

Åge Molversmyr, Marianne Nilsen, Stian B. Bayer,
Marianne Bechmann¹ & Stein Turtumøygard¹




Tiltaksanalyse for Figgjovassdraget

Rapport IRIS – 2009/012

¹: Bioforsk Jord og miljø, Fredrik A. Dahls vei 20, 1432 Ås.

Prosjektnummer: 7151845
Prosjektets tittel: Tiltaksanalyse Figgjo
Oppdragsgiver(e): Fylkesmannen i Rogaland
Forskningsprogram:
ISBN: 978-82-490-0621-2
Gradering: Åpen

Stavanger, 30.1.2009

	27/2-2009		06/02-2009		27/02/09
Åge Molversmyr Prosjektleder	Sign.dato	Asbjørn Bergheim Kvalitetssikrer	Sign.dato	Päivi A. Teivainen-Lædre Direktør, IRIS-Biomiljø	Sign.dato

FORORD

Figgjovassdraget i Rogaland er valgt ut i første planperiode for arbeidet med å lage regionale tiltaksprogram for vannforekomstene. Fylkesmannen i Rogaland har tildelt IRIS oppdraget med å utarbeide en tiltaksanalyse for Figgjo, som et innspill i arbeidet med regionale tiltaksprogram.

IRIS har hatt hovedansvar for prosjektet, og har utført vurderinger av tilstand i vassdraget og beregnet næringsstofftilførsler i lys av eksisterende kunnskap om dagens vannkvalitet. IRIS har dessuten utformet forslag til miljømål, og vurdert tiltak som kan iverksettes for å nå målene. Arbeidet er utført av seniorforsker Åge Molversmyr (beskrivelser og vurderinger for vassdraget), Marianne Nilsen (beskrivelser og vurderinger for kystsonen), og Stian Brosvik Bayer (samfunnsøkonomiske vurderinger).

Bioforsk har bidratt med beregning av tilførsler fra spredt avløp og fra landbruksaktiviteter, og har vurdert og beskrevet tiltak som foreslås iverksatt relatert til dette. Arbeidet er utført av seniorforsker Marianne Bechmann og IT-leder Stein Turtumøygard ved Bioforsk Jord og miljø.

I arbeidet med tiltaksanalysen er det innhentet data og opplysninger fra en rekke eksterne kilder. Fylkesmannens miljøvernavdeling og berørte kommuner takkes for opplysninger og data som er gitt. En spesiell takk til overingeniør Tone Telnes ved Fylkesmannen i Rogaland for viktige innspill i arbeidet med rapporten.

Sammenstilling av rapporten er utført av seniorforsker Åge Molversmyr, med bidrag fra de andre tekstforfatterne ved IRIS og Bioforsk. Kvalitetssikrer for prosjektet har vært seniorforsker Asbjørn Bergheim.

Stavanger, 30. januar 2009

Åge Molversmyr, prosjektleder

Nøkkelord: Figgjovassdraget; næringsstofftilførsler; laks; vasspest; elvemusling; miljømål; tiltaksanalyse

INNHold

SAMMENDRAG	1
1. INNLEDNING	3
1.1 Beskrivelse av vannområdet	3
1.2 Om tiltaksanalysen	3
1.3 Ordforklaringer	5
2. MILJØTILSTAND OG MILJØMÅL	7
2.1 Dagens tilstand i vannområdet	7
2.2 Miljømål og brukermål	9
2.3 Reduserte mål (unntak for sterkt modifiserte vannforekomster)	11
3. BRUKERINTERESSER OG PÅVIRKNINGER	13
3.1 Brukerinteresser	13
3.2 Påvirkninger og miljøutfordringer	14
4. TILTAK OG PRIORITERINGER	21
4.1 Tiltakstyper og virkemidler	21
4.2 Prioritering av tiltak og kostnadseffektivitet	21
5. ANBEFALTE TILTAK	27
5.1 Forurensningsbegrensende tiltak	27
5.2 Andre tiltakstyper	30
6. SAMFUNNSØKONOMISKE VURDERINGER	31
6.1 Formål	31
6.2 Forurensning i et samfunnsøkonomisk perspektiv	31
6.3 Økonomiske insentiver	32
6.4 Vurdering av ulike eutrofieringsreducerende tiltak ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse	32
6.5 Vurdering av samfunnsøkonomiske nyttegevinster	34
7. REFERANSER	37
VEDLEGG	39
Vedlegg 1. Grunnlag for beregning av næringsstofftilførsler i til vassdraget	40
Vedlegg 2. Beregnede næringsstofftilførsler til vassdraget	44
Vedlegg 3. Vurdering av tiltak mot næringsstoffavrenning	52
Vedlegg 4. Om grunnlag for samfunnsøkonomiske vurderinger	60
Vedlegg 5. Referanser gitt i vedleggene	64

SAMMENDRAG

Den foreliggende tiltaksanalysen for Figgjo er et innspill til arbeidet regionalt tiltaksprogram, der målsetningen har vært å foreslå ulike tiltak som mest kostnadseffektivt gjør det mulig å nå og opprettholde miljømålene for vannforekomstene i dette vannområdet.

I tiltaksanalysen legges særlig vekt på forhold knyttet til eutrofieringseffekter (overgjødning), som er den viktigste virkningstypen for vesentlige deler av vassdraget. I tillegg har en valgt å sette fokus på forhold som har betydning for bevaring av laksestammen i vassdraget, på forekomsten av elvemusling, og på vasspest som nå er kommet inn i nedre del av vassdraget. Badevannskvalitet (forekomst av tarmbakterier) har en også vurdert som en viktig problemstilling, selv om dette ikke er omfattet av bestemmelsene i Vannforskriften. Figgjo er i denne tiltaksanalysen delt i 5 soner/delområder (i tillegg til sjøområdet), ut fra tilstand og påvirkninger.

Øvre deler av vassdraget er lite påvirket av menneskelig aktivitet, men enkelte av innsjøene benyttes til vannforsyning og kraftproduksjon. Den delen av vassdraget som drenerer til Limavatnet er også moderat påvirket, men jordbruksaktiviteter gir her et visst forurensningsbidrag. Limavatnet var for relativt få år siden betydelig preget av overgjødning. Den midtre delen av vassdraget er betydelig påvirket av menneskelige aktiviteter. Også Edlandsvatnet var for få år tilbake preget av overgjødning. I den nedre delen av vassdraget er jordbruksaktiviteter den dominerende påvirkningsfaktoren. Skas-Heigre kanalen står i en særstilling, og er en konstruert dreneringskanal for et område hvor det opprinnelig lå en grunn innsjø. Av denne grunn er Skas-Heigre kanalen klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst.

Dagens tilstand i vassdraget kan oppsummeres i følgende tabell:

Område/tilstand	Eutrofiering	Fisk/laks	Elvemusling	Fremmede arter	Bakterier
Figgjo - indre	God	God	Dårlig ?	God	God
Figgjo - Limavatnet	God	God	?	Moderat ?	God
Figgjo - midtre	God/Moderat	God	Dårlig ?	Moderat ?	Moderat
Figgjo - nedre	Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig	Dårlig	Moderat
Skas-Heigre kanalen	Svært dårlig	-	-	Dårlig	-

Kystvannet utenfor Figgjo er åpent og eksponert, og preget av løsmasser, rullesteins- og sandstrender. Tilstanden i kystvannet er i stor grad styrt av kyststrømmen, og vurderes som god for alle relevante kvalitetselementer.

Grunnvannet tilhørende vannområdet er i hovedsak lokalisert til et område fra Klugevatnet mot Edlandsvatnet og nord-vest mot Bråstein, men også en liten del av grunnvannsførekosten ved Orrevassdraget strekker seg inn i Figgjo mot Foss-Eikeland. Tilstanden for den førstnevnte anses som god, mens den sistnevnte sannsynligvis avviker fra naturtilstanden på grunn av industriell aktivitet og betydelig påvirkning fra landbruksaktiviteter.

Miljømålene for Figgjo, med de problemområder og kvalitetselementer som er valgt å fokusere på i denne tiltaksanalysen, er oppsummert i følgende tabell:

Objekt for mål	Målsetting
Eutrofiering	Oppnå god tilstand i hele vannområdet, med unntak av Skas-Heigre
Fisk (laks)	Opprettholde gytebestand i tråd med nasjonale mål
Elvemusling	Beholde og forbedre bestanden i tråd med nasjonale mål
Vasspest	Hindre spredning og forsøke å begrense bestanden/biomassen
Tarmbakterier	Oppnå badevannskvalitet i hele vannområdet, med unntak av Skas-Heigre

For Skas-Heigre kanalen, som klassifiseres som en sterkt modifisert vannforekomst, foreslås at målet om "godt økologisk potensial" konkretiseres ved et mål om å komme lavere enn 65 µg/l total fosfor i kanalvannet. Dette vil tilsvare omtrent en halvering av dagens belastningsnivå, og vil tilsvare en forbedring fra "svært dårlig" til "dårlig".

For å kunne nå målsettingen knyttet til eutrofiering, må fosfortilførslene til vassdraget totalt sett reduseres med drøye 3000 kg P/år. Dette kan oppnås ved å gjennomføre tiltak mot spredt avløp, og en rekke tiltak mot avrenning fra landbruksaktiviteter. Vesentlige tilførselsreduksjoner kan primært oppnås ved å redusere arealavrenningen, og det viktigste vil være å oppnå redusert fosforinnhold i jorda. Av landbrukstiltakene vil det viktigste være å redusere fosforgjødslingen, inkludert null P-gjødsling på arealer med høyt fosforinnhold (P-AL > 15) og spredning av all gjødsel før 1. august.

Tiltakene som foreslås i for Figgjo er vist i følgende tabell, der også tiltak relatert til laks, elvemusling og vasspest fremgår:

Objekt for tiltak	Tiltak
Eutrofiering	Redusere næringstilførsler gjennom Avløp: sanering av spredt avløp (90 % rensing) Landbruk: redusert gjødsling, rett gjødslingstidspunkt, ingen høstpløying, ugjødsla randsoner, fangdammer, oppsamling av gjødsel fra pelsdyr
Fisk (laks)	Fortsatt bruk av føre-var-regulering av fiske, vurdere redusert uttak i sjø, sikre minstevannføring ved Ålgård, kartlegge gytebestanden av laks, nye inngrep i vassdraget vurderes nøye mot hensynet til laks (og elvemusling)
Elvemusling	Bevare og reetablere kantvegetasjon, begrense (partikkel)avrenning fra anleggsvirksomhet, kartlegge bestanden
Vasspest	Informasjon og opplysningstiltak, redusere næringstilførsel
Tarmbakterier	Redusere tilførsler fra avløp og landbruk

De ulike tiltakene er vurdert ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse ut fra virkning og kostnad, hvor kostnad per kilo fosfor redusert benyttes som mål. Her kommer det fram at tiltak innen landbruket peker seg ut som spesielt kostnadseffektive. I tillegg vurderes andre elementer, som hvilke grupper tiltakene medfører ulemper for. Borttransportering av overskuddsgjødsel vil være en følge av anbefalingene om redusert gjødsling, men kostnader/muligheter må utredes.

Den viktigste nyttegevinstene knyttet til å redusere nivået på eutrofiering i Figgjo er å redusere faren for algeoppblomstringer i innsjøer og begrense omfanget av hurtigvoksende planter og begroingsalger i og langs elven. Slik plantevekst kan føre til jengroing, og fortrenging av andre planter som kan være sjeldne eller som gir ly til et variert dyreliv. Slike planter oppfattes også som skjemmende, og reduserer kvaliteten på friluftslivet i området.

På grunn av den høye etterspørselen etter friluftaktiviteter knyttet til Figgjo og nærliggende områder, som i tillegg forventes å øke, er det rimelig å anta at betalingsviljen blant befolkningen er over 14,5 millioner kroner årlig på tiltak som forbedrer miljøkvaliteten i Figgjo.

Referanse:

Molversmyr, Å., M. Nilsen, S.B. Bayer, M. Bechmann & S. Turtumøygard, 2009. Tiltaksanalyse for Figgjo-vassdraget. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2009/012.*

Kapittel 1**INNLEDNING**

Figgjo er ett av vannområdene som er valgt ut i første planperiode for arbeidet med å lage regionale tiltaksprogram for vannforekomstene. Den foreliggende tiltaksanalysen for Figgjo er et innspill til dette arbeidet, der målsetningen har vært å foreslå ulike tiltak som mest kostnads-effektivt gjør det mulig å nå og opprettholde miljømålene for vannforekomstene i dette vannområdet.

1.1 Beskrivelse av vannområdet

Figgjo har sitt utspring i heiområdene øverst i Gjesdal kommune, på grensa mot Bjerkreim og Bjerkreimsvassdraget. Vassdraget kan for denne tiltaksanalysen deles i 5 soner/delområder (i tillegg til sjøområdet), ut fra tilstand og påvirkninger. Oversikt over vannområdet, med angivelse av arealtyper i nedbørfeltet, er vist i figur 1.

Den øvre og indre delen av vassdraget er relativt lite påvirket av menneskelig aktivitet, men enkelte av innsjøene benyttes til vannforsyning og kraftproduksjon. Storavatnet (vannkilde) har reguleringer som kan gjøre det aktuelt å klassifisere vannforekomstene som sterkt modifiserte.

Den delen av vassdraget som drenerer til Limavatnet er også moderat påvirket, men jordbruksaktiviteter begynner her å gi et visst bidrag (men ikke så mye som lengre ned i vassdraget). Limavatnet var for relativt få år siden betydelig preget av overgjødning.

Den midtre delen av vassdraget er betydelig påvirket av menneskelige aktiviteter. Tettstedet Ålgård/Figgjo med 9000 innbyggere ligger ved og like nedstrøms Edlandsvatnet. Også Edlandsvatnet var for få år tilbake preget av overgjødning.

I den nedre delen av vassdraget er jordbruksaktiviteter den dominerende påvirkningsfaktoren, i et område som er blant de mest intensive jordbruksområdene i Norge (vesentlig husdyrproduksjon). Skas-Heigre kanalen står i en særstilling, og er en konstruert dreneringskanal for et område hvor det opprinnelig lå en grunn innsjø (Skasvatnet) som ble drenert bort på siste del av 1800-tallet. Av denne grunn er Skas-Heigre kanalen klassifisert som sterkt modifisert.

Kystvannet omhandlet av denne tiltaksanalysen avgrenses i nord ved en linje fra Ølbør havn mot vest, rett sør for øya Tjør. I sør avgrenses området med en linje fra Revtingen mot vest-sørvest, og mellom disse grensene inkluderes kystvann til 1 nautisk mil utenfor grunnlinja (figur 1).

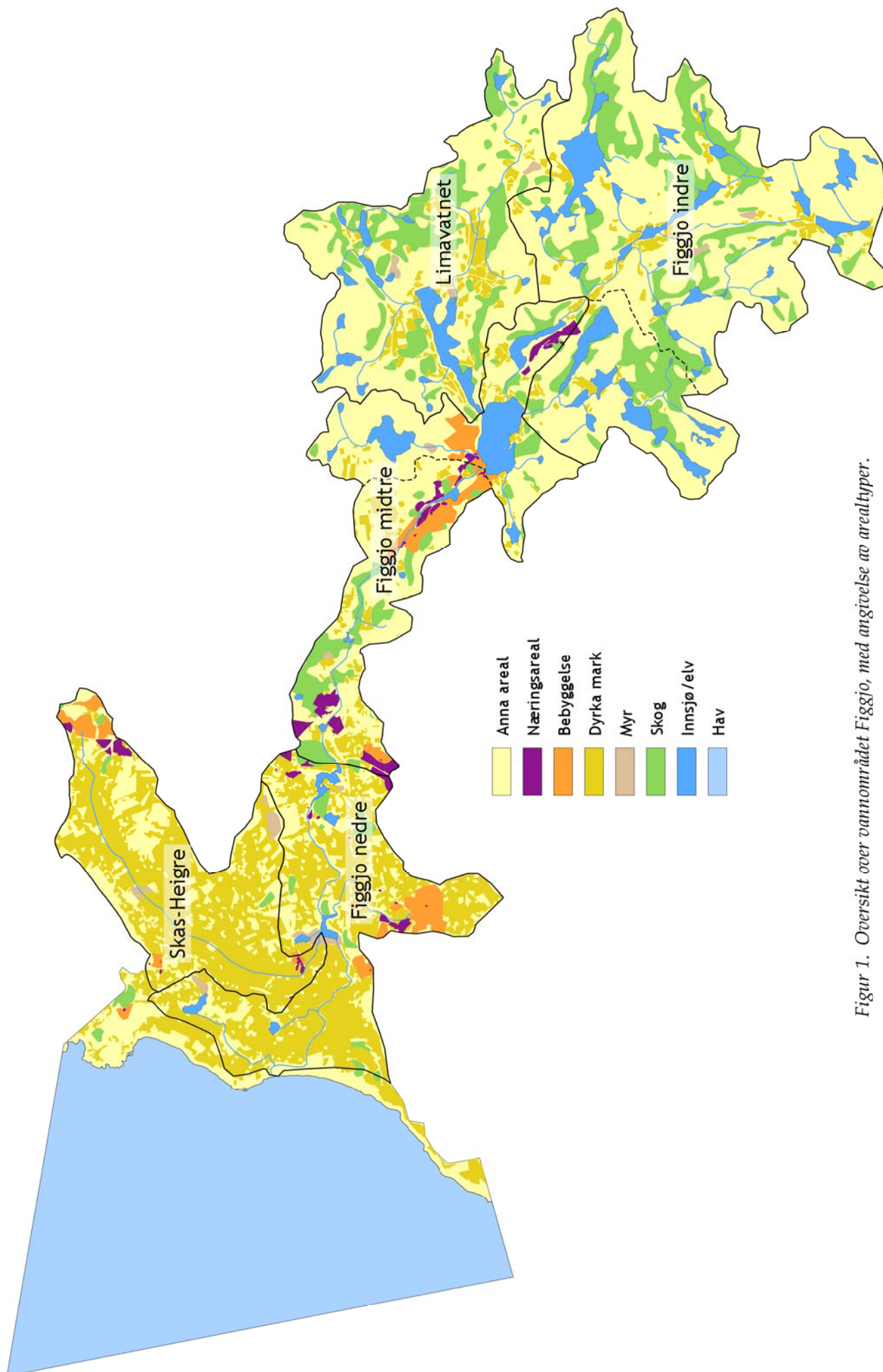
Grunnvannet tilhørende vannområdet er i hovedsak lokalisert til et område fra Klugevatnet mot Edlandsvatnet og nord-vest mot Bråstein, men også en liten del av grunnvannsforkomsten ved Orrevassdraget strekker seg inn i Figgjo mot Foss-Eikeland (figur 2).

Nedbørfelt og kystområde tilhører kommunene Gjesdal, Sandnes, Klepp og Sola, samt noen mindre områder i Time og Bjerkreim.

1.2 Om tiltaksanalysen

Tiltaksanalysen er utarbeidet etter retningslinjer gitt i "Vannforskriften - Veileder i arbeidet med miljøtiltak" (versjon 1.0) som Direktoratgruppa har utarbeidet (tilgjengelig på vannportalen.no) og "Veileder for tiltak i landbruket" som er tilgjengelig på bioforsk.no. Innspill til analysen er gitt av en rekke personer i kommunene, hos Fylkesmannens miljøvernnavdeling, og i de ulike sektorene og faginstanser, bl.a. gjennom et arbeidsmøte hos Fylkesmannen i Rogaland den 14.10.2008, og et møte i Vannregionutvalgets arbeidsutvalg i Kristiansand den 4.11.2008.

Informasjon fra Vann-Nett er dessuten supplert med informasjon fra rapporter utarbeidet av IRIS (RF), NIVA, SFT, COWI og Ambio Miljørådgivning.



Figur 1. Oversikt over vannområdet Figgjo, med angivelse av arealtyper.

Når det gjelder tilførsler av fosfor og tiltak mot næringsstoffbelastning har en i utstrakt grad benyttet datagrunnlag og beregninger fra en nylig utført tiltaksanalyse for Aksjon Jærvassdrag der Figgjo var inkludert (Molversmyr *et al.* 2008).

Når det gjelder informasjonen som er tilgjengelig på Vann-Nett er denne begrenset og til dels dårlig oppdatert for både vassdraget og kystområdet. Selv om det finnes omfattende data fra automatiske målestasjoner i Skas-Heigre kanalen og i Figgjoelva ved Bore, er bare et fåtall av vannforekomstene kartlagt mht. biologiske og kjemiske faktorer. Når det gjelder marinøkologiske forhold, er dette et område hvor det er gjennomført svært få studier/undersøkelser. Mangelfullt og usikkert kunnskapsgrunnlag setter derfor grenser for detaljgrad og nøyaktighet av vurderingene for de enkelte vannforekomstene og vassdragsavsnittene.

I det følgende kapitlet beskrives tilstanden i de enkelte vannforekomster og/eller vassdragsdeler, og miljømål basert på relevante kvalitetselementer blir foreslått. Deretter gjennomgås de viktigste påvirkninger og miljøutfordringer for vassdraget og kystsonen, og hvilke interesser som er knyttet til bruk av områdene. I påfølgende kapitler foreslås ulike tiltak som kan tenkes å iverksettes for å nå miljømålene, og for disse blir effekter og tilknyttede kostnader beregnet i den grad det har latt seg gjøre. Hensikten har her vært å finne hvilke tiltak som er mest kostnadseffektive å gjennomføre, og å foreslå pakker av tiltak som på best måte (kostnadseffektivt) vil gjøre det mulig å nå eller opprettholde miljømålene i de enkelte vannforekomstene. Det gjøres til slutt en mer overordnet vurdering av samfunnsøkonomiske virkninger av de foreslåtte tiltakspakkene, og en gjennomgang av virkemidler som vil trenge for at de skal kunne gjennomføres.

I denne tiltaksanalysen legges særlig vekt på forhold knyttet til eutrofieringseffekter (overgjødning), som er den viktigste virkningstypen for vesentlige deler av vassdraget. I tillegg har en valgt å sette fokus på forhold som har betydning for bevaring av laksestammen i vassdraget, på forekomsten av elvemusling, og på vasspest som nå er kommet inn i nedre del av vassdraget. Badevannskvalitet (forekomst av tarmbakterier) har en også vurdert som en viktig problemstilling, selv om dette ikke er omfattet av bestemmelsene i Vannforskriften.

Selve rapporten har en forsøkt å gjøre kortfattet med fokus på hovedtrekkene, og mye av detaljinformasjonen er samlet i tabeller. Mer detaljerte beskrivelser av beregningsgrunnlaget for tilførselsestimer og omtale av tiltak og tiltakseffekter finnes som rapportvedlegg.

1.3 Ordforklaringer

Vannforekomst: En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse, eller en avgrenset mengde grunnvann.

Overflatevann: Kystvann, brakkvann og ferskvann, unntatt grunnvann.

Grunnvann: Vann under jordens overflate i den mettede sonen i grunnen.

Kystvann: Saltvann fra grunnlinjen og inntil land eller ytre grense for brakkvann, likevel ut til den ytre grensen for territorialfarvannet med hensyn til kjemisk tilstand.

Sterkt modifisert vannforekomst: En forekomst av overflatevann som på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet i vesentlig grad har endret karakter, og som er upekt som sterkt modifisert i medhold av § 5 i Vannforskriften.

Vannregion: Ett eller flere tilstøtende nedbørfelt med tilhørende grunnvann og kystvann som til sammen utgjør en hensiktsmessig forvaltningsenhet slik det framgår av § 20 i Vannforskriften.

Vannområde: Avgrenset del av en vannregion som består av ett enkelt, deler av eller flere nedbørfelt med tilhørende grunnvann og eventuelt kystvann.

Økologisk tilstand: Uttrykk for tilstanden når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann, basert på klassifisering i henhold til Vannforskriften.

Økologisk potensial: Uttrykk for mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann, basert på klassifisering i henhold til Vannforskriften.

Kvalitetselement: Planter og dyr som finnes i en vannforekomst (biologiske kvalitetselementer), og som benyttes for klassifisering av økologisk tilstand. Hydromorfologiske kvalitetselementer (dyp, vannføring, ol.) og kjemiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer (temperatur, oksygen, næringsstoffer, ol.) benyttes som støtteelementer for klassifiseringen.

Miljømål: Fastsatte mål for en vannforekomst, som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomsten. Tilstanden skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomsten skal ha minst god økologisk og god kjemiske tilstand, i samsvar med klassifisering i henhold til Vannforskriften.

Eutrofiering: Anrikning av plantenæringsstoffer i en vannforekomst, og virkningen dette har i vannforekomsten.

Kapittel 2**MILJØTILSTAND OG MILJØMÅL**

2.1 Dagens tilstand i vannområdet

Ved fastsettelse av miljøtilstand i vannforekomstene har en tatt utgangspunkt i informasjonen som er tilgjengelig på Vann-Nett, men supplert denne med nye data der en har slike. Fastsettelse av miljøtilstand baseres primært på biologiske kvalitetselementer, i tråd med utkastet til ny klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppa 2008) og de klassegrenser som er foreslått der. Der en ikke har hatt relevante data om biologiske kvalitetselementer er det tidligere systemet for klassifisering av miljøtilstand benyttet (Andersen *et al.* 1997; Molvær *et al.* 1997). For mange av vannforekomstene er tilstanden ikke definert i Vann-Nett, og en mangler data for å fastsette dette. For disse har en skjønsmessig antatt en miljøtilstand basert på tilstanden i nærliggende vannforekomster og på generell kunnskap om belastningsnivåene.

Tilstanden i de ulike delene av vannområdet er kort omtalt i avsnittene nedenfor, og oppsummert i tabellene 1-3. Funn av elvemusling er oppsummert i figur 3.

2.1.1 Figgjo - indre del

I vassdragets øvre og indre del er tilstanden i dag så langt en kjenner til jevnt over god, men enkelte av de øverste innsjøene kan være moderat påvirket av forurening (Enge 2008). Status for ørret antas likevel å være god (det er ikke anadrom fisk på denne strekningen av vassdraget). Med hensyn til eutrofiering er belastningen liten, og vurdert ut fra dagens tilstand i Edlandsvatnet (god status; Molversmyr 2007) antas at vannforekomstene oppstrøms i feltet også har tilsvarende status. For disse virkningstyper og kvalitetselementer er dermed målsettingen om god status allerede oppnådd.

Det ble i 1995 påvist elvemusling i elva ved Søyland, men med så liten populasjon at den ble antatt å ville dø ut i løpet av få år (Ledje 1996 a, b). I 2006 ble det også funnet noen få individer her (Bjørn Mejdell Larsen, NINA; pers. medd.), men status for populasjonen må anses som dårlig.

2.1.2 Figgjo - Limavatnet

Vurdert ut fra dagens tilstand i Limavatnet (Molversmyr 2007) har denne delen av vassdraget også god status med hensyn til eutrofiering. Likevel har en tidvis observert et visst innslag av blågrønnalger i planteplanktonet i Limavatnet også de senere årene, noe som kan indikere at tilstanden likevel ikke er helt tilfredsstillende. Selv om målsettingen om god status for virkningstypen eutrofiering kan synes å være oppnådd, bør næringsstofftilførsler reduseres som et forebyggende tiltak.

Også status for fisk i denne delen av vassdraget vurderes som god, og målsettingen anses å være oppnådd/tilfredsstillt for både laks på den anadrome strekningen og for ørret i øvre områder. Det er ikke funnet elvemusling i denne delen av vassdraget.

2.1.3 Figgjo - midtre del

I Figgjovassdragets midtre del varierer tilstanden fra god i øvre områder til moderat i de nedre områdene. I Edlandsvatnet er status mht. planteplankton god, og til dels svært god mht. fosforinnhold i forhold til grenser som nå settes i det nye klassifiseringssystemet (Direktoratsgruppa 2008). Også i Straumåna (elva fra Klugevatnet) vurderes status som god, basert på måling av begroingsalger (Molversmyr 2008), men prøver av bunndyr her i 2005 kunne indikere mer moderate forhold (relativt mye døgnfluer; Molversmyr 2006). Her var imidlertid resultatene basert på en annen indeks enn det som benyttes i det nye klassifiseringssystemet, og de tillegges ikke vesentlig vekt i denne analysen. I de nedre områdene av denne midtre delen av Figgjo begynner eutrofieringseffektene å bli tydelige, og analyser av begroingsalger tilsier moderat status (Molversmyr 2008).

Tabell 1. Dagens tilstand i ulike deler av Figgjovassdraget.

Område/tilstand	Eutrofiering	Fisk/laks	Elvemusling	Fremmede arter	Bakterier
Figgjo - indre	God	God	Dårlig ?	God	God
Figgjo - Limavatnet	God	God	?	Moderat ?	God
Figgjo - midtre	God/Moderat	God	Dårlig ?	Moderat ?	Moderat
Figgjo - nedre	Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig	Dårlig	Moderat
Skas-Heigre kanalen	Svært dårlig	-	-	Dårlig	-

*: Bakterier er ikke omfattet av bestemmelsene i Vannforskriften.

Status for laks anses som god, og en har ligget stabilt over gytebestandsmålet. Situasjonen for laks anses derfor å være i samsvar med målsettingen.

I Flassabekken like nedenfor Flassavatnet ble det påvist elvemusling i 1995, men også her var populasjonen så liten at den ble antatt å ville dø ut i løpet av få år (Ledje 1996 a, b). I 2006 ble det funnet vesentlig flere individer på denne lokaliteten (Bjørn Mejdell Larsen, NINA; pers. medd.). I hovedelva mellom Figgjo og Grudavatnet er det funnet større mengder elvemusling, men populasjonene ble antatt å være i tilbakegang (Ledje 1996 a, b). Status er derfor antakelig dårlig.

I både Edlandsvatnet og Limavatnet finnes fiskeslaget sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), som er en introdusert art. Sørv sorterer dermed under begrepet "fremmede arter", og spredning av slike anses som uheldig siden de vil konkurrere med andre arter og kunne påvirke det biologiske mangfoldet. Det er imidlertid uklart om introduksjonen av sørv har hatt vesentlig innvirkning på fiskesamfunnene i disse innsjøene.

2.1.4 Figgjo - nedre del

Lenger ned i vassdraget er påvirkningen fra landbruksaktiviteter større, og i den nedre delen er status moderat for både begroingsalger, bunndyr og næringsstoffer (Molversmyr 2008).

Nederst i vassdraget er det betydelig tilslemming av naturlige gyteplasser for fisk (laks), og tilstanden for denne må anses som moderat til dårlig. For elvemusling som er påvist ovenfor Grudavatnet gjelder de samme vurderingene som for den oppstrøms delen av hovedelva (se ovenfor).

I Grudavatnet er det nylig påvist forekomst av vasspest (*Elodea canadensis*), etter at denne arten først ble påvist i Skas-Heigre kanalen i 2005 (Mjelde 2006). Med hensyn til vasspest (fremmede arter) må status i dag anses som dårlig.

2.1.5 Skas-Heigre kanalen

Denne sidegrenen av vassdraget er sterkt preget av jordbruksaktivitet, og tilstanden er svært dårlig mht. eutrofieringseffekter (begrøingsalger, samt næringsstoffinnhold i vannet). Men det må nevnes at tilstanden i kanalen i dag synes å være vesentlig bedre enn for noen år tilbake. For drøye 10 år siden hadde kanalvannet svært lavt oksygeninnhold i lange perioder om sommeren, som følge av organisk belastning (Molversmyr & Bergheim 1995). De senere årene er oksygenforholdene forbedret, og en har også observert yngel av laksefisk i kanalen (ved Voll) om sommeren (IRIS, unpubl. data). Denne forbedringen gjenspeiles imidlertid ikke i klare endringer i næringsstoffinnholdet i kanalen (Molversmyr 2008).

2.1.6 Kystvannet

I kystvannforekomsten er tidevannsforskjellen er liten, kysten er åpen og eksponert og kystsonen er preget av løsmasser, rullesteins- og sandstrender. Overflatevannet kan strømme både i nordlig og sørlig retning, men generelt er vannmassene godt mikset med kort oppholdstid for bunnvann. Utskifting av vannmasser styres av den nordgående kyststrømmen samt av vindinduserte strømmer som kan medføre at kystvann stues opp ved land eller at vannmassene føres vekk fra land med resulterende oppvelling av atlantisk vann ved kysten. Vannkvaliteten er i stor grad styrt av kyststrømmen, sammen med mulige lokale effekter av elvetilførsler og avløp.

Aktuelle kvalitetselementer for kystvannet til Figgjo (Tvedten 2000; Ledje 2006) tilsier god status (tabell 2), som også bør være miljømålet for vannforekomsten. Et mulig unntak er bunnfauna (bløtbunn), som i utgangspunktet skulle tilsi moderat status. For en eksponert kystvannsforekomst som dette, hvor bløtbunnslokaliteter ofte har høyt innslag av grove sedimenter, vil de fysiske forholdene i seg selv være en naturlig begrensende faktor for artsrikdom (diversiteten) som klassifiseringen baseres på i dag. Ut fra artssammensetning (økologisk toleranse) ble det verken ved Bore eller Sele funnet indikasjoner på påvirkning fra utslipp (Tvedten 2000; Ledje 2006), noe som underbygger at observerte forhold representerer en nær naturlig tilstand for dette området. I det nye klassifiseringssystemet, som foreløpig har samme klassegrenser for alle regioner og vann typer, kommenteres også at det vil bli vurdert å differensiere klassegrensene (Direktoratsgruppe 2008). Med bakgrunn i dette vurderes status for bunnfaunaen også som god. Det påpekes imidlertid at vurderingene her er baseres på et svært begrenset og til dels utdatert datamateriale fra spredte resipientundersøkelser.

I kystvannet er introduksjon av fremmede arter en problemstilling knyttet til skipstrafikk og tømning av ballastvann, men i følge losoldermannen i Rogaland er ikke fartøyer i det aktuelle området forbundet med ballastvann-problematikk. Men introduksjon av arter kan også ha skjedd via transport med havstrømmen.

Tabell 2. Dagens tilstand i kystvannet.

Område/tilstand	Fysisk/kjemisk	Bløtbunnsfauna	Fisk/laks	Fremmede arter	Bakterier*
Kystvannet	God	God	God	God ?	God

*: Bakterier er ikke omfattet av bestemmelsene i Vannforskriften.

2.1.7 Grunnvann

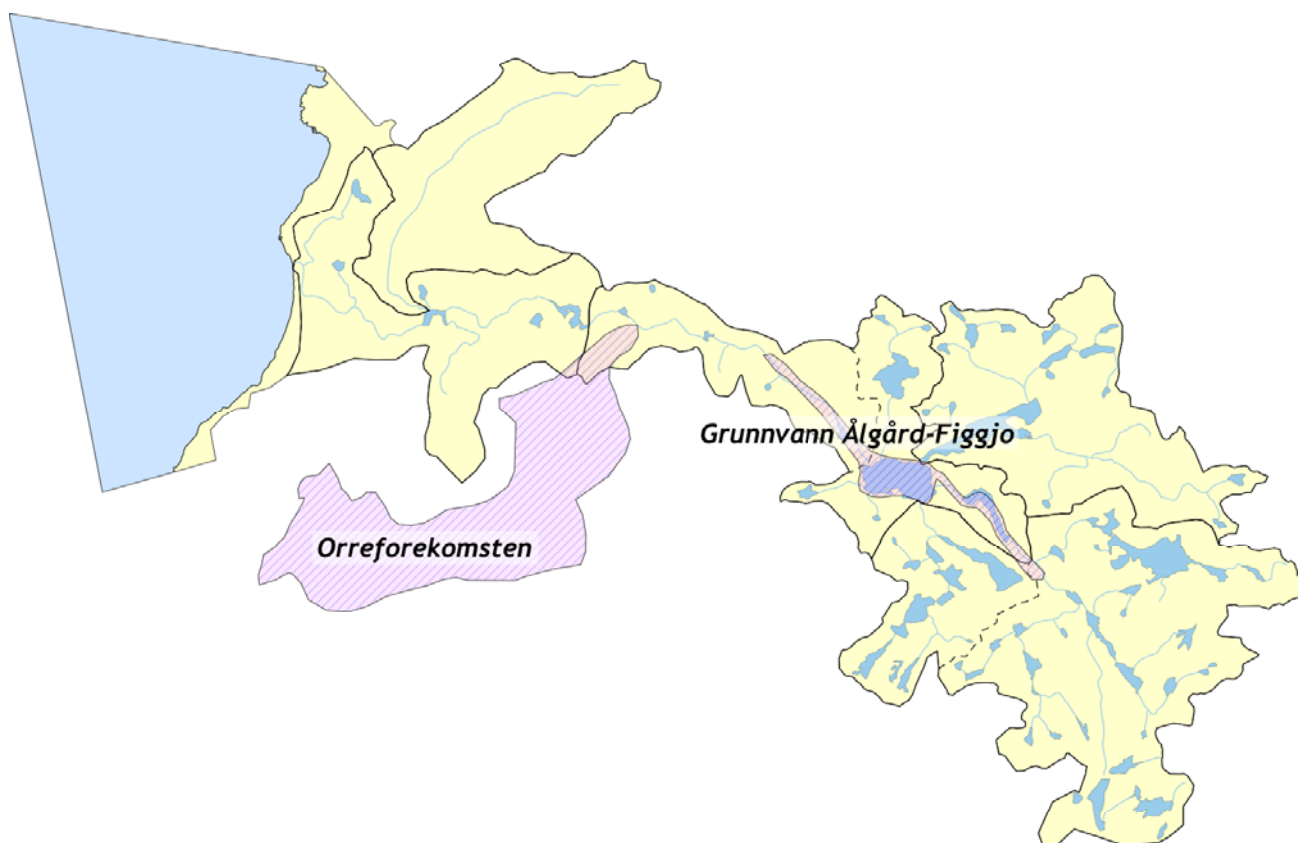
For grunnvannet er målsetningen god kjemisk og kvantitativ status, og for forekomsten ved Ålgård antas dette å være oppfylt (tabell 3). For forekomsten som berører Figgjo ved Orstad (forekomst Orre) avviker dagens tilstand sannsynligvis fra naturtilstanden på grunn av industriell aktivitet og betydelig påvirkning fra landbruksaktiviteter. Her er det også målt lavt oksygeninnhold (Misund 2007), men dette kan også ha sammenheng med grunnforholdene der målinger er foretatt. Det er likevel trolig at tilstanden i denne grunnvannsforekomsten ikke kan klassifiseres som god. Grunnvannsforekomstene er vist i figur 2.

Tabell 3. Antatt tilstand for grunnvann.

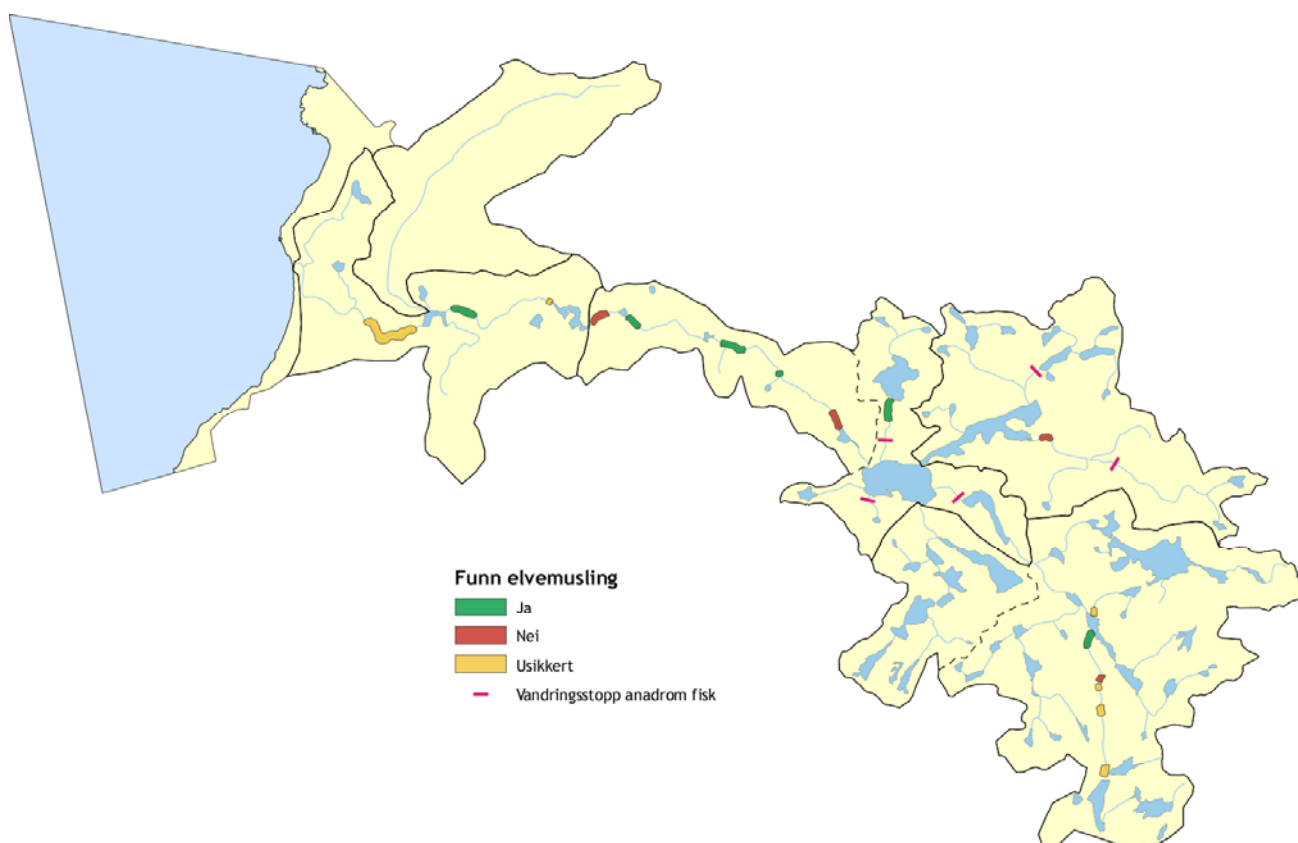
Forekomst/tilstand	Kjemisk	Kvantitativt
Forekomst: Ålgård	God	God
Forekomst: Orre	Dårlig ?	God

2.2 Miljømål og brukermål

Vannforskriften har fokus på økologiske mål, og standard miljømål tilsvarende "god tilstand" for aktuell vann type og kvalitetselement i det nye klassifiseringssystemet (Direktoratsgruppa 2008) skal benyttes når en har grunnlag for dette. Der grenser er satt for ulike økologiske kvalitets-element i utkastet til klassifiseringssystem er disse brukt, mens det ellers er brukt grenseverdier i det tidligere klassifiseringssystemet. For sterkt modifiserte vannforekomster skal miljømålet "godt økologisk potensial" fastsettes med bakgrunn i hvilke tiltak som er mulig/realistisk å få gjennomført (se avsnitt 2.3).



Figur 2. Grunnvann i Figgjovassdraget.



Figur 3. Forekomster (funn) av elvemusling i Figgjovassdraget.

Når det gjelder eutrofiering samsvarer miljømålene foreslått for Limavatnet og Edlandsvatnet i tiltaksanalysen for Jærvassdragene (Molversmyr *et al.* 2008) svært godt med målet om "god tilstand" (med tilhørende grenseverdier for relevante kvalitetselementer) slik de nå er satt i utkastet til nytt klassifiseringssystem. Målene, med tilhørende behov for reduksjon av fosfortilførselene til vassdraget, er derfor beholdt slik det var angitt av Molversmyr *et al.* (2008) for disse vannforekomstene, og også for de resterende delene av vassdraget.

For fisk er målsettingen i første rekke knyttet til bevaring laksestammen, og målet er at vassdraget skal ha nok gytefisk til å sikre bestanden på lang sikt.

For elvemusling har en målsetning om å bevare bestanden der den i dag måtte eksistere, og legge til rette for at forholdene kan forbedres. Det må påpekes at en har mangelfull kunnskap om dagens status i vassdraget, og om årsakene til at populasjonen har vært i tilbakegang i Figgjo.

Når det gjelder fremmede arter har en valgt å knytte målet til forekomstene av vasspest som er registrert i Skas-Heigre kanalen og i Grudavatnet. Når denne arten først har etablert seg, er det lite tenkelig at den skal kunne fjernes igjen, og målsettingen er at en i størst mulig grad skal begrense bestanden og hindre spredning til andre deler av vassdraget (oppstrøms) eller andre vannforekomster i området.

I tillegg til disse målene har en også mål om å oppnå badevannskvalitet i hele vannområdet. Selv om tarmbakterier og badevannskvalitet ikke er omfattet av Vannforskriften, har en valgt å inkludere dette tilleggsålet (brukermålet) siden det er sterke rekreasjons- og friluftinteresser knyttet til bruken av vassdraget.

Miljømålene for Figgjo, med de problemområder og kvalitetselementer som er valgt å fokusere på i denne tiltaksanalysen, er oppsummert i tabell 4.

Tabell 4. Miljømål for Figgjo.

Objekt for mål	Målsetting
Eutrofiering	Oppnå god tilstand i hele vannområdet, med unntak av Skas-Heigre
Fisk (laks)	Opprettholde gytebestand i tråd med nasjonale mål
Elvemusling	Beholde og forbedre bestanden i tråd med nasjonale mål
Vasspest	Hindre spredning og forsøke å begrense bestanden/biomassen
Tarmbakterier	Oppnå badevannskvalitet i hele vannområdet, med unntak av Skas-Heigre

2.3 Reduserte mål (unntak for sterkt modifiserte vannforekomster)

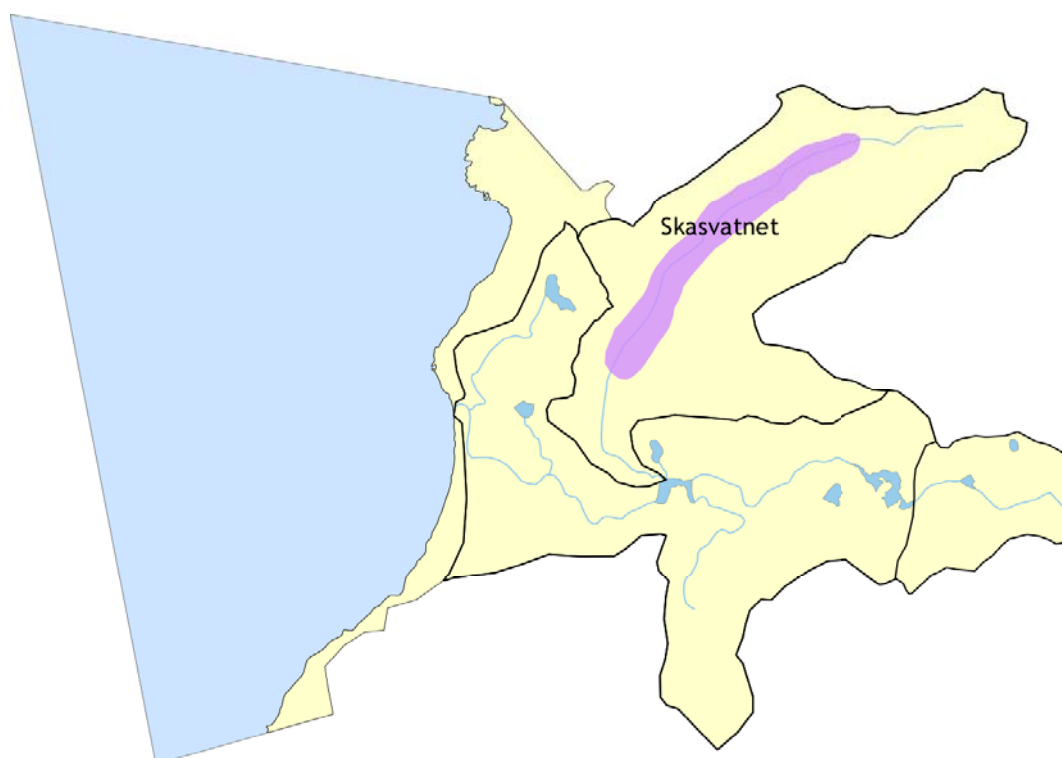
En vannforekomst kan defineres som sterkt modifisert dersom den er så påvirket av fysiske inngrep at miljømålet "god økologisk tilstand" ikke med rimelighet kan oppnås. Årsaken til inngrepet skal være et samfunnsnyttig formål. For slike sterkt modifiserte vannforekomster skal miljømål fastsettes i forhold til hvilke avbøtende tiltak som er realistisk å gjennomføre, og den økologiske effekten som da kan oppnås vil utgjøre miljømålet "godt økologisk potensial". I tillegg skal mål om "god kjemisk tilstand" være oppfylt, som betyr at grenseverdier for spesifikke miljøgifter ikke skal overskrides (i sediment og i biota).

I Figgjos indre del er Storavatnet klassifisert som en sterkt modifiserte vannforekomster, og årsak er magasinering for bruk til drikkevann. Ved Langavatnet ligger IVARs vannbehandlingsanlegg, men selve Langavatnet er i dag reservekilde. Vann overføres fra hovedkildene Stølsvatnet og Romsvatnet i Bjerkreim, og vannstandsendingene i Langavatnet er derfor små (ca. 0,5 meter). Også fra Storavatnet vil vann bli overført til Langavatnet, og regulerings høyden i Storavatnet (som til nå har vært ubetydelig) vil heretter kunne bli opp til ca. 10 meter (Ernst Georg Hovland, IVAR, pers. medd.). I følge klassifiseringen for hydromorfologiske endringer i innsjøer i nytt klassifiseringssystemet (Direktoratsgruppa 2008) vil reguleringsøyder større enn 3 meter medføre

at målet om god status for fisk (aure) ikke kan oppnås, noe som vil være tilfellet for Storavatnet. Det er ikke antatt å være andre miljøproblemer her, og det foreslås derfor at tilstanden en har i Storavatnet anses å tilsvare målet "godt økologisk potensial" siden det neppe finnes tiltak som er realistiske å gjennomføre mot effektene av denne reguleringen. For Langavatnet antas status i dag å være god, og vannforekomsten anses ikke som "sterkt modifisert" selv om det også her er gjort vesentlige fysiske inngrep i form av magasinering.

Skas-Heigre kanalen er også klassifisert som en sterkt modifiserte vannforekomst. Som nevnt innledningsvis er dette en konstruert dreneringskanal gjennom et område hvor det opprinnelig lå en grunn innsjø (Skasvatnet; figur 4). Kanalen ble anlagt for å skaffe mer dyrkbar jord, og økologisk tilstand i vannforekomsten gjenspeiler i dag den intense jordbruksdriften i området. Med hensyn til kjemisk tilstand er det ikke kjente påvirkninger som kan tenkes å gi opphav til forhøyede forekomster av de relevante miljøgiftene, med et mulig unntak av landbrukets bruk av pesticider. Men en lang serie overvåkingsdata for pesticider i kanalvannet (Molversmyr 2002; Molversmyr *et al.* 2007) gir ingen indikasjon på at slike stoffer skal kunne gjenfinnes i betenkelige nivåer i sediment eller biota.

Det er mulig å tenke seg tiltak som vil gjenskape en del av våtmarksområdene som opprinnelig fantes i Skas-Heigre området. Men her har en neppe nødvendige virkemidler for gjennomføring av slike tiltak, og skal de gjennomføres i tilstrekkelig omfang til å gi klare miljøforbedringer vil det kunne gi vesentlige negative konsekvenser for den samfunnsnyttige bruken av området (i form av redusert jordbruksproduksjon). I denne tiltaksanalysen har en derfor hatt fokus på tiltak mot næringsstofftilførsler fra landbruksaktivitetene. For å kunne ha en lett målbar størrelse for tiltakseffekter foreslås at miljømålet baseres på innholder av næringsstoffer i vannet, og nærmere bestemt foreslås en grenseverdi på 65 µg/l total fosfor som årlig middelvei som det primære miljømålet. Dette vil tilsvare omtrent en halvering av dagens belastningsnivå, og vil tilsvare en forbedring fra "svært dårlig" til "dårlig" når en legger til grunn grenseverdien for total fosfor gitt for den aktuelle vanntypen i det nye klassifiseringssystemet (som rett nok gjelder for innsjøer). For Skas-Heigre kanalen foreslås derfor at målet om "godt økologisk potensial" konkretiseres ved et mål om å komme lavere enn 65 µg/l total fosfor (årsmiddel) i kanalvannet.



Figur 4. Skas-Heigre med Skasvatnet ca. 1863 (etter Folvik, 2001).

Kapittel 3**BRUKERINTERESSER OG PÅVIRKNINGER**

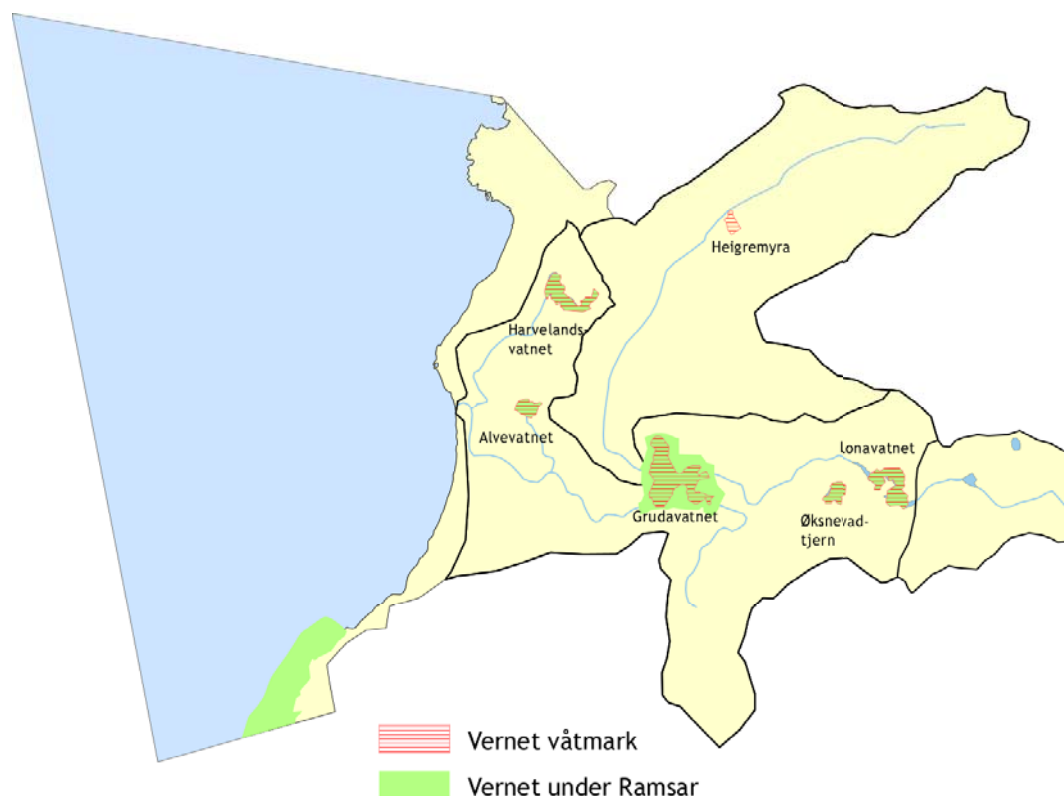
3.1 Brukerinteresser

Det er knyttet en rekke brukerinteresser til Figgjovassdraget, og de viktigste er vist i tabell 5 der det også skjønnsmessig er angitt hvordan de ulike brukerinteressene påvirker hverandre.

Figgjo er et vernet vassdrag, og også et nasjonalt laksevassdrag (inkludert kystvannet som er nasjonal laksefjord). Interesser knyttet til vern av laksestammen i Figgjo står derfor særlig sterkt i dette vannområdet, og må tillegges stor vekt i forvaltningsplanen som er under utarbeidelse.

Flere våtmarksområder i nedre del av vassdraget er vernet, og biotoper og biologisk mangfold er en annen særlig viktig verdi i Figgjo. Både Lonavatnet, Øksnevadtjern, Grudavatnet, Harvelandsvatnet og Alvevatnet er omfattet av vern, i tillegg til Heigremyra i nedbørfeltet til Skas-Heigre (figur 5). Alle de nevnte vannene er dessuten vernet under Ramsarkonvensjonen, som for Grudavatnet omfatter et større areal og som dessuten omfatter kystvannet (figur 5). Ramsarkonvensjonen tar sikte på å forvalte internasjonalt viktige våtmarksområder slik at deres økologiske funksjoner opprettholdes. Våtmarksområder defineres vidt, og omfatter blant annet myr og ferskvann, samt brakkvann og marine områder ned til seks meters dyp.

Jordbruket er også en særlig viktig interesse, og har stor nasjonal verdi i dette som er et av de viktigste områdene for matproduksjon i Norge. Men jordbruksaktivitetene medfører en betydelig negativ påvirkning på vannmiljøet i nedre deler av vassdraget, og jordbruksinteresser vil ofte være i konflikt med verneinteresser. Selv om en stor del av de konkrete og tallfestede tiltakene som foreslås i denne rapporten retter seg mot belastningen fra jordbruket, må forvaltningsplanen i størst mulig grad tilrettelegge for alle brukerinteressene i vannområdet.



Figur 5. Vernede områder i Figgjos nedre deler.

Tabell 5. Relevante brukerinteresser i Figgjos vannområde, med skjønnsmessig angivelse av hvordan de påvirker hverandre positivt (pos) og negativt (neg).

Virkning	Belastning												
	Drikkevann	Vannkraft	Fiske	Jordbruk	Avløp	Industri	Masseuttak	Båttrafikk	Sjømat	Taretråling	Naturmiljø/mangfold	Kulturminner	Rekreasjon/friluftsliv
Drikkevann	-	neg		neg	neg	neg					pos	neg	neg
Vannkraft		-	neg								neg	neg	
Fiske		neg	-	neg	neg	neg	neg				pos		pos
Jordbruk	neg			-			neg				neg	neg	
Avløp					-						neg		
Industri						-					neg	neg	
Masseuttak							-				neg	neg	
Båttrafikk								-			neg		
Sjømat					neg				-	neg			
Taretråling										-			
Naturmiljø/mangfold		neg		neg	neg		neg	neg		neg	-	pos	neg
Kulturminner		neg		neg			neg				pos	-	
Rekreasjon/friluftsliv	neg	neg	pos	neg	neg	neg	neg				pos	pos	-

3.2 Påvirkninger og miljøutfordringer

Som nevnt innledningsvis er det ulike påvirkninger og miljøutfordringer i ulike deler av vannområdet. De øvre områdene i vassdraget er relativt lite påvirket av forurensningstilførsler, men reguleringer til kraft- og drikkevannsformål medfører visse hydromorfologiske endringer. Midtre del av vassdraget har også moderat forurensningsbelastning, men her er det flere typer belastninger som har opphav i næringsvirksomhet og arealbruk rundt tettstedet Ålgård/Figgjo. I nedre deler av vassdraget er landbruksaktiviteter den dominerende påvirkningsfaktoren, og av de ca. 97 km² dyrka mark i nedbørfeltet til Figgjo (42 % av totalarealet) tilhører om lag 51 km² de to nederste sonene "Skas-Heigre" og "Figgjo - nedre del" (75 % av arealet).

I de følgende avsnittene gis nærmere beskrivelser av de ulike påvirkningene.

3.2.1 Hydromorfologiske påvirkninger

I øvre og indre del av vassdraget er Langavatnet og Storavatnet drikkevannskilder, og innsjøene er oppdemt i forhold til opprinnelig tilstand. IVARs vannbehandlingsanlegg ligger ved utløpet av Langavatnet, men selve Langavatnet er nå reservelkilde med svært liten vannstandsending gjennom året. Hit overføres vann fra hovedkildene Stølsvatnet og Rømsvatnet i Bjerkreim. Storavatnet er også en vannkilde med overføring til Langavatnet, og her vil regulerings høyden kunne bli opp til ca. 10 meter (Ernst Georg Hovland, IVAR, pers. medd.). Storavatnet er i Vann-Nett klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst.

Også noen av de andre vannkildene i dette området har damanlegg (se figur 6), uten at dette antas å være en vesentlig påvirkning for vannforekomsten.

Ved Skurve, nær Klugevatnet oppstrøms Edlandsvatnet, er det gjort omfattende utbygging av næringsarealer den siste tiden. Vannstanden i Klugevatnet har vært senket i den forbindelse, men inngrepene er neppe av en slik karakter at Klugevatnet skal falle i kategorien "sterkt modifiserte vannforekomster". En har lite kunnskap om hvordan inngrepene har påvirket (og vil påvirke) den økologiske tilstanden i Klugevatnet eller elvestrekningen nedstrøms (Straumsåna). Analyse av begroingsalger i denne elva i 2008 indikerte ingen spesiell belastning (Molversmyr; upubl. data), men virkninger på andre organismetyper er ukjent. Belastningen fra området må ventes å øke, etter hvert som ny næringsvirksomhet blir etablert. Det er blant annet planer om etablering av et anlegg for betong og sement som nå er til vurdering hos myndighetene. Under alle omstendigheter vil det være viktig at det gjøres tilstrekkelige tiltak for å sikre tilfredsstillende håndtering av overvann i dette området.

Utløpet av Klugevatnet er for øvrig et vandringshinder for laks, og representerer dermed grensen for den lakseførende strekningen i denne grenen av vassdraget. I delfeltet "Limavatnet" er det vandringshinder ved Helland og ved utløpet av Bergsvatnet. Den lakseførende strekningen av Figgjo er vist i figur 7. Det bør vurderes å fjerne eventuelle kunstige vandringshinder, og ved fremtidig arealplanlegging må det sikres at nye vandringshinder ikke blir etablert.

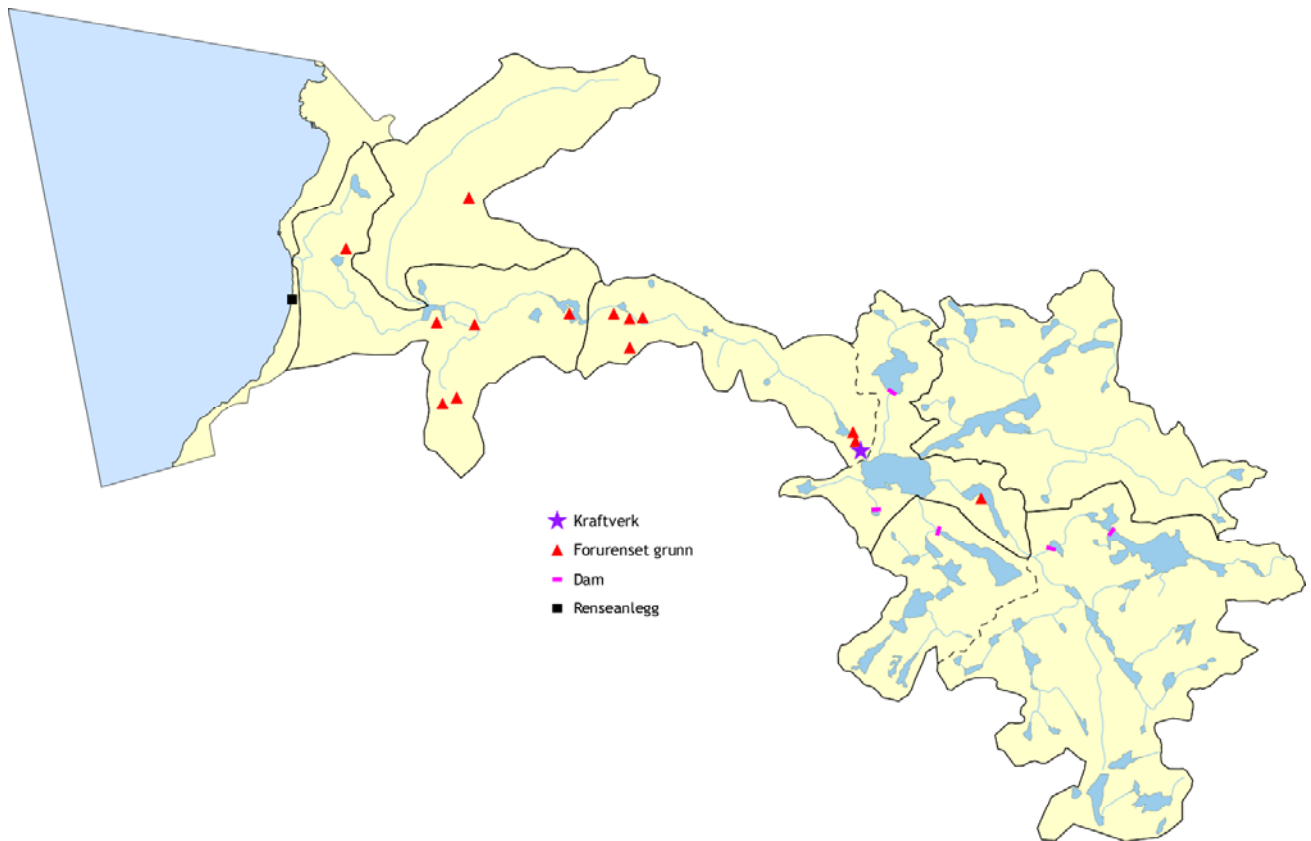
Ved Ålgård ligger et kraftverk med vanninntak i Edlandsvatnet, og i Straumsåna er det planlagt et kraftverk for utnyttelse av Klugevatnet som vannmagasin. Ved Ålgård er det noe varierende vannføring i hovedelva som følge av det eksisterende kraftanlegget, og ved oppgradering av dette anlegget bør det sikres en viss minstevannføring. Konsekvensene av disse anleggene er for øvrig antatt å være relativt små (Lura & Larsen 2006).

Ved Ålgård/Figgjo og ved Foss-Eikeland (samt Klugevatnet/Skurve; se ovenfor) er det en del tette flater i forbindelse med bebyggelse og næringsarealer (figur 1). Vassdraget tilføres en del forurensende stoffer med overvann her, men ikke slik at det antas å gi vesentlig påvirkning. Overvannshåndteringen bør imidlertid kunne forbedres.

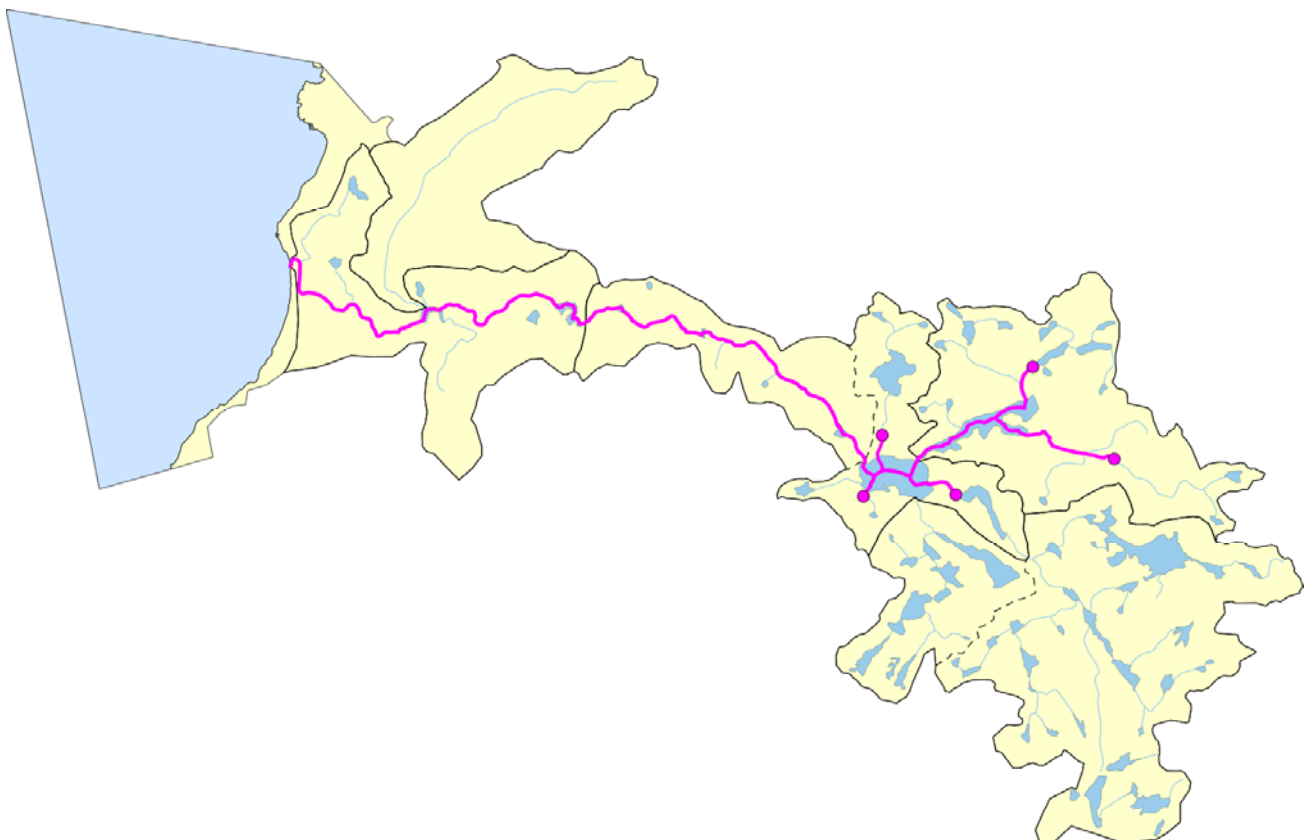
I nedre deler av vassdraget er som nevnt landbruksaktiviteter den dominerende påvirkningsfaktoren, og kanalisering og drenering har medført at betydelige arealer som opprinnelig var vannflater og våtmarksområder har forsvunnet. Dette gjelder ikke bare for Skas-Heigre kanalen (se avsnitt 2.3), men også i vassdragsdelen kalt "Figgjo - nedre" har grøfting og tørrlegging av myrer og tjern medført betydelige endringer (Folvik 2001). Kanalisering og drenering i tilknytning til jordbruksarealene representerer den største hydromorfologiske påvirkningen i denne delen av vassdraget, men tilsvarende påvirkning gjelder også i en viss grad for landbruksarealene lengre oppe i vassdraget.

Når det gjelder selve munningen av Figgjovassdraget er den nøyaktige lokaliseringen av denne variabel gjennom at den kan endres fra år til år som et resultat av variasjoner i fysiske forhold, primært fra påvirkninger fra sjøsiden. Dette kan medføre at anadrom fisk får problemer med å gå opp i vassdraget fordi selve munningen blir for grunn, og det har derfor i noen tilfeller blitt gitt tillatelse til å grave i området for å gjøre situasjonen bedre for fisken. Slike endringer, og mulige tillatelser til inngrep, vurderes imidlertid fra år til år og settes i stor grad opp mot forhold som kan skyldes vannføringen i selve vassdraget.

Hydromorfologiske endringer og modifiseringer av vassdraget kan også innvirke på bunnforholdene i kystsonen (struktur og substrat), og kan gi habitatendringer som har konsekvenser for biologiske samfunn og det økologiske samspillet i kystvannet.



Figur 6. Påvirkninger i Figgjovassdraget.



Figur 7. Lakseførende strekning og vandringshinder i Figgjovassdraget.

3.2.2 Forurensningstilførsler

Næringsstoffer

Tilførsler av næringsstoffer fra intensiv jordbruksdrift har sammen med kloakk/avløp fra befolkning og industri bidratt til betydelig overgjødning av vassdragene på Jæren. Dette var særlig framtreddende på 1970 og -80 tallet, da både Limavatnet og Edlandsvatnet hadde årvisse oppblomstringer av blågrønnalger. Tilførslene er betydelig redusert siden den gang, og i disse innsjøene er tilstanden så mye forbedret at målet om god status antas å være tilfredsstillt (se avsnitt 2.1). Lengre nede i vassdraget er imidlertid næringsstoffbelastning den dominerende påvirkningen, og eutrofieringseffekter er tydelige.

I tabellene 6a og 6b er vist beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen i de ulike vassdragsdelene (beregningsgrunnlaget er omtalt i vedlegg). Beregnet avlastningsbehov for fosfor er vist i tabell 7, som også viser medfølgende reduksjon i nitrogenbelastningen. Tilførsler og avlastningsbehov er også vist i figur 8 og 9. Reduksjonene av fosfor er de som en har antatt vil være nødvendig for å kunne oppnå skisserte miljømål for virkningstypen eutrofiering, og som danner grunnlaget for tiltakene som foreslås i kapittel 4.

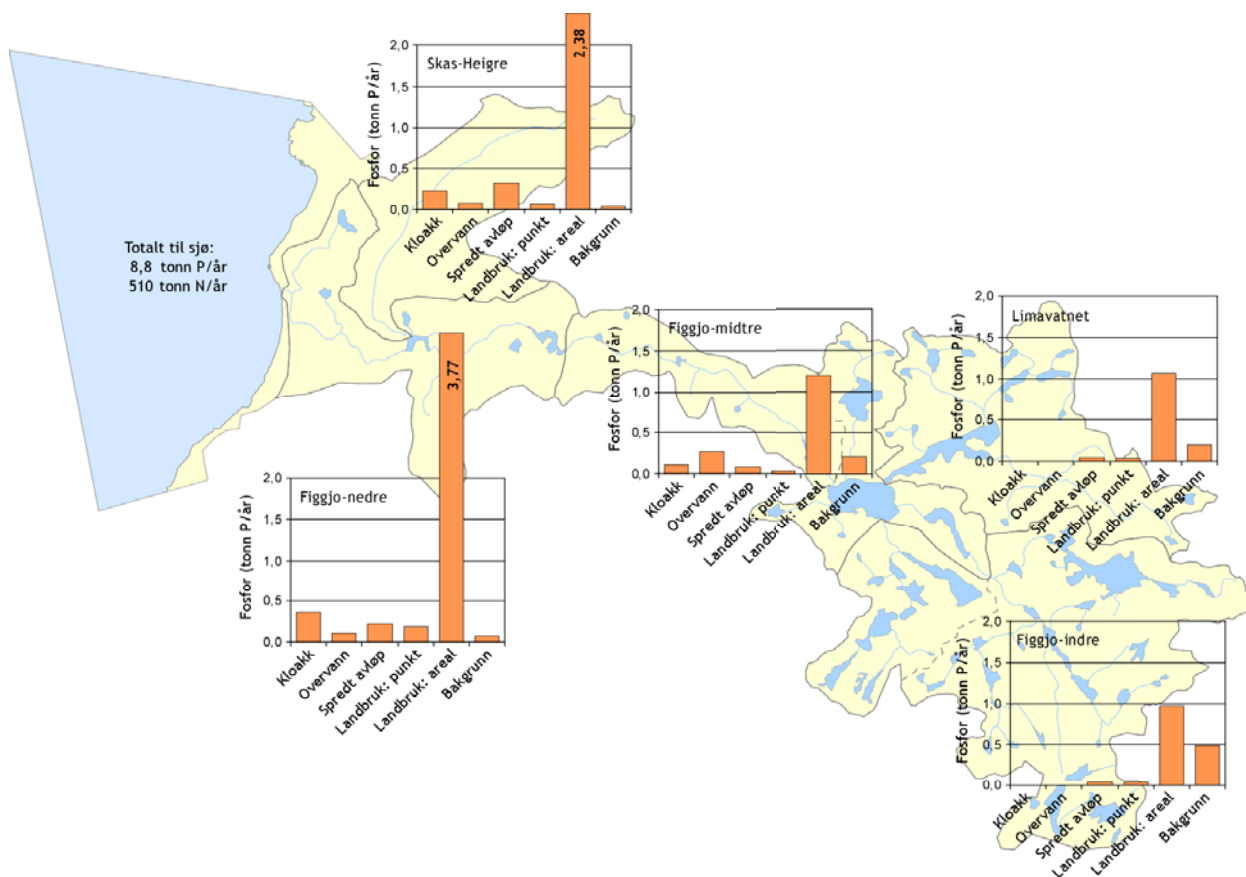
Totalt ved utløpet av vassdraget er det beregnet at Figgjo tilfører kystvannet ca. 8,8 tonn P/år og 510 tonn N/år. Etter gjennomføring av tiltakene foreslått i kapittel 4 anslås det at tilførslene til kystvannet vil være ca. 6,5 tonn P/år og 490 tonn N/år.

Tabell 6a. Fosfortilførsler i feltene i Figgjovassdraget (kg P/år).

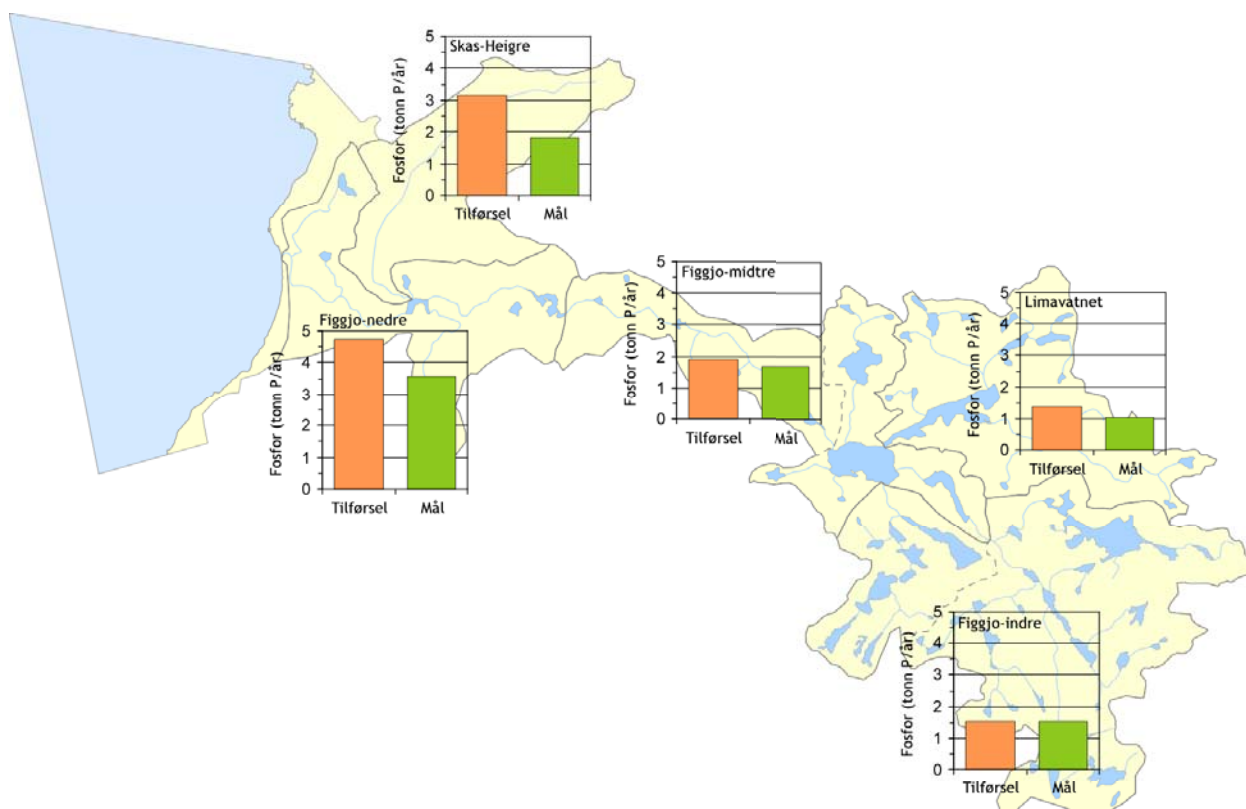
Felt	Kommunalt		Spredt avløp	Landbruk		Bakgrunn	Totalt
	Kloakk	Overvann		Punkt-kilder	Arealavrenn.		
Figgjo-indre	0	0	38	32	971	495	1 536
Limavatnet	0	0	51	33	1 069	203	1 356
Figgjo-midtre	106	271	83	39	1 194	207	1 901
Figgjo-nedre	368	111	222	184	3 766	71	4 722
Skas-Heigre	229	79	330	73	2 382	34	3 127
Sum	703	461	724	361	9 382	1 010	12 642

Tabell 6b. Nitrogentilførsler i feltene i Figgjovassdraget (tonn N/år).

Felt	Kommunalt		Spredt avløp	Punktkilder + arealavrenning	Bakgrunn	Totalt
	Kloakk	Overvann				
Figgjo-indre	0	0	0,53	68	34,7	103,2
Limavatnet	0	0	0,69	68	14,3	83,0
Figgjo-midtre	0,82	1,90	0,87	75	14,3	92,9
Figgjo-nedre	2,83	0,77	2,12	177	5,11	187,8
Skas-Heigre	1,76	0,55	3,21	120	2,92	128,4
Sum	5,41	3,22	7,42	508	71,3	595,3



Figur 8. Fosfortilførsler i feltene i Figgjovassdraget.



Figur 9. Fosfortilførsler og avlastingsbehov i feltene i Figgjovassdraget.

Tabell 7. Tilførsler av fosfor med avlastingsbehov i de ulike vassdragsdelene av Figgjo, samt tilførsler og medfølgende reduksjoner av nitrogen.

Felt	Fosfor (kg P/år)			Nitrogen (tonn N/år)	
	Dagens tilførsel	Mål for tilførsel	Avlastingsbehov	Dagens tilførsel	Reduksjon
Figgjo-indre	1 536	1 536	0	103,2	0
Limavatnet	1 356	1 032	324	83,0	3,0
Figgjo-midtre	1 901	1 664	237	92,9	1,3
Figgjo-nedre	4 722	3 560	1 162	187,8	7,4
Skas-Heigre	3 126	1 800	1 332	128,4	11,4
Sum	12 641	9 592	3 055	595,3	23,1

Andre typer tilførsler

Plantevernmidler brukes i landbruket, og i Skas-Heigre påvises det jevnlig rester av plantevernmidler i vannet (se avsnitt 2.3). Men funnene er ikke av en slik karakter at de kan ventes å ha vesentlig innvirkning på organismsamfunnene, selv om det er tilfeller hvor det er gjort funn av enkeltstoffer med konsentrasjoner høyere enn antatte miljøfarlighetsgrenser (Molversmyr *et al.* 2007). Det antas ikke å være behov for avlastende tiltak mht. plantevernmidler.

Figgjovassdraget har lange strekninger med vassdragsnære veier som blir saltet om vinteren, og veisaltning kan i utgangspunktet tenkes å ha negative effekter. Men relativt nye undersøkelser der Edlandsvatnet og Ytre Kydlandsvatnet var med, indikerer ikke påvirkninger fra veirelaterte aktiviteter i disse innsjøene (Bækken & Haugen 2006). Pr. i dag antas derfor ikke at veisaltning har miljøødeleggende effekter i Figgjovassdraget, og det antas ikke å være behov for avlastende tiltak.

Enkelte lokaliteter i Figgjovassdragets nedbørfelt er i Vann-Nett klassifisert som forurenset grunn (figur 6), og i første rekke dreier dette seg om nedlagte avfallsfyllinger. En kjenner lite til eventuell belastning fra disse lokalitetene, og om det representerer noen lokal påvirkning av betydning. For hovedelva antas det imidlertid ikke å representere nevneverdig belastning.

I øvre deler av vassdraget finnes som nevnt ovenfor enkelte innsjøer som kan være moderat påvirket av forsuring (Enge 2008). Forutsatt at årsaken i hovedsak er langtransporterte tilførsler av forsurende stoffer, vil avbøtende lokale tiltak være kalking av aktuelle vannforekomster.

I kystvannet er vannkvaliteten i stor grad styrt av kyststrømmen, og synes ikke å være nevneverdig påvirket av tilførslene som kommer fra Figgjoelva. Avløp fra IVARs renseanlegg ved Bore har heller ingen påviselige negative effekter ut fra det datamaterialet som er tilgjengelig. Det er ingen kjente konsekvenser av kjemikalier fra ballastvann i området.

3.2.3 Biologiske påvirkninger

En viktig biologisk påvirkning er introduksjon av fremmede arter, og i Figgjo er som nevnt vasspest (*Elodea canadensis*) kommet inn de siste årene. Arten først ble påvist i Skas-Heigre kanalen i 2005 (Mjelde 2006), og er i 2008 også påvist i Grudavatnet. Det er usikkert hvor stor trussel dette representerer for Figgjoelva, men arten vil i utgangspunktet kunne tenkes å danne tette bestander i Grudavatnet. Når arten først har etablert seg er det lite tenkelig at den skal kunne fjernes igjen.

En annen innvandrer er fiskearten sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), som finnes i både Limavatnet og Edlandsvatnet. Det er uklart om sørven har hatt vesentlig innvirkning på fiskesamfunnene i disse innsjøene, men den vil konkurrere med andre arter og dermed kunne påvirke det biologiske mangfoldet.

Tette bestander av vannplanten flotgras (*Sparganium angustifolium*) i nedre del av Figgjo om sommeren kan også betegnes som en biologisk påvirkning, selv om den ikke faller inn under begrepet fremmede arter. Særlig nedstrøms Bore bru er veksten av flotgras om sommeren ofte så stor at elvebunnen i stor grad er dekket, noe som særlig hemmer muligheter for fiske. Veksten blir årlig kuttet, men gode vekstforhold medfører rask oppvekst av nye bestander (Solberg 2007).

Nedgang i innsig av smålaks ventes å medføre en nedgang i laksebestanden i Figgjo de nærmeste årene. Det er også påvist relativt kraftige utbrudd av PKD i Figgjo, og ved ugunstige forhold kan dette medføre betydelige tap av ungfisk (pers. medd., Trond Erik Børresen, Fylkesmannens miljøvernnavdeling). I denne sammenhengen kan fangst og uttak av laks i både Figgjoelva og kystvannet være en vesentlig påvirkning, og bør reguleres etter bestandsmålene i elva.

I kystvannet kan tømning av ballastvann medføre at sykdomsfremkallende organismer eller parasitter kan påvirke naturlig flora og fauna, og det kan medføre introduksjon av fremmede arter i økosystemet. Artsinnvandring kan også skje som følge av klimatiske endringer (havstrømmer, temperatur ol.). Slike arter kan få stor betydning for naturlig flora og fauna gjennom endrede beite-, predasjons- og konkurranseforhold, men også mht uønskede gener. Påvirkningen lokalt er usikker ettersom det eksisterer få undersøkelser, men listen over introduserte arter i Nordsjøen er omfattende.

Selv om taretråling foreløpig holdes utenfor forvaltningsplanen, er det viktig å se mulige effekter dette kan ha for den lokale flora og fauna. Påvirkning fra taretråling kan være forskjellig på kort og lang sikt, med tanke på hvor omfattende det tråles og på suksessen i tareskogen. Mulige effekter kan være stopp i innsig av skrei, høyere bølger, mer urolig sjø og mer erosjon, mindre tare opp på strendene (viktig mat for sjøfugl) og redusert hummerbestand. På kort sikt vil taretråling skape et mer ensartet miljø, og der tareskoger forsvinner vil dette påvirke hele økosystem med tanke på både biologiske forhold som mattilgang og tilgang til refugier, men også fysiske endringer med tanke på habitat.

3.2.4 Andre påvirkninger

Figgjovassdraget ligger i et område med betydelig utbyggingsaktiviteter. Graveaktiviteter vil kunne medføre betydelig belastning i form av tilførsler av partikler og næringsstoffer, og kan også endre hydromorfologiske forhold i vassdraget. Effekter av slike inngrep vil ikke kunne kvantifiseres spesifikt, men belastningen og mulige tiltak knyttet til partikkel- og næringsstofftilførsler til vassdraget blir generelt omtalt i denne rapporten.

Det er press på arealer som følge av boligbygging, næringsutvikling og transport. Blant annet er det planer om utvidelse av E39 til 4-felts motorvei fra Stangeland til Ålgård og opprusting av tverrforbindelser til Jæren, som vil berøre Figgjovassdraget i vesentlig grad (Statens vegvesen 2006, 2007). Slike fremtidige utbygginger har en ikke vurdert særskilt i denne tiltaksanalysen, men det påpekes at det må tas tilstrekkelig hensyn til miljøforhold og miljømål som omtales i denne analysen ved utforming og gjennomføring av fremtidige inngrep i vassdraget.

Endringer i klima antas å ville medføre økte temperaturer og mer nedbør, og avrenningen fra arealene i vassdraget ventes å øke. Generelt venter en at næringsstoffbelastningen, og dermed eutrofieringseffektene både i vassdrag og kystvann, vil øke. Endringene kan i seg selv også medføre endringer i vanntemperaturer og strømningsforhold, som igjen kan resultere i økologiske endringer i form av eksempelvis endret artssammensetninger (arter forsvinner eller invaderer) som igjen kan påvirke de økologiske interaksjonene i økosystemet. I en slik sammenheng vil en antakelig måtte sette nye grenser for hva som regnes som tilfredsstillende vannkvalitet. Problemstillingen er ikke videre vurdert i denne rapporten.

Kapittel 4**TILTAK OG PRIORITERINGER****4.1 Tiltakstyper og virkemidler**

En oppsummering av tiltakstypene som er vurdert for Figgjo er vist i tabell 8, og i tabell 9 gis en oversikt over de enkelte tiltakene og hvilke virkemidler en har tilgjengelig for gjennomføringen.

En vesentlig del av tiltakene rettes som nevnt i innledningen mot virkningene av overgjødning (eutrofiering), men samtidig er det her en i størst omfang mangler konkrete virkemidler i form av lover og forskrifter. Innen landbrukssektoren vil f.eks. de viktigste tiltakene måtte baseres på frivillighet, stimulert gjennom økonomiske støtteordninger. Da er det viktig at tiltaksarbeidet organiseres på en måte som ivaretar faglighet, gjennomføringsvilje og -kapasitet, initiativ og samarbeid, slik det f.eks. har vært gjort i Aksjon Jærvassdrag. Her har "gulrotprinsippet", dvs. at statlige og fylkeskommunale tilskudd benyttes som lokkemidler for å utløse midler fra kommunene og andre, vært en viktig forutsetning for å kunne iverksette tiltak (Molversmyr *et al.* 2003). Se videre i kapittel 6.

4.2 Prioritering av tiltak og kostnadseffektivitet

Ved prioritering av tiltak er det flere faktorer som må tas hensyn til. For forurensningsbegrensende tiltak er kostnadseffektivitet i forhold til tapet av fosfor sentralt. Biotilgjengelighet og tidspunkt for fosfortap i forhold til risiko for at det skal forårsake algevekst i vann og vassdrag er også av vesentlig betydning. En tredje viktig faktor er tidsperspektivet i forhold til når effekten av tiltaket vil inntreffe. En del av tiltakene er langsiktige, mens andre vil ha effekt kort tid etter implementering. Tabell 10 gjengir estimert renseeffekt og kostnadseffektivitet for de prioriterte forurensningsbegrensende tiltakene. De enkelte tiltakenes effekter på avrenningen av fosfor og nitrogen, samt bakgrunn for kostnadsvurderingene er beskrevet i Vedlegg 3.

Når det gjelder de andre typene prioriterte tiltak er effekter og kostnader skjønnsmessig angitt i tabell 11, på formen "høy", "moderat", "lav".

Tabell 8. Typer tiltak som er vurdert for Figgjovassdraget.

Objekt for tiltak	Tiltak
Eutrofiering	Redusere næringstilførsler gjennom Avløp: sanering av spredt avløp (90 % rensing) Landbruk: redusert gjødning, rett gjødslingstidspunkt, ingen høstpløying, ugjødsla randsoner, fangdammer, oppsamling av gjødsel fra pelsdyr
Fisk (laks)	Fortsatt bruk av føre-var-regulering av fiske, vurdere redusert uttak i sjø, sikre minstevannføring ved Ålgård, kartlegge gytebestanden av laks, nye inngrep i vassdraget vurderes nøye mot hensynet til laks (og elvemusling)
Elvemusling	Bevare og reetablere kantvegetasjon, begrense (partikkel)avrenning fra anleggsvirksomhet, kartlegge bestanden
Vasspest	Informasjon og opplysningstiltak, redusere næringstilførsel
Tarmbakterier	Redusere tilførsler fra avløp og landbruk

Tabell 9. Tiltak og virkemidler (tabellen er kun av orienterende art, og ikke ment å være utfyllende).

Tiltak	Mål/objekt	Virkemidler			Kommentarer / ytterligere virkemidler
		Juridiske	Økonomiske	Administrative	
Avløp					
Sanere spredt avløp	Mindre eutrofiering Færre tarmbakterier	Forurensningsloven Lokale forskrifter	Husbanklån	Utslippstillatelse Krav om sanering av avløp	Styrke opplæring av anleggseiere Innføre krav til kontroll av oppnådd renseseffekt
Landbruk					
Gjødsling iht. fosforinnholdet i jorda	Mindre eutrofiering (Færre tarmbakterier)	Forskrift om gjødselplanlegging Forskrift om organiske gjødselvarer	Mulig å søke SMIL-midler ved transport ut av nedbørfelt	Nasjonale gjødslingsnormer Dialog og veiledning Avtaler om transport av gjødsel ut av delfelter	Behov for lokalt tilpassede gjødslingsnormer Planlagt biogassanlegg kan benytte overskuddsgjødsel
Rett gjødslingstidspunkt (all spredt før 1. sept.)	Mindre eutrofiering (Færre tarmbakterier)	Forskrift om gjødselplanlegging Forskrift om organiske gjødselvarer		Dialog og veiledning	Gjøre kommunale vedtak om forbud mot spredning etter 1. sept.
Ugjødselsa randsoner	Mindre eutrofiering	Vilkår/forskrift for produksjonstilskudd	Tilskudd via RPM	Dialog og veiledning	Justering av vilkår for produksjonstilskudd
Permanente vegetasjonssoner langs vannstreng (kantvegetasjon)	Mindre eutrofiering Forbedre forholdene for elvemusling (og fisk ?)	Vanressursloven Vilkår/forskrift for produksjonstilskudd	Kan støttes gjennom SMIL	Dialog og veiledning	Krav til omfang fastsatt av kommunene
Fangdammer	Mindre eutrofiering og partikkelavrenning	Forskrift om miljøplaner	Investeringsstøtte SMIL Tilskudd via RPM	Dialog og veiledning Avtaler med arealeier	SMIL-tildeling basert på nyeste kunnskap om utforming og plassering
Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr	Mindre eutrofiering (Færre tarmbakterier)	Forskrift om organiske gjødselvarer	Kan støttes gjennom SMIL	Dialog og veiledning	Kommunale vedtak om krav til lagring
Hydromorfologi					
Lokal overvannshåndtering ved utbygginger	Forbedre forholdene for fisk og elvemusling Mindre eutrofiering Færre flomskader ?	Plan- og bygningsloven		Utslippstillatelse Arealplaner, Vannmiljøplaner, ol.	Krav til overvannshåndtering som del av utslippstillatelse

Tabell 9. Tiltak og virkemidler (forts.).

Tiltak	Mål/objekt	Virkemidler			Kommentarer / ytterligere virkemidler
		Juridiske	Økonomiske	Administrative	
Hydromorfologi (forts.)					
Fangdammer ved anleggsarbeid	Forbedre forholdene for fisk og elvemusling Mindre eutrofiering	Plan- og bygningsloven		Dialog og veiledning Arealplaner	Kommunale krav til utbygging (i rett rekkefølge)
Sikre minstevannføring ved Ålgård	Forbedre forholdene for fisk (laks)	Vannressursloven		Kan fastsettes ifm. fornyet konsesjon	
Fjerning av kunstige vandringshinder	Forbedre forholdene for fisk (laks)	Vannressursloven Forskrift om fysiske tiltak i vassdrag		Tilskudd til gjennomføring av miljøtiltak	Forebygge mot nye hinder gjennom arealplanlegging
Prioriterte arter					
Fortsatt bruk av føre-var-regulering av fiske	Sikre laksestammen	Lov om laksefiske og innlandsfiske		Regulering av fisketider og beskatning gjennom driftsplanlegging	
Vurdere redusert uttak av laks i sjø	Sikre laksestammen	Lov om laksefiske og innlandsfiske Forskrift om åpning for fiske			
Kartlegge bestanden av elvemusling	Styrke grunnlag for bedre forvaltning av elvemusling	(forskrift om fangst av elvemusling)		Tilskudd til kartleggingstiltak	Handlingsplan for elvemusling
Problemarter					
Informasjon og opplysning om vasspest	Hindre spredning av vasspest	(forskrift om utsetting av fisk og andre ferskvannsorganismer)		Tilskudd til informasjonsstiltak	
Beskjæring av flotgras	Forbedre fiskemuligheter i nedre del av vassdraget	Vannressursloven Lov om laksefiske og innlandsfiske		Tilskudd til gjennomføring av miljøtiltak	Foretas allerede i dag

RMP = Regionalt miljøprogram

SMIL = Spesielle miljøtiltak i landbruket

Analysen viser at arealavrenning fra landbruksarealer er den dominerende tilførselskilden for næringsstoffer, og jordbruksjorda har mange steder svært høyt fosforinnhold. For arealene i nedre deler av vassdraget skyldes det høye fosforinnhold at det har vært et betydelig overskudd av fosfor i jordbruket tidligere, som et resultat av stor husdyrtetthet (mye husdyrgjødsel) og eventuell tilførsel av fosfor i mineralgjødsel i tillegg (se Vedlegg 2). Med dagens produksjon er totalt tilført fosfor omtrent det som fjernes med avlingen, men på grunn av jordas høye fosforinnhold er fosfortilførslene langt høyere enn anbefalt gjødslingsnivå. En del av dette fosfor er bundet til jorda i de øverste jordlag (der det fører til økte P-AL-tall). Fosforet i øverste jordlag kan transporteres nedover i jordprofilen og gi høyere fosforinnhold i dypere jordlag og høyere fosfortilførsler til vassdraget. Vesentlige tilførselsreduksjoner kan primært oppnås ved å redusere arealavrenningen, og det viktigste vil være å oppnå redusert fosforinnhold i jorda. I denne analysen er det satt fokus på redusert fosforgjødsling på landbruksarealene, som vil være det viktigste tiltaket for en stor andel av nedbørfeltet.

Redusert fosforgjødsling består i å følge gjødslingsanbefalingene for forventet avling i forhold til jordas P-innhold (Gjødslingshåndbok; www.bioforsk.no). Anbefalingene inkluderer null P-gjødsling ved P-AL over 15. Ved 50 % gjennomføring av dette tiltaket er det regnet med at en tilfeldig halvpart av skiftene med P-AL over 15 ikke gjødsles med P, og at den andre halvparten gjødsles som tidligere. Tiltaket bør fortrinnsvis gjennomføres på arealene med de høyeste P-AL-verdier, og effekten kan da bli større enn vist i tabell 10. Husdyrgjødseloverskuddet kan reduseres enten ved redusert husdyrtetthet, ved å bruke husdyrgjødsel til andre formål enn gjødsling på eiendommen, ved omfordeling av husdyrgjødsel innen bruk eller mellom bruk, eller ved bortkjøring av gjødsel fra et område. Kostnadene ved redusert gjødsling vil være knyttet til dette, og det antas at redusert gjødsling i henhold til gjødselanbefalingene ikke vil føre til reduserte avlinger. Kostnadene vil kunne være betydelige, men det ligger utenfor prosjektet å vurdere slike kostnader i detalj. En grundig analyse av disse forholdene må baseres oppdaterte fosforkart, der fosforstatus på fulldyrka og overflatedyrka jord er kartlagt. Det må nevnes i denne sammenheng at et planlagt anlegg for produksjon av biogass fra husdyrgjødsel vil kunne gi svært positive bidrag, forutsatt at produktet (tørrgjødsel) ikke bli tilbakeført til utsatte arealer.

Spredning av husdyrgjødsel før 1. august er tatt med blant tiltakene, men det er ikke mulig å kvantifisere effekten av dette tiltaket.

I områder der det er korn er det aktuelt å slutte med høstpløying, slik at arealene ligger i stubb over vinteren.

Randsoner, vegetasjonssoner og fangdammer er aktuelle tiltak som er inkludert i de anbefalte tiltakene for hvert delfelt.

På grunn av manglende opplysninger om omfanget av resirkulering av avrenning fra veksthus er dette ikke tatt med blant de anbefalte tiltakene.

Andre tiltak bør vurderes for å oppnå raskere reduksjoner i P-tilførsler og/eller for å oppnå større reduksjoner i de biologisk aktive fraksjonene. Dette gjelder f.eks. direkte gjødselinjeksjon (DGI), som vil redusere tapet av nitrogen til luft, men kan til gjengjeld øke tap av nitrogen til vann. Dette tiltaket er ikke tatt med i analysen fordi det ikke finnes tilstrekkelige opplysninger om dagens praksis/tilstand for hvert felt eller fordi effekten ikke er tilstrekkelig kjent.

Realismen i tiltaksgjennomføringen er også vurdert. Det kan f.eks. være mer kostnadseffektivt å etablere randsoner mot vassdrag fremfor fangdammer, men det er kanskje ikke realistisk å gjennomføre dette tiltaket på alle aktuelle arealer. På grunn av ulike praktiske hindringer kan det være enklere å gjennomføre to tiltak med 50 % gjennomføringsgrad enn å gjennomføre ett tiltak på 100 % av arealet. I noen tilfeller må alle tiltak gjennomføres 100 % for å oppnå miljømålene innen 2015.

Spredt avløp. Tiltak innen spredt avløp er beregnet med sikte på å oppfylle de prosentvise reduksjonene som angitt for å nå miljømålene. Det er antatt at renseanleggene saneres i den rekkefølgen som gir størst kostnadseffektivitet. Lokale forhold, blant annet muligheter for infiltrasjon, vil kunne påvirke kostnadseffektiviteten og dermed også den foreslåtte rekkefølgen ved saneringene.

For kommunale avløp er det ikke foreslått konkrete tiltak, siden ny gjennomgang og vurdering av eventuelle tiltak utover det som ble gjort av Molversmyr *et al.* (2008) ikke har vært mulig å gjennomføre innenfor rammene av dette prosjektet.

Tabell 10. Forurensningsbegrensende tiltak med beregnede kostnader og effekter.

Tiltak	Effekt	Kostnad (kr/år)	Kostnadseffektivitet (kr/kg P)	Kommentarer
Landbruk				
Redusert P gjødsling til eng og korn etter anbefalinger	P: avhenger av dagens P-AL-verdi N: liten eller ingen	Se kommentar under tabellen	-	Langsiktig. Høy biotilgjengelighet.
Spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen (før 1. august)	Avhenger av dagens praksis	-	-	Rask effekt. Forutsetter lagerkapasitet for gjødsel.
Ingen høstpløying på kornarealer	P: 40–60 % N: 20–30 %	Lave kostnader (om lag 0 kr)	Høy, men gjelder små arealer	Rask effekt.
Ugjødsla randsoner mellom eng/beite og vassdrag	P: 10 % N: 3–7 %	7 kr/daa påvirket areal	90 (37–150)	Rask effekt.
Permanente vegetasjonssoner for åpen åker	P: 15–20 % N: 5–10 %	14 kr/daa påvirket areal	130 (40–220)	Rask effekt.
Fangdammer (700–900 daa dyrka mark per fangdam)	P: 25–55 % N: 5–10 %	2 000–39 000 kr pr. fangdam **	400 (12–1666)/2000 *	Rask effekt. Lav biotilgjengelighet. I kombinasjon med andre tiltak blir renseeffekten lav.
Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr	P: 95 % N: 95 %	90–265 kr pr. tisper **	900 (600–1 200)	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.
Resirkulering av avrenning fra veksthus	P: 60–80 % N: 60–80 %	-	2 700–4 100	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.
Spredt avløp				
Rensing for boliger med direkte utslipp	P: 90 % N: 30 %	Gjsn. årskostnad 12 900 kr	9 100	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.
Slamavskiller med utslipp til vassdrag	P: 90 % N: 30 %	Gjsn. årskostnad 13 000 kr	9 300	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.
Sandfilteranlegg	P: 90 % N: 30 %	Gjsn. årskostnad 13 500 kr	9 800	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.
Rensing for boliger med gamle infiltrasjonsanlegg	P: 90 % N: 30 %	Gjsn. årskostnad 10 600 kr	33 300	Rask effekt. Høy biotilgjengelighet.

* Uten andre tiltak / og med full tiltaksgjennomføring i nedbørfeltet.

** Årlig kapitalkostnad.

Kostnader ved redusert gjødsling består i kostnader knyttet til overskudd av husdyrgjødsel. Det antas at redusert gjødsling som følger gjødselanbefalingene ikke vil føre til reduserte avlinger. Husdyrgjødseloverskuddet kan reduseres enten ved redusert husdyrtetthet eller ved å bruke husdyrgjødsel til andre formål enn gjødsling på eiendommen. Begge deler er forbundet med store kostnader, men det ligger utenfor dette prosjektet å vurdere eksakte kostnader forbundet med tiltaket. Ved redusert bruk av husdyrgjødsel vil det dessuten være behov for innkjøp av mer nitrogen i mineralgjødsel, hvilket vil gi en ekstra kostnad.

Tabell 11. Andre tiltak, anslåtte effekter og kostnader.

Tiltak	Effekt	Kostnad	Kostnads-effektivitet	Kommentarer
Hydromorfologi				
Lokal overvannshåndtering ved utbygginger	Høy	Middels	Høy	
Fangdammer ved anleggsarbeid	Middels	Lav	Middels	Avgrenset periode, del av arealplan
Sikre minstevannføring ved Ålgård	Høy	Lav	Høy	
Fjerning av kunstige vandringshinder	Middels	Middels/lav	Lav (?)	Mer kostnadseffektivt er forebygging av nye hindre gjennom god arealplanlegging
Prioriterte arter				
Fortsatt bruk av føre-var-regulering av fiske	Middels	Lav	Høy	
Vurdere redusert uttak av laks i sjø	Middels	Lav	Høy	
Kartlegge gytebestand av laks	Middels	Lav	Høy	
Kartlegge bestanden av elvemusling	Avh. av oppfølging	Lav		Trenger bedre kunnskapsgrunnlag
Problemarter				
Informasjon og opplysning om vasspest	Middels	Lav	Høy/middels	
Beskjæring av flotgras	Lav (kortvarig)	Lav	Lav	Av hensyn til fiskeinteresser. Ikke krav iht vanndirektivet

Kapittel 5

ANBEFALTE TILTAK

5.1 Forurensningsbegrensende tiltak

5.1.1 Figgjo - indre del

For dette delfeltet antas målsettingen om god status allerede oppnådd, og det vil ikke være behov for tiltak for å begrense forurensningsbelastningen.

5.1.2 Figgjo - Limavatnet

Reduksjonsbehovet er 324 kg P, som svarer til 24 % av tilførslene. Anbefalt tiltaksgjennomføring på spredt avløp gir en beregnet reduksjon på 14 kg P og 31 kg N. Reduksjonsbehovet for jordbruket blir da om lag 310 kg P.

Redusert P gjødsling på 90 % av jordbruksarealet gir en beregnet reduksjon på 180 kg P/år i 2015. Redusert bruk av husdyrgjødsel gir et P overskudd i husdyrgjødsel for nedbørfeltet på ca 2 tonn/år, som må disponeres på annen måte. Det kan være store kostnader forbundet med dette tiltaket. Spredning av all husdyrgjødsel før 1. august vil gi redusert risiko for både P og N-avrenning, men krever investeringer til økt lagerkapasitet. Effekten av dette tiltaket og tilhørende kostnader må vurderes ved en detaljert kartlegging av nåværende spredningsmetoder og lagerkapasitet. Endret spredetidspunkt kan evt. erstatte en del av tiltaksgjennomføringen på redusert bruk av husdyrgjødsel. Randsoner for fulldyrka eng og beite gir en reduksjon på 90 kg P og 2-3 tonn N/år ved 90 % gjennomføring. Dersom forholdene ligger til rette for etablering av 2 fangdammer (totalt om lag 1600 dekar nedbørfelt), vil det ha en beregnet effekt på 50 kg P/år og 400 kg N/år.

Tiltakene gir en samlet reduksjon på drøye 330 kg P/år i 2015, som betyr at miljømålet nås med de foreslåtte tiltakene.

Tiltakspakke for delfelt Limavatnet	Totalt omfang	Effekt i 2015		Årlig kostnad 1000 kr	Merknad
		kg P pr. år	tonn N pr. år		
<i>Spredt avløp</i>					
Se merknad		14	0,03	209	Sanere anleggstyper: Direkte utslipp, Slamavskiller med utslipp til terreng, Slamavskiller med utslipp til vassdrag, Minirensanlegg klasse 2 (16 anlegg).
<i>Landbruk</i>					
Redusert bruk av husdyrgjødsel	90 %	180	0	-	Langsiktig tiltak. Reduserer andelen biotilgjengelig P. Tiltaket kan medføre kostnader til strukturendringer i forbindelse med spredning av husdyrgjødsel. Dersom all husdyrgjødsel spres før 1. august kan gjennomføringsgraden på dette tiltaket reduseres.
Spredning før 1. august	100 %	-	-	-	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P. Kan erstatte en del av ovenstående tiltak. Antatt høy kostnadseffektivitet.
Gjødseltiltak		180		-	En kombinasjon av de to overstående gjødseltiltak
Ugjødsla randsoner	90 %	90	2-3	8	Rask effekt. Reduserer både biotilgjengelig og partikkelbundet P.
Fangdammer	2	50	0,4	20	Rask effekt. Størst reduksjon i partikkelbundet P. Større effekt om andre tiltak ikke er gjennomført.
Landbruk totalt		320	3	28	Ukjente kostnader ved gjødseltiltak.
Total effekt		334	3	237	

5.1.3 Figgjo – midtre del

Totalt reduksjonsbehovet er 237 kg P, som svarer til 12 % av tilførslene. Anbefalt tiltaksgjennomføring på spredt avløp gir en beregnet reduksjon på 42 kg P og 80 kg N. Reduksjonsbehovet for jordbruket blir da om lag 194 kg P.

Redusert P-gjødsling på 80 % av jordbruksarealet gir en beregnet reduksjon på 135 kg P/år i 2015. Redusert bruk av husdyrgjødsel gir et P overskudd i husdyrgjødsel for nedbørfeltet på 10 tonn/år, som må disponeres på annen måte. Det kan være store kostnader forbundet med dette tiltaket. Spredning av all husdyrgjødsel før 1. august vil gi redusert risiko for både P og N-avrenning, men krever investeringer til økt lagerkapasitet. Effekten av dette tiltaket og tilhørende kostnader må vurderes ved en detaljert kartlegging av nåværende spredningsmetoder og lagerkapasitet. Endret spredetidspunkt kan evt. erstatte en del av tiltaksgjennomføringen på redusert bruk av husdyrgjødsel. Randsoner for fulldyrka eng og beite gir en reduksjon på 30 kg P og 1 tonn N/år ved 50 % gjennomføring. Dersom forholdene ligger til rette for etablering av en fangdam (totalt om lag 800 dekar nedbørfelt) vil det ha en beregnet effekt på 30 kg P/år og 400 kg N/år.

Tiltakene gir en samlet reduksjon på 237 kg P/år i 2015, som betyr at miljømålet nås med de foreslåtte tiltakene.

Tiltakspakke for delfelt Midtre del	Totalt omfang	Effekt i 2015		Årlig kostnad 1000 kr	Merknad
		kg P pr. år	tonn N pr. år		
<i>Spredt avløp</i>					
Se merknad		42	0,08	399	Sanere: Direkte utslipp, Slamavskiller med utslipp til vassdrag, Sandfilteranlegg (31 anlegg).
<i>Landbruk</i>					
Redusert bruk av husdyrgjødsel	80 %	135	0	-	Langsiktig tiltak. Reduserer andelen biotilgjengelig P. Tiltaket kan medføre kostnader til strukturendringer i forbindelse med spredning av husdyrgjødsel. Dersom all husdyrgjødsel spres før 1. august kan gjennomføringsgraden på dette tiltaket reduseres.
Spredning før 1. august	100 %	-	-	-	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P. Kan erstatte en del av ovenstående tiltak. Antatt høy kostnadseffektivitet.
Gjødseltiltak		135		-	En kombinasjon av de to overstående gjødseltiltak
Ugjødsla randsoner	50 %	30	1	2,7	Rask effekt. Reduserer både biotilgjengelig og partikkelbundet P.
Fangdammer	1	30	0,2	10	Rask effekt. Størst reduksjon i partikkelbundet P. Større effekt om andre tiltak ikke er gjennomført.
Landbruk totalt		195	1	12,7	Ukjente kostnader ved gjødseltiltak.
Total effekt		237	1	412	

5.1.4 Figgjo – nedre del

Totalt reduksjonsbehov er 1162 kg P, som svarer til 25 % av tilførslene. Anbefalt tiltaksgjennomføring på spredt avløp gir en beregnet reduksjon på 106 kg P og 223kg N. Reduksjonsbehovet for jordbruket blir da om lag 1060kg P.

Redusert P gjødsling på 75 % av jordbruksarealet gir en beregnet reduksjon på 650 kg P/år i 2015. Redusert bruk av husdyrgjødsel gir et P overskudd i husdyrgjødsel for nedbørfeltet på 35 tonn/år, som må disponeres på annen måte. Det kan være store kostnader forbundet med dette tiltaket. Spredning av all husdyrgjødsel før 1. august vil gi redusert risiko for både P og N-avrenning, men krever investeringer til økt lagerkapasitet. Effekten av dette tiltaket og tilhørende kostnader må vurderes ved en detaljert kartlegging av nåværende spredningsmetoder og lager-

kapasitet. Endret spredetidspunkt kan evt. erstatte en del av tiltaksgjennomføringen på redusert bruk av husdyrgjødsel. Redusert jordarbeiding i kornproduksjon (ingen høstpløying) gir en estimert effekt på 155 kg P/år og 1-2 tonn N/år, under forutsetning av at det ved dagens praksis gjennomføres høstpløying på halvparten av kornarealene. Randsoner for fulldyrka eng og beite og vegetasjonssoner mot vassdrag for potet- og grønnsaksarealer gir en reduksjon på 165 kg P og 5 tonn N ved 40 % gjennomføring. Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr gir i tillegg en reduksjon i tilførsler på 103 kg P/år og 0,5 tonn N/år.

Tiltakene gir en samlet reduksjon på 1179 kg P/år i 2015. Det betyr at miljømålet nås med de foreslåtte tiltakene, men ytterligere tiltak må iverksettes dersom miljømålet for Skas-Heigre (F5) ikke oppnås.

Tiltakspakke for delfelt Nedre del	Totalt omfang	Effekt i 2015		Årlig kostnad 1000 kr	Merknad
		kg P pr. år	tonn N pr. år		
<i>Spredt avløp</i>					
Se merknad		106	0,22	965	Sanere følgende anleggstyper: Direkte utslipp, Slamavskiller med utslipp til vassdrag (75 anlegg).
<i>Landbruk</i>					
Redusert bruk av husdyrgjødsel	75 %	650	0	-	Langsiktig tiltak. Reduserer andelen biotilgjengelig P. Tiltaket kan medføre kostnader til strukturendringer i forbindelse med spredning av husdyrgjødsel. Dersom all husdyrgjødsel spres før 1. august kan gjennomføringsgraden på dette tiltaket reduseres.
Spredning før 1. august	100 %	-	-	0	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P. Kan erstatte en del av ovenstående tiltak. Antatt høy kostnadseffektivitet.
Gjødseltiltak		650		-	En kombinasjon av de to overstående gjødseltiltak
Ingen høstjordarbeiding i korn	100 %	155	1-2	0	Redusert jordarbeiding på høsten vil ha umiddelbar effekt på erosjon og transport av partikkelbundet P.
Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr	100 %	103	0,5	93	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P.
Ugjødsla randsoner og vegetasjonssoner mellom åpen åker og vassdrag	40 %	165	5	15	Rask effekt. Tiltaket har effekt på både partikkelbundet og løst P.
Landbruk totalt		1073	7	108	Ukjente kostnader ved gjødseltiltak.
Total effekt		1179	7	1073	

5.1.5 Skas-Heigre kanalen

Totalt reduksjonsbehov er 1332 kg P, svarende til 43 % av tilførslene. anbefalt tiltaksgjennomføring på spredt avløp gir en beregnet reduksjon på 223 kg P og 419 kg N. Reduksjonsbehovet for jordbruket blir da om lag 1110 kg P.

Redusert P-gjødsling på 80 % av jordbruksarealet gir en beregnet reduksjon på 450 kg P/år i 2015. Redusert bruk av husdyrgjødsel gir et P overskudd i husdyrgjødsel for nedbørfeltet på 17 tonn/år, som må disponeres på annen måte. Det kan være store kostnader forbundet med dette tiltaket. Spredning av all husdyrgjødsel før 1. august vil gi redusert risiko for både P og N-avrenning, men krever investeringer til økt lagerkapasitet. Effekten av dette tiltaket og tilhørende kostnader må vurderes ved en detaljert kartlegging av nåværende spredningsmetoder og lagerkapasitet. Endret spredetidspunkt kan evt. erstatte en del av tiltaksgjennomføringen på redusert bruk av husdyrgjødsel. Redusert jordarbeiding i kornproduksjon (ingen høstpløying) gir en estimert effekt på 125 kg P/år og 1-2 tonn N/år, under forutsetning av at det ved dagens praksis gjennomføres høstpløying på halvparten av kornarealene. Randsoner for fulldyrka eng og beite og vegetasjonssoner mot vassdrag for potet- og grønnsaksarealer gir en reduksjon på 400 kg P og

8 tonn N ved 100 % gjennomføring. Dersom forholdene ligger til rette for etablering av 4-5 fangdammer (totalt om lag 6400-8000 dekar nedbørfelt), vil det ha en beregnet effekt på 130 kg P/år og om lag 1 tonn N/år. Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr gir i tillegg en reduksjon i tilførsler på om lag 6 kg P/år, men har lite betydning for N tilførsler.

Tiltakene gir en samlet reduksjon på om lag 1334 kg P/år i 2015, som betyr at miljømålet som er foreslått for denne sterkt modifiserte vannforekomsten oppnås med de foreslåtte tiltakene.

Tiltakspakke for delfelt Skas-Heigre	Totalt omfang	Effekt i 2015		Årlig kostnad 1000 kr	Merknad
		kg P pr. år	tonn N pr. år		
<i>Spredt avløp</i>					
Se merknad		223	0,42	2328	Sanere ar: Direkte utslipp, Slamavskiller med utslipp til vassdrag, Sandfilteranlegg (167 anlegg).
<i>Landbruk</i>					
Redusert bruk av husdyrgjødsel	80 %	450	0	-	Langsiktig tiltak. Reduserer andelen biotilgjengelig P. Tiltaket kan medføre kostnader til strukturendringer i forbindelse med spredning av husdyrgjødsel. Dersom all husdyrgjødsel spres før 1. august kan gjennomføringsgraden på dette tiltaket reduseres.
Spredning før 1. august	100 %	-	-	-	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P. Kan erstatte en del av ovenstående tiltak. Antatt høy kostnadseffektivitet.
Gjødseltiltak		450		-	En kombinasjon av de to overstående gjødseltiltak
Ingen høstjordarbeiding i korn	100 %	125	1-2	0	Redusert jordarbeiding på høsten vil ha umiddelbar effekt på erosjon og transport av partikkelbundet P.
Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr	100 %	6	~0	6	Rask effekt. Reduserer andelen av biotilgjengelig P.
Ugjødsla randsoner og vegetasjonssoner mellom åpen åker og vassdrag	100 %	400	8	39	Rask effekt. Tiltaket har effekt på både partikkelbundet og løst P.
Fangdammer	4-5	130	0,9-1,2	50	Rask effekt. Størst reduksjon i partikkelbundet P. Større effekt om andre tiltak ikke er gjennomført.
Landbruk totalt		1111	11	95	Ukjente kostnader ved gjødseltiltak.
Total effekt		1334	11	2423	

5.2 Andre tiltakstyper

Av de andre tiltakstypene anbefales det å gjennomføre tiltakene omtalt i tabell 11 i relevante deler av vassdraget. Med tanke på å begrense forurensningstilførsler, bør overvannshåndtering og etablering av fangdammer ved utbygginger og anleggsarbeid gis høy prioritet.

For laksefisk bør føre-var-regulering av fiske samt sikring av minstevannføring ved Ålgård prioriteres, og dersom gytebestandsmål ikke opprettholdes må redusert uttak av laks i sjø også vurderes. Gytebestanden av laks bør kartlegges.

Bestanden av elvemusling bør kartlegges, for å skaffe tilstrekkelig kunnskap for at bestanden kan forvaltes i tråd med målsetningen om å bevaring.

Når det gjelder problemarten vasspest bør informasjons- og opplysningstiltak gjennomføres, slik at en kan motvirke spredning fra lokaliteter den finnes i dag til andre deler av Figgjo eller andre vassdrag. Tiltak for å fjerne forekomstene anses ikke realistisk å gjennomføre.

For øvrig vises det til tabell 11 for skjønsmessig vurdering av kostnadseffektivitet forbundet med disse tiltakene.

Kapittel 6**SAMFUNNSØKONOMISKE VURDERINGER**

6.1 Formål

Formålet med å foreta samfunnsøkonomiske vurderinger av prosjekt er først og fremst å frembringe all relevant informasjon, slik at de kan rangeres ut fra gitte kriterier. Dette skal sikre at tiltakene som gjennomføres har høyere nytteverdi samt færre ulemper for samfunnet enn de tiltakene som forkastes.

Et vanlig kriterium som legges til grunn for rangeringen er kostnadseffektivitet, hvor netto nytteverdi per budsjettkrone er et ofte brukt mål på hvor lønnsomt et gitt tiltak er å gjennomføre for samfunnet. Å prioritere samfunnsøkonomiske tiltak utelukkende på bakgrunn av kostnadseffektivitet er ikke alltid hensiktsmessig og bør unngås, særlig ut ifra et demokratisk prinsipp. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet avhenger i stor grad av hvor mange som drar nytte av tiltaket. Dersom tiltak prioriteres utelukkende ut fra kostnadseffektivitet, vil det ofte være ekvivalent med å prioritere tiltak i befolkningstette områder fremfor tiltak i områder med mindre tett befolkning. Et annet moment er at selv om samfunnet som helhet vil ha nytte av et tiltak, kan det være enkeltgrupper som vil oppleve store ulemper dersom tiltaket gjennomføres. Av hensyn til enkeltgrupper kan det dermed være ønskelig å velge et annet tiltak med lavere kostnadseffektivitet, men som medfører mindre ulemper for enkeltgrupper. I tillegg er det ofte vanskelig å sette en pris på den nytten tiltaket genererer, slik at målet i seg selv er upresist. Dette gjelder særlig for fellesgoder som ikke omsettes direkte i et marked. Av den grunn er det viktig at en vurderingsanalyse frembringer så mye bakgrunnsinformasjon om virkninger og effekter av tiltaket som mulig, slik at den fungerer mer som et faktagrunnlag for en demokratisk debatt, enn som et fasitsvar for hvor samfunnsøkonomisk lønnsomme ulike tiltak er (Nyborg 2002).

Siden det ofte er flere motstridende effekter å ta hensyn til, er det viktig å ha disse klart for seg før en begynner analysen. I dette tilfellet, er det for eksempel motsetninger mellom utslipp fra landbruket til Figgjo, og ønske om at landbruket skal produsere landbruksvarer til en lavest mulig kostnad. Den totale samfunnsøkonomiske optimeringsbetingelsen vil da være å sette i gang tiltak som reduserer utslippene til Figgjo mest mulig, men med så lave økninger i produksjonskostnadene som mulig for landbruket, og til så lave kostnader som mulig for samfunnet totalt sett.

6.2 Forurensning i et samfunnsøkonomisk perspektiv

Når en aktør ikke ekskluderes fra effekten av en annen aktørs konsum eller produksjon, oppstår det eksternaliteter. En eksternalitet er et gode som ikke omsettes i et marked. Forutsetningen for at en eksternalitet skal oppstå, er dermed at det produseres goder folk bryr seg om (kan være både positive og negative), men som ikke omsettes i et marked. Forurensning er et godt eksempel på en negativ eksternalitet. En bedrifts produksjon av forurensning, for eksempel i form av utslipp til en elv, påvirker velferden til de som bor langs elven negativt, siden det vil føre til redusert fiskebestand, helsefarlige badeforhold og generelt redusere områdets attraktivitet.

Hovedgrunnen til at Figgjo sliter med eutrofieringsrelaterte problemer er intensiv landbruksproduksjon i nærliggende områder, hvor utslipp av fosfor og nitrogen er et biprodukt av produksjonen. Dette havner kostnadsfritt i Figgjo, og forårsaker miljømessige problemer i elven. Siden det ikke tas hensyn til disse kostnadene i landbrukets kostnadsfunksjon når produksjonsnivå av landbruksprodukter og utslipp bestemmes, vil utslipp av fosfor og nitrogen til Figgjo være høyere enn hva som er samfunnsøkonomisk optimalt. Hvorfor dette skjer, er vist ved hjelp av et eksempel i Vedlegg 4.

6.3 Økonomiske insentiver

En måte å få landbruket til å ta hensyn til de ekstra kostnadene utslippene påfører samfunnet ved utslipp til Figgjo er å innføre økonomiske insentiv. Dette kan være alt fra reguleringer (med bøter som virkemiddel), skattlegging av utslippsvolum og subsidiering av reduksjon, til å innføre et kvotesystem for utslippsvolum. Tiltakene virker ulikt, men effekten blir den samme; det optimale for landbruket vil være å redusere mengden utslipp til et mer samfunnsøkonomisk optimalt nivå.

Felles for alle tiltakene er at de fordyrer produksjonen av landbruksvarer dersom de innføres, noe som fører til en kombinasjon av redusert produksjon og økt pris. Fra samfunnets side er dette en uønsket effekt. Det vil likevel være optimalt for samfunnet å innføre økonomiske insentiv som medfører at landbruket tar skadene overgjødning påfører miljøet med i betraktningen når nivået bestemmes. Overgjødning bør reduseres på generell basis, men særlig i områder som opplever store ulemper på grunn av eutrofiering.

Regulering av bruk av gjødsel er et godt virkemiddel for å hindre overgjødning på generell basis. Det er viktig at det er forholdet mellom areal og mengde som reguleres, og plantevekstens behov. Gjødslingstidspunkt bør også reguleres. Som en lokal regulering virker den konkurransevridende, og vil dermed oppfattes som urettferdig. At den er konkurransevridende betyr at det medfører en kostnadsulempet å produsere i landbruksområdene som omfattes av reguleringen, enn i områder som ikke omfattes.

En generell skatt på bruk av gjødsel vil ikke være en god løsning, verken generelt eller lokalt. Grunnen er blant annet at det er vanskelig å skattlegge utslipp etter både mengde og tilgjengelig areal. Om ikke dette gjøres, vil skatten føre til reduksjon av utslipp som er større enn nødvendig i de fleste områdene, mens den ikke vil redusere utslippene nok i spesielt belastede områder. Resultatet blir dyrere landbruksprodukter enn nødvendig, samtidig som miljøeffektene vil være minimale. En lokal beskatning som innføres i områder hvor overgjødning er et særlig problem vil virke konkurransevridende.

En generell subsidiering av redusert gjødselbruk vil i utgangspunktet være en tilsvarende dårlig løsning. Men siden det er mulig å direkte subsidiere fysiske tiltak som kan ha stor lokal effekt på reduksjonen av utslipp, er dette en god løsning for å redusere utslipp i områder som sliter særlig med eutrofieringsskader. Det er denne typen subsidiering som omhandles i rapporten.

Den mest optimale løsningen i dette tilfellet vil være å innføre strengere reguleringer med tanke på overgjødning på et nasjonalt nivå, samtidig som det på et lokalt nivå subsidieres tiltak for å redusere overgjødningen i nedbørsfeltet til Figgjo.

6.4 Vurdering av ulike eutrofieringsreduserende tiltak ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse

I kapittel 5 er det beskrevet ulike tiltak som har som formål å redusere nivået på eutrofiering i Figgjo. Disse er i hovedsak tiltak som omfatter avløp og som omfatter landbruket. I tabell 12 vises effekten av hvert tiltak, og årlige kostnad/kostnadseffektivitet. Tabellen viser at det er langt rimeligere å gjennomføre tiltak innen landbruket enn å foreta avløpstiltak. Dermed bør slike tiltak gjennomføres først sett ut fra et kostnadseffektivitetsprinsipp. Et spesielt kostnadseffektivt tiltak for å redusere utslipp av fosfor til Figgjo er å unngå høstjorderarbeid/gjødsling, og å opprette ugjødsle randsoner og vegetasjonssoner mellom åpen åker og vassdrag. Ugjødsle randsoner vil i tillegg ha en direkte nytteeffekt på friluftsliv og fiske. Felles for de mest kostnadseffektive tiltakene, er at landbruket må redusere sitt aktivitetsnivå, og/eller avstå fra jord i randsonene. Selv om samfunnet som helhet vil tjene på disse tiltakene, er dette et typisk eksempel på en gruppe som blir skadelidende dersom tiltakene vedtas.

En nest best løsning vil være å bygge fangdammer for å redusere utslipp av fosfor til Figgjo. I gjennomsnitt vil dette koste i underkant av 400 kr/kg redusert årlig fosforutslipp, som også er et langt rimeligere alternativ enn avløpstiltak. Men det er begrenset hvor mye fosfor slike dammer fanger opp. Totalt er det estimert til ca. 210 kg fosfor årlig med det omfanget av tiltaks-

gjennomføring som er foreslått. Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr er et relativt dyrt tiltak innen landbruket for å redusere utslipp av fosfor, men for nedre del av Figgjo vil årlig utslipp av fosfor reduseres med mer enn 100 kg årlig og bør dermed gjennomføres.

Det tiltaket som har desidert størst effekt på utslipp av fosfor i Figgjo er reduksjon av gjødselbruk i landbruket. Det er regnet ut at utslippet av fosfor kan reduseres med ca. 1 400 kg per år, uten at det vil medføre ulemper for landbruket i form av reduserte avlinger. I tabellen står dette oppført som kostnadsfritt, men det påløper kostnader ved å transportere gjødselet ut av nedbørsområdet som foreløpig ikke er kartlagt. Opprettelse av et bortkjøringsprosjekt for gjødsel kan være et meget interessant tiltak, siden det medfører få ulemper for aktørene i landbruket. Kostnader opp mot 5 000 kr/kg redusert utslipp av fosfor per år kan forsvares i så måte, når en tar i betraktning at det koster det dobbelte å foreta en tilsvarende reduksjon ved avløpstiltak. Dette betyr at rundt 7 millioner kroner kan benyttes på et slikt tiltak årlig, og likevel være to ganger mer kostnadseffektivt enn et avløpstiltak. Det er betydelige mengder gjødsel som det her er snakk om å transportere, men et slikt bortkjøringsprosjekt bør utredes nærmere.

Tabell 12. Forurensningsbegrensende tiltak, effekter og kostnader.

Område / tiltak / kostnad		Avløp	Landbruk				
			Gjødsel-tiltak	Ugjødsla- randsoner	Fang- dammer	Oppsam- ling av gjødsel fra pelsdyr	Ingen høstjor- arbeid i korn
Lima- vatnet	Tiltakseffekt (kg P/år)	14	180	90	50	-	-
	Årlig kostnad (1000 kr/år)	209	0	8	20	-	-
	Kostnadseffektivitet (kr/kg P)	14900	0	89	400	-	-
Figgjo- midtre	Tiltakseffekt (kg P/år)	42	135	30	30	-	-
	Årlig kostnad (1000 kr/år)	399	0	2,7	10	-	-
	Kostnadseffektivitet (kr/kg P)	9500	0	90	333	-	-
Figgjo- nedre	Tiltakseffekt (kg P/år)	106	650	165	-	103	155
	Årlig kostnad (1000 kr/år)	965	0	15	-	93	0
	Kostnadseffektivitet (kr/kg P)	9100	0	91	-	903	0
Skas- Heigre	Tiltakseffekt (kg P/år)	223	450	400	130	6	125
	Årlig kostnad (1000 kr/år)	2328	0	39	50	6	0
	Kostnadseffektivitet (kr/kg P)	10400	0	98	385	1000	0

Anleggsarbeid i nedbørsfeltet til Figgjo, kan også føre til betydelige utslipp. Dette kan tas hensyn til ved å utføre relativt enkle og billige tiltak, som for eksempel lokal overvannshåndtering ved utbygginger og opprigging av fangdammer ved anleggsarbeid. Dersom det konsekvent tenkes helhetlig ved nye utbygginger med tanke på å redusere tilførsel av næringsstoffer og partikler til Figgjo, blant annet ved å implementere disse tiltakene som et ledd i plan- og bygningsloven, vil dette være et viktig og kostnadseffektivt bidrag for å redusere utslipp av fosfor og nitrogen.

Andre tiltak, som ikke er direkte knyttet opp mot å redusere nivået på eutrofiering, men som kan tenkes å forbedre den opplevde miljøkvaliteten i Figgjo vil være tiltak rettet mot å forbedre forholdene for laks og ørretbestanden, elvemusling og andre prioriterte arter. For fisken kan dette være tiltak som å sikre minstevannføring i Ålgård, fjerne kunstige vandringshindre, videreføre "føre-var-reguleringen" av fiske samt vurdere redusert uttak av laks i sjø. Dersom dette forbedrer forholdene for laks og ørretbestanden slik at den øker betraktelig, vil disse tiltakene føre til at Figgjo vil bli regnet som et markant bedre friluftsområde enn i dag. Dette er igjen med på å øke den samfunnsøkonomiske nytteverdien av utslippstiltakene nevnt tidligere.

Motsatt kan det også gjennomføres tiltak med tanke på å hindre utbredelsen av såkalte problemarter, som vasspest, flotgras og sørv. Dette kan være alt fra informasjon om hvordan man kan hindre spredning til fysisk å fjerne arten. Det siste alternativet regnes som usikkert/kortvarig og lite kostnadseffektivt tiltak for å forbedre miljøkvaliteten i Figgjo, mens informasjonskampanjer kan tenkes å ha bedre effekt.

6.5 Vurdering av samfunnsøkonomiske nyttegevinster

I tabell 13 listes det opp skadevirkninger ved eutrofiering og hvilke nyttegevinster samfunnet kan regne med dersom nivået på eutrofiering i et vassdrag reduseres. De tre første kolonnene er generelle, og er hentet fra hjemmesidene til FNs miljøprogram (United Nations Environment Programme - Division of Technology, Industry and Economics), mens de to siste kolonnene beskriver hvor relevante disse effektene er, samt hvilke effekter som antas å være viktigst for Figgjo.

Den viktigste nyttegevinstene knyttet til å redusere nivået på eutrofiering i Figgjo er å redusere faren for algeoppblomstringer i innsjøer og begrense omfanget av hurtigvoksende planter og begroingsalger i og langs elven. Slik plantevekst kan føre til gjengroing, og fortrenging av andre planter som kan være sjeldne eller som gir ly til et variert dyreliv. Slike planter og reduserer også kvaliteten på friluftslivet i området. Det er vanskelig å finne et nøyaktig mål på hvor stor denne nytteverdien er. Av den grunn vil det i stedet bli gitt en beskrivelse av faktorer som påvirker nytteverdien.

6.5.1 Befolkning

Som nevnt tidligere er antall personer som har nytte av et tiltak avgjørende for lønnsomheten til tiltaket. I tillegg er også betalingsevnen til de som har nytte av et tiltak av stor betydning når samfunnsøkonomisk nytteverdi skal bestemmes. En person med mye penger er mer tilbøyelig til å bytte dette mot et bedre miljø enn en person med pengeproblemer. Tiltak i rike deler av landet vil dermed fremstå som mer lønnsomme enn i fattige deler, slik at de rike favoriseres dersom de mest lønnsomme tiltakene vedtas. Dette er nok en grunn til at samfunnsøkonomisk lønnsomhet alene ikke kan brukes som kriterium når offentlige tiltak rangeres.

Hvor mange kan tenkes å ha nytte av at nivået på eutrofiering i Figgjo reduseres?

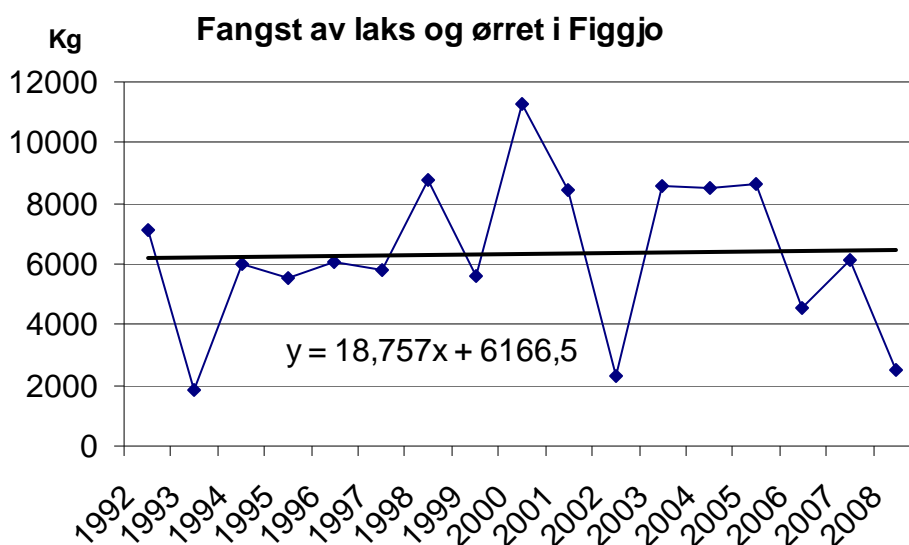
Figgjo renner gjennom relativt tettbebygde strøk, og det bor ca. 133 000 innbyggere i kommunene som ligger i nærheten av elven (Gjesdal, Sandnes, Klepp, Sola, Time, Hå og Bjerkreim). Medianinntekten for befolkningen i disse kommunene var rundt 420 000 kroner i 2006, som er 80 000 kroner over medianinntekten i Norge. Inkluderes hele Jæren-området, er det rundt 290 000 personer som har god tilgang til å benytte det nasjonal laksevassdraget Figgjo til ulike fritidsaktiviteter. Antall personer i nærheten av Figgjo, i tillegg til den relativt høye betalingsevnen til denne befolkningen tilsier at det er en høy betalingsvillighet for å forbedre miljøkvaliteten i Figgjo. Dersom det hadde blitt utført en undersøkelse blant et representativt utvalg av denne befolkningen, ville man mest sannsynlig fått påvist en høy betalingsvilje for å forbedre miljøkvaliteten i Figgjo. Det er ikke urimelig å tenke seg en gjennomsnittlig betalingsvillighet over 50 kroner per person, dersom innbyggerne på Jæren fikk spørsmålet: "Hvor mye er du villig til å betale ekstra i skatt hvert år, for å oppnå god vannkvalitet i Figgjo?". Hvis dette er tilfelle, vil det være samfunnsøkonomisk lønnsomt å bruke minst 14,5 millioner kroner årlig på tiltak som bedrer vannkvaliteten i Figgjo.

Tabell 13. Nåværende og fremtidig nytteverdi og effekt av redusert næringsstoffbelastning i et vassdrag.

Effekten av eutrofiering	Nytten av å redusere nivået på eutrofiering	Økonomisk effekt av å redusere nivået på eutrofiering	Relevans for Figgjo	+/-
Økte problemer med vond lukt og smak av vannet	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserte kostnader for å oppnå tilfredsstillende drikkevannskvalitet • Mer fornøyde brukere • Mindre behov for finne alternativer til drikkevann (f.eks. vann på flaske) 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserte kostnader ved å rense vannet • Økt vannforbruk og økt forskjell i prisnivået mellom vann levert fra vannverket og alternative substitutter 	<ul style="list-style-type: none"> • Det tas ikke drikkevann fra de delene av Figgjo som har problemer med eutrofiering (drikkevann fra Bjerkreim). • Brukerne vil oppleve økt nytteverdi dersom graden av vond lukt og smak fra vannet i Figgjo blir redusert. 	+
Redusert visuell og følbare kvalitet av vannmassene	<ul style="list-style-type: none"> • Mer fornøyde beboere i nærliggende strøk • Økt aktivitet og utvikling langs vannmassene • Økt verdi av friluftslivet i området • Mer mangfoldig biota 	<ul style="list-style-type: none"> • Økt verdi av nærliggende eiendommer • Økt nærliggende aktivitet og utvikling • Befolkningen øker forbruket av friluftslivet i området • Befolkningen er villig til å betale for å oppnå et bedre miljø 	<ul style="list-style-type: none"> • Prisen på fiskekort kan økes • Økt friluftsliv langs elven • Større bruksområde for vannet • Bedre forhold for laks og ørret (særlig for yngel) • Eiendommer langs Figgjo øker i verdi • Bedre forhold for dyrelivet i og langs Figgjo • Det er mest sannsynlig en betydelig betalingsvilje blant befolkningen for å gjøre Figgjo reinere 	+++
Økt sannsynlighet for at det skal dannes giftige stoffer i vannet	<ul style="list-style-type: none"> • Økt yrkes- og fritidsfiske • Mer mangfoldig biota • Flere ønsker å tilbringe fritiden langs vannet 	<ul style="list-style-type: none"> • Økt mengde og verdi av fiske • Befolkningen er villig til å betale for å oppnå forbedret økosystem • Befolkningen øker forbruket av friluftslivet i området 	<ul style="list-style-type: none"> • Mengden fisk vil kun øke i mindre grad • Det er ikke registrert problemer med giftstoffer i Figgjo i den senere tid 	0
Redusert dybde, overflate og resipientkapasitet	<ul style="list-style-type: none"> • Redusert behov for alternative drikkevannskilder • Verdien på nærliggende eiendommer opprettholdes • Fortsatt levedyktige forhold for fisk • Fortsatt ønske om å benytte områdene til friluftsliv 	<ul style="list-style-type: none"> • Kostnader ved å mudre og å finne alternative vannkilder unngås • Tap av eiendomsverdi unngås • Verdien på fangst av fisk som ellers ikke ville vært fisket. • Forbruk av friluftsliv i området som ellers ikke ville vært benyttet • Befolkningen er villig til å betale for å ha en ren vannkilde i nærområdet 	<ul style="list-style-type: none"> • I fremtiden kan det tenkes at betydelige summer må benyttes for å hindre gjengroing, dersom eutrofieringsnivået ikke reduseres. • Verdien på fiskekort kan reduseres, dersom gode fiskeplasser forvinner • Verdien på eiendommer langs Figgjo kan reduseres 	++

6.5.2 Fiske

Figgjo regnes som et nasjonalt laksevassdrag, og de siste 16 årene har det årlig blitt fisket i overkant av 6 000 kg fisk i gjennomsnitt. Som følge av Aksjon Jærvassdrag, har man klart å redusere utslippet av fosfor og nitrogen med henholdsvis 1,5 tonn P og 61 tonn N årlig i perioden fram til 2003 (Molversmyr *et al.* 2003). Figur 7 viser at det har vært betydelige svingninger i hvor mye fisk som har vært fanget fra år til år. Nedbør og vannføringsforhold i fiskeperioden er en vesentlig faktor for hvor mye fisk som fanges, og reduksjonen av eutrofiering i Figgjo iser foreløpig ikke ut til å ha påvirket laks- og ørretbestanden nevneverdig. Det er heller ikke ventet en særlig økning i fiskebestanden selv om utslipp av fosfor og nitrogen til Figgjo reduseres ytterligere (men økning kan ventes dersom gyteforholdene i nedre del av vassdraget forbedres). Den direkte nytteverdien i form av økt laks og ørretbestand ved å redusere nivået på eutrofiering vurderes som marginal.



Figur 7. Fangst av laks og sjørøtt i Figgjo i perioden 1992 – 2008
(kilde: Lakseregisteret, DN).

6.5.3 Friluftsliv

Områdene langs Figgjo benyttes i stor grad til fritidsaktiviteter, og det er opparbeidet et stort antall turstier i områdene rundt. Det er også opprettet flere naturreservat langs deler av elven på grunn av unikt dyreliv. Figgjo benyttes også i stor grad til elvepadling, bading og fiske, som alle er aktiviteter som er direkte knyttet til Figgjo. Alt dette er tegn på at Figgjo og omkringliggende områder er mye brukt og høyt verdsatt som friluftsområde blant befolkningen. Figgjo gir grunnlag for et unikt og variert friluftsliv som bør vernes og tas vare på, til glede for fremtidige generasjoner.

6.5.4 Eiendomsverdi

Eiendomsverdien på land som grenser til Figgjo, særlig fra midtre del og nedover, ventes ikke å øke som følge av tiltakene som planlegges gjennomført i Figgjo. Grunnen til det, er at dette for det meste er regulert til landbruksformål, hvor verdien av eiendommen ikke påvirkes nevneverdig av vannkvaliteten i elven. Dersom forbedret miljøkvalitet fører til økt etterspørsel etter fiskekort, vil verdien på eiendommer med rettighet til salg av fiskekort øke som følge av tiltaket. Tilsvarende, dersom etterspørsel etter fritidsaktiviteter i tilknytning til Figgjo og områdene rundt øker ved redusert eutrofiering, kan det forventes at eiendomsverdien på boliger i nærheten vil øke.

Kapittel 7**REFERANSER**

- Andersen, J.R, J.L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, V. Lund, D. Rosland, B.O. Rosseland & K.J. Aanes, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. *SFT-veiledning nr. 97:04, TA-1468/1997*.
- Bækken, T. & T. O. Haugen, 2006. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. *Statens Vegvesen Rapportnr. UTB 2006/06, Arkivnummer 2003-040870*.
- Direktoratsgruppa, 2008. Klassifiseringsveileder. Versjon til utsjekk, 29.10.2008.
- Enge, E., 2008. Forsuringsstatus for Rogaland 2007 - pH-kart. *Fylkesmannen i Rogaland, notat, juni 2008*.
- Folvik, A., 2001. Naturverdier i Klepp kommune. *AMBIO Miljørådgivning AS, rapport nr. 15203-1*.
- Ledje, U. P., 2006. Resipientvurdering for utslipp av kommunalt avløpsvann på Bore, Jæren. *Ambio miljø-rådgivning, rapport nr. 15315-2*.
- Ledje, U.P., 1996a. Kartlegging av utbredelse av elvemusling (*M. margaritifera*) i Rogaland, 1995 - Del 1. *Rogaland Consultants, rapport nr. 24502-1*.
- Ledje, U.P., 1996b. Kartlegging av utbredelse av elvemusling (*M. margaritifera*) i Rogaland, 1995 - Del 2; Resultater fra feltarbeidet. *Rogaland Consultants, rapport nr. 24502-2*.
- Lura, H. & V.A. Larsen, 2006. Konsekvenser for biologisk mangfold, landskap og friluftsliv ved opprustning av Ålgård kraftverk og bygging av Straumsåna kraftverk. *AMBIO Miljørådgivning AS, rapport nr. 15410-1*.
- Misund, A., 2007. "Klepp, Sandnes og Time kommune" og "Gjesdal kommune". *COWI, arbeidsnotater om grunnvannsforkomstene, 2007*.
- Mjelde, M., 2006. Vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) Jæren 2006. *NIVA, rapport 5295-2006*.
- Molversmyr, Å., 2002. The occurrence of pesticides in the Skas-Heigre tributary, south-western Norway, over the past decade. *Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 125-129*.
- Molversmyr, Å., 2006. Overvåking av Jærvassdrag 2005 - Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2006/042*.
- Molversmyr, Å., 2007. Overvåking av Jærvassdrag 2006 - Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2007/035*.
- Molversmyr, Å., 2008. Overvåking av Jærvassdrag 2007 - Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/034*.
- Molversmyr, Å. & A. Bergheim, 1995. Undersøkelser av stofftransport i Skas-Heigre kanalen i perioden 1989 - 1994. *Rogalandsforskning, rapport RF-95/220*.
- Molversmyr, Å., A.K.T. Holmen & E. Leknes, 2003. Aksjon Jærvassdrag - prosessen, tiltakene og effektene. *Rogalandsforskning, rapport RF - 2003/060*.
- Molversmyr, Å., H.O. Eggestad, A. Pengerud, G.H. Ludvigsen, M. Bechmann, L. Øygarden & O. Lode, 2007. Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Skas-Heigre 2006. *Bioforsk, rapport 126/2007*.
- Molversmyr, Å., M. Bechmann, H.O. Eggestad, A. Pengerud, S. Turtumøygard & E. Rosvoll, 2008. Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/028*.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. *SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997*.
- Nyborg, K., 2002. Miljø og nyttekostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger. *Stiftelsen Frischsenteret for samfunnsøkonomisk forskning, Rapport 5/2002*.

- Solberg, K., 2007. Utkast til overvåkingsplan for Figgjovassdraget 28.Z. *Fylkesmannen i Rogaland, Arbeidsdokument, desember 2007.*
- Statens vegvesen, 2006. Rutevise utredninger for stamvegnettet. Stamvegrute 3, E18 Oslo – Kristiansand, E39 Kristiansand – Stavanger, Riksveg 23 Vassum – Lier. *Statens vegvesen, utredning, 2. utgave, oktober 2006.*
- Statens vegvesen, 2007. RV 505 Foss-Eikeland – Kverneland og tverrforbindelse E 39 – Jæren. *Statens vegvesen, region vest, endelig planprogram, september 2007.*
- Tvedten, Ø., 2000. Resipientundersøkelse i sjøen utenfor Sele avfallsplass, 1999. *Rogalandforskning, rapport RF-2000/044.*

VEDLEGG

Grunnlag for beregning av næringstilførsler i til vassdraget	40
Beregnete næringstilførsler til vassdraget	44
Vurdering av tiltak mot næringsstoffavrenning	52
Om grunnlag for samfunnsøkonomiske vurderinger	60
Referanser gitt i vedleggene	64

Vedlegg 1. Grunnlag for beregning av næringsstofftilførsler i til vassdraget

Ved beregning av næringstilførsler har en tatt utgangspunkt i dataene som Molverersmyr *et al.* (2008) benyttet for Figgjovassdraget. Tilførsler av fosfor er beholdt slik de der ble beregnet, mens tilførsler av nitrogen er beregnet som angitt i de følgende avsnittene. Disse gir en kortfattet beskrivelse av metoder og fremgangsmåter, og for ytterligere beskrivelser henvises det til Molverersmyr *et al.* (2008).

V 1.1. Overvann

Overvann er vann fra tak, veier og andre tette flater i bolig- og industriområder ol., og kan inneholde næringssalter og andre forurensende stoffer. Omfanget av tettstedsarealer er hentet fra kartdata utarbeidet av Statistisk Sentralbyrå (pr. 1. januar 2005). Tettstedsarealