige variable kostnader. Hvis en tolker marginal helt bokstavelig som den absolutt siste enheten, blir konklusjonen at marginale kostnader er svært små. Det koster ikke mange ørene å plukke opp et ekstra iskrempapir eller flaske når en først holder på med å rydde. I mange byer er kostnadene relatert til området som dekkes, og har ubetydelig

sammenheng med antall enheter som plukkes opp. Tolkes derimot marginal som gjennomsnittlig marginal, dvs. gjennomsnittet for de marginale ti prosent for eksempel, vil marginalkostnaden ligge nærmere gjennomsnittlig variabel kostnad etter hvert som man får tilpasset sine rutiner til endret forsøplingsmengde. Dersom marginal tolkes som kostnaden ved å plukke i et litt større område, eller litt oftere, vil også marginalkostnaden ligge nærmere, og kanskje være helt lik gjennomsnittlig variabel kostnad.

Det er ulike forhold både i telleren (oppryddingskostnadene) og nevneren (antall enheter forsøpling) som kan gjøre at anslaget for kostnader per enhet er usikkert. For kostnadene sin del er følgende sentralt:

- Flere av kommunene ønsker å bruke mer ressurser på opprydding, og finansiere dette gjennom avfallsgebyret. Dette kan tilsa at våre anslag er for lave.
- Sammenliknet med oppryddingskostnadene fra sammenliknbare land (Sverige og Skottland) er våre anslag om lag på samme nivå.
- Det er usikkert om kapitalkostnadene er inkludert i kostnadsanslagene, sannsynligvis er de ikke, noe som tyder på at kostnadsanslaget er noe for lavt.
- Når det ryddes opp, for eksempel i form av feiing og vasking av bygatene, blir det i mange tilfeller utført flere tjenester enn å plukke opp forsøpling. Det feies og vaskes løv, sand og skitt mv. Anslagene for oppryddingskostnadene inkluderer sannsynligvis også disse tjenestene, noe som trekker i retning av at kostnadene som tilbakeføres til forsøpling er for noe høy.
- Størrelsen på de private oppryddingskostnadene er særlig usikker, ettersom vi egentlig ikke har noen holdepunkter for å anslå disse. De kan være både høyere og lavere enn de kommunale kostnadene.

Alt i alt trekker dette muligens i retning av at vårt kostnadsanslag vurdert som betalingsvillighet for å rydde opp etter forsøpling kan være for lav.

For anslaget for totalt antall enheter som forsøpler er følgende faktorer sentrale:

- Sannsynlighetene for at en enhet av de ulike typer drikkevareemballasje havner som forsøpling. Vi har beholdt sannsynlighetene fra 1990-tallet i mangel på nyere informasjon, noe som fører til at antall enheter som forsøpler øker sterkt som følge av overgang til mer bruk av engangsemballasje. Dersom folks handlinger har endret seg slik at man i mindre grad slenger fra seg engangsemballasje, vil forsøplingen være lavere enn vårt anslag.
- Anslaget fra 1996 om at drikkevareemballasje utgjør 12 prosent av all forsøpling. Realismen i dette avhenger av punktet ovenfor og i hvilken grad omfanget av annen type forsøpling har endret seg. Dette vet vi lite om.

Alt i alt tror vi ut fra dette at det er større sannsynlighet for at oppryddingskostnadene per enhet er høyere enn at de er lavere enn 5 kr/enhet som vi kom fram til ovenfor. Dersom for eksempel totalt antall enheter som forsøpler er som i ECON (1996), dvs. 102 mill. enheter i stedet for de 167 mill. enhetene vi har anslått, vil kostnadene ligge på ca. 8 kr/enhet.

Verdsetting ut fra oppryddingskostnader er som nevnt gjerne et minimumsanslag på skadene/betalingsvilligheten for å unngå ulempen ved forsøpling. Det vil alltid være igjen noen enheter som forsøpler, ettersom man ikke får ryddet bort alt, noe som indikerer at kostnadene ved å rydde bort disse siste enhetene er høyere enn nytten ved å gjøre det. På den annen side er marginalkostnadene ved forsøpling som nevnt sannsynligvis noe lavere enn det vi har kommet fram til via en gjennomsnittsbetraktning. Til sammen indikerer disse forholdene at et intervall på 3–13 kr/enhet kan være et realistisk intervall for de marginale, eksterne kostnadene ved forsøpling. Tilsvarende intervall i ECON (1996) var ca. 5,75-14,5 kr/enhet (2014 prisnivå).

Vi antar at marginalkostnadene for drikkevareemballasje av kartong og papp ligger i den nedre del av intervallet, ettersom denne type emballasje brytes raskt ned og ikke gir noen direkte skadevirkninger. Det samme vil gjelde for øvrig emballasje av papir og papp, som f.eks. emballasje for iskrem, sjokolade som konsumeres utendørs. Marginalkostnadene for emballasje av glass og metall ligger noe høyere i intervallet, glass antakelig høyere enn metall ettersom glass har svært lang nedbrytingstid og gjerne medfører større direkte skader enn metall. Vi antar at marginalkostnadene for plastemballasje ligger høyere enn for papp, papir og kartong, men er usikre på om den ligger på nivå med glass og metall eller høyere enn dette. De lokale skadene av plastemballasje antas å være begrensede sammenliknet med glass og metall, men potensielle skader på næringskjeden når plastemballasjen brytes ned er betydelige.

Referanser

Andersen, M.S. og J. Brandt (udatert): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Notat. Aarhus universitet.

Andersson, H. og M. Ögren (2013): Charging the polluters: a pricing model for road and railway noise. *Journal of Transport Economics and Policy*, 47: 313-333

Barton, D., S. Navrud, N. Landed & A. Bugged Mills (2009): Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case Study Report from the EU-project "Aquamoney". Norwegian Institute for Water Research (NIVA), NIVA Report 5732-2009, 109 s.

Basner, M., W. Babisch, A. Davis, M. Brink, C. Clark, S. Janssen and S. Stansfeld (2014): Auditory and non-auditory effects of noise on health, *The Lancet*, 383 (9925), 1325-32.

Bateman, I. J.; Brouwer, R.; Ferrini, S.; Schaafsma, M; Barton, D.N.; Dubgaard, A.; Hasler, B.; Hime, S.; Liekens, I.; S. Navrud; De Nocker, L.; Sceponaviciute, R.; Semeniene, D. (2011): Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50 (3); 365-387.

Bickel, P., R. Friedrich, A. Burgess, P. Fagiani, A. Hunt, G.D. Jong, J. Laird, C. Lieb, G. Lindberg, P. Mackie, S. Navrud, T. Odgaard, A. Ricci, J. Shires og L. Tavassy (2006): Proposal for Harmonised Guidelines. Deliverable 5, HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for transport Costing and Project Assessment).

COWI (2014): Nøgletalskatalog 2014. Baggrundsdokumentasjon. Desember 2014 Utarbeidet for Miljøministeriet. Utarbeidet av: A. Kruse, M. Enggaard, C.v. Breugel og M.M. Sørensen. COWI Danmark.

Czajkowski, M., Bartczak, A., Giergiczny, M., Navrud, S., and Żylicz, T., (2014): Providing Preference-Based Support for Forest Ecosystem Service Management. *Forest Policy and Economics*, 39:1-12. (For fullstendig rapport/working paper med bilder av forsøpling brukt i Valgekspérimentet; se http://www.wne.uw.edu.pl/inf/wyd/WP/WNE_WP90.pdf)

DEFRA (2014): Environmental Noise: Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet. November 2014, Departement for Environment, food and rural affairs.

Delta (2012): Lavfrekvent støy fra vindmøller. Rapport TC-100227.

DFØ (2014): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for Økonomistyring (DFØ), Oslo.

ECON (2003): Eksterne marginale kostnader ved transport. Econ Rapport 2003-054.

ECON (2001): Beregning av miljøkostnader ved transport. Econ rapport 81/01

ECON (1996): Verdsetting av eksterne virkninger av forsøpling fra emballasje. Rapport 9/96, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.

EEA (2014): Noise in Europe 2014. EEA Report 10/2014, European Environment Agency

Enveco (2014): Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige: En studie baserad på värdeöverföring. Rapport 2014:1. Enveco, Sverige.

EU (2013): Impact Assessment. Commission Staff Working Document. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – a Clean Air Programme for Europe.

Eunomia (2013): Exploring the Indirect Costs of Litter in Scotland. Report to Zero Waste Scotland. Eunomia research & consulting.

Finansdepartementet (2014): Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. Rundskriv R-109/14.

Folkehelseinstituttet (2013a): Luftkvalitetskriterier. Virkninger av luftforurensning på helse. Rapport 2013:9. Nasjonalt folkehelseinstitutt, i samarbeid med Miljødirektoratet.

Folkehelseinstituttet (2013b): Nattstøy og søvnforstyrrelser, utredning av indikator og grunnlag for nasjonalt mål for reduksjon av søvnforstyrrelser på grunn av støy. Rapport 2013:1.

Folkehelseinstituttet (2012): Helsebelastning som skyldes veitrafikk i Norge. (v/Gunn Marit Aasvang). Folkehelseinstituttet, Oslo.

Hanley, N; R. E.Wright& B. Alvarez-Farizo (2006): Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. Journal of Environmental Management 78; 183-193. <http://www4.ncsu.edu/~amdomans/waterquality/Hanley%20et%20al%20JEM%2078%202006.pdf>

Harding A-H., G. Frost, H. Mason, E. Tan, A. Tsuchiya og N. Warren (2011): Quantifying The Links Between Environmental Noise Related Hypertension And Health Effects. MSU/2011/07, Health & Safety Laboratory.

Hawkins, A.D. & Myrberg, A.A. (1983): Hearing and sound communication underwater. I: Lewis, B. (red.), Bioacoustics: A comparative approach. London Academic Press, 347-405.

Hawkins, A.D. & Johnstone, A.D.F. (1978): The hearing of of the Atlantic salmon, *Salmo salar*. J. Fish Biol. 13, 655-673.

Hasler, B. Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H.E., Kataria, M Martinsen, L., Nissen, C.J, Wulff A.F. (2010): Denmark "Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin. Case study report Denmark.

http://www.ivm.vu.nl/en/Images/D40%20Case%20study%20report%20Odense%20Denmark_tcm53-188873.pdf

Holland, M., A: Wagner, F. Hurley, B. Miller and A. Hunt (2011): Cost Benefit Analysis for the Revision of the National Emission Ceilings Directive: Policy Options for revisions to the Gothenburg Protocol to the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Report to European Commission

Hval og Krokann (2011): Rensekostnader ved innføring av miljøvennlige spredningsmetoder for husdyrgjødsel. Notat 2011-15, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).

Håll Sverige rent (2014): Rapport från Kusträddarna. Om skräpet på den svanske Västkusten. Håll Sverige rent, 2014.

Jensen, CL, Jacobsen, BH, Olsen, SB, Dubgaard, A & Hasler, B (2013), 'A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark' *Journal of Environmental Economics and Policy* , vol 2, nr. 2, s. 164-200., 10.1080/21606544.2013.785676.

Keep America Beautiful (2010): Litter in America. Results from the nation's largest litter study. www.kab.org.

Klima- og miljødepartementet (2012): Retningslinjer for behandling av støy i arealplanlegging (T-1442/2012).

Klima- og miljødepartementet (2014): Handlingsplan mot støy 2007-2011, med oppdatering ut 2015.

Lindhjem, H. (1998): Betalingsvillighet for en bedret vannkvalitet i Steinsfjorden. M.Sc. Oppgave, Økonomisk Institutt, Universitetet i Oslo.

Lugli, M. & Fine, M.L. (2003): Acoustic communication in two freshwater gobies: Ambient noise and short-range propagation in shallow streams. *J. Acoust. Soc. Am.* 114, 512-521.

Magnussen, K. og S. Holen (2011a): Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanlegg. Norsk Vann-rapport B15-2011. Norsk Vann, Hamar.

Magnussen, K. og S. Holen (2011b): Vannprising og miljømålene etter EUs vanddirektiv. Anbefalinger om bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning. Sweco-rapport 14497-01. Sweco, Oslo, Norge.

Magnussen, K., S. Navrud og O. San Martin (2010): Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren – luftforurensning. Sweco/TØI-rapport 1053D/2010, Sweco/TØI.

Magnussen, K., E. Rymoene og O. Bergland (1997): Miljømål for vannforekomstene. Vurdering av nytten ved å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet. Rapport fra Statens forurensningstilsyn, rapport 97:36.

Magnussen, K., O. Bergland, og S. Navrud (1995): Kan nytte-estimer overføres fra ett vassdrag til et annet? *Landbruksøkonomisk Forum* nr. 4-95; 27-37.

Magnussen, K. (1992): Valuation of reduced water pollution using the Contingent Valuation Method – testing for mental accounts and amenity misspecification. Chapter 10 (pp. 196-230) in Navrud S. (ed.) 1992: *Pricing the European Environment*. Scandinavian University Press / Oxford University Press, Oslo, Oxford, New York.

Magnussen, K. og S. Navrud (1992): Verdsetting av redusert forurensning til Nordsjøen. Norsk Institutt for Landbruksøkonomisk forskning (NILF), Forskningsmelding B-015-92, 205 s.

Meld. St. 12 (2012-2013): Perspektivmeldingen 2013. Finansdepartementet.

Marquis-Favre, C., E. Premant, D. Aubrée (2005): Noise and its effects – a review of qualitative aspects of sound. Part II: Noise and annoyance. *Acta Acustica iwht Acustica* 91, 626-642.

Miedema, H.M.E. (2002): Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Miedema, H.M.E. og Oudshoorn, C.G.M. (2001): Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives*, 109(4): 409-416.

Miljødirektoratet (2014a): Kunnskap om marin forsøpling i Norge 2014. Rapport M-265 2014.

Miljødirektoratet (2014b): Forslag til endring i reguleringen av retursystemer for drikkevareemballasje. Vedlegg III: Oppfølging av nasjonal spørreundersøkelse om forsøpling. Høringsnotat og konsekvensvurdering – forslag til omlegging av regelverk for retursystemer for drikkevareemballasje. Brev til Miljøverndepartementet av 25.04.2013.

Miljødirektoratet (2014c): Grenseverdier og nasjonale mål. Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet. M-129-2014. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet (2014d): Veileder til retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (T-1442/2012). M-128.

Miljødirektoratet m.fl. (2014): Tiltaksanalyse NOx 2014. M-243/2014. Miljødirektoratet, Sjøfartsdirektoratet, Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet, Statens vegvesen, NOx-fondet og Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet (2013): Oppdrag om endring av forurensingsloven § 34 - finansiering av opprydding i forsøpling. Vedlegg Brev til Klima- og miljøverndepartementet av 17. mars 2014.

Miller, N. P. (2008): US National Parks and management of park soundscapes: a review. *Applied Acoustics* 69(2), 77-92.

Myrberg, A. (1978): Ocean noise and the behaviour of marine animals: relationships and implications. I: Fletcher, J.L. & Busnel, R.B. (red.): *Effects of noise on wildlife*. New York Academic Press.

Naturvårdsverket (2013): Strategisk arbeid for minskad nedskräpning. Vägledning för kommuner. Rapport 6551/3013, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012): Det här är ingen skräpfråga! En utvärdering av kommunernas arbete mot nedskräpning. Rapport 6494/2012, Naturvårdsverket, Stockholm.

NIVA (2008): Eutrobayes. Integration of nutrient loading and lake eutrophication models in cost-effectiveness analysis of abatement measures. Av: D.N. Barton, M. Bechmann, H.O. Eggestad, J. Moe, T. Saloranta, S. Kuikka og P. Haygarth. NIVA-rapport 5555-2008.

Navrud, S. (2010): Economic Valuation of Transportation Noise in Europe. *Rivista italiana di acustica* 34 (3); 15-25.

Navrud, S. (2004): "What is silence worth? Economic valuation of road traffic noise". In Scasny, M and J. Melichar (2004) : *Lectures in Non-market Valuation Methods in the Environment Area. Development of the Czech Society in the European Union V*. Matfyz Press, Charles University Environment Center, Prague (ISBN 80-86732). Revised version of Navrud, S. 2002: *The State of the Art on Economic Valuation of Noise*. Report prepared for the European Commission, DG Environment. 14.04.2002.. <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/020414noisereport.pdf>

NIVA (2001): Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) – Sluttrapport. Av: Solheim, A.L., N. Vagstad, P. Kraft, Ø. Løvstad, S. Skoglund, S. Turtumøygard og J-R. Selvik. NIVA-rapport 4377-2001.

Norconsult (2009): Kartlegging av forsøplingsproblemer i Norge. En spørreundersøkelse. Utført på oppdrag for Statens forurensningstilsyn. 18. november 2009.

NOU (2012): Samfunnsøkonomiske analyser. NOU 2012:16.

Oslo kommune (2014): Bylivsundersøkelse Oslo sentrum.

Pedersen, E., & Wayne, K. P. (2004): Perception and annoyance due to wind turbine noise—a dose–response relationship. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 116(6), 3460-3470.

Popper, A.N. (2003): Effects on anthropogenic sounds on fishes. *Fisheries Research* 28, 24-31.

Perspektivmeldingen (2013): Perspektivmeldingen 2013. Meld. St. 12 (2012-2013).

Prop. 1 LS (2014-2015): Proposisjon til Stortinget (forslag til lovvedtak og Stortingsvedtak) for budsjettåret 2015. Skatter, avgifter og toll 2015.

Ready; R.C (2005): Do Landfills Always Depress Nearby Property Values? Rural Development Paper No. 27. The Northeast Regional Center for Rural Development, Pennsylvania State University, USA.

<http://aese.psu.edu/nercrd/publications/rdp/rdp27.pdf>

Refsgaard, K., M. Bechmann, A-G.B. Blankenberg, V. Kvakkestad, A.Ø. Kristoffersen og A. Veidal (2013): Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruk i Norge. Kostnadseffektivitetsvurderinger. NILF-rapport 2013-3. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.

Refsgaard, K., M. Bechmann, A-G.B. Blankenberg, S. Skøien og A. Veidal (2010): Kostnadseffektivitet for tiltak mot fosfortap fra jordbruket i Østfold og Akershus. NILF-rapport 2010-2. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.

Roe, Maggie, John F. Benson (2001): Planning for Conflict Resolution: Jet-Ski Use on the Northumberland Coast, *Coastal Management*, 29 (12), 19-39.

SFT (2010): Klimakur 2020 – Sektorrapport jordbruk (TA-2593/2010).

SFT (2005): Marginale miljøkostnader ved luftforurensning. Skadekostnader og tiltakskostnader. En oppsummeringsrapport av resultater fra SFTs LEVE-prosjekt (Luftforurensninger - Effekter og Verdier) og SFTs tiltaksanalyser for klimagasser, NOx, SO2, nmVOC og NH₃. Rapport TA -2100/2005, Miljødirektoratet.

Statistisk sentralbyrå (2013): Støyeksponering og støyplage i Norge 1999-2011, Flere Støyutsatte. Artikkel publisert 23.05.2013 på www.ssb.no

Statistisk sentralbyrå (2004): Støyplage i Norge. Resultater fra førstegenerasjonsmodell for beregning av antall støyutsatte og SPI. Notat 2004/43 (E. Engelién, G. Haakonsen og M. Steinnes).

Strandryddedagen (2014): Strandryddedagen 2014 – Analyse av data og erfaringer. Utgitt av Hold Norge Rent.

Sunday Post (2014): Litter clean-up costs Scots £73m. 10. Desember 2014. www.sundaypost.com/news-views/scotland/litter-clean-up-costs-73m-1.729040.

Toll- og avgiftsdirektoratet (2015): Avgift på utslipp av NO_x 2015. Rundskriv nr. 14/2015 S. Avgiftskoder NX og NO. Toll- og avgiftsdirektoratet, særavgiftsavdelingen. Oslo 1. januar 2015.

Trafikverket (2015): Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektoren: ASEK 5.2.

Trafikverket (2014): Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektoren: ASEK 5.1.

TØI (2014): Marginale eksterne kostnader ved vegtrafikk. TØI-rapport 1307/2014. Utarbeidet av H. Thune-Larsen, K. Veisten, K. L. Rødseth og R. Klæboe. Transportøkonomisk institutt.

UK Air Quality Expert Group (2012): Fine Particulate Matter (PM_{2,5}) in the United Kingdom. Prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Executive, Welsh Government and Department for the Environment in Northern Ireland.

Vannregion Glomma (2014): Lokal tiltaksanalyse for Vannområde Morsa. Juni 2014. www.vannportalen.no/glomma.

Vista Analyse (2014): Evaluering av regelverket for bruk av vannscooter. Vista Rapport 2014/49.

Vistad, O. I., D. Hagen og O. Reitan (2007): Effektar av motorferdsel i utmark på natur, folk og samfunn, NINA-rapport 187

VTI (2009): Bullervärden för samhällsekonomisk analys, Beräkningar för väg- och järnvägsbuller. VTI notat 30-2008.

Vägverket (2007): Värdering av trafikbuller 2007

Welch, B.L. & Welch, A.S. (red.) (1970): Physiological effects of noise. New York, Plenum Press.

WHO Regional Office for Europe, OECD (2015): Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

WHO (2012): Health effects of black carbon. World Health Organisation. Regional Office for Europe.

WHO & JRC (2011): Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. World Health Organisation.

Wysocki, L.E., Dittami, J.P & Ladich, F. (2006): Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation* 128, 501-508.

www.evri.ca

www.miljostatus.no

www.norskeutslipp.no

www.ssb.no

www.vann-nett.no

www.vann-portalen.no

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgiving. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no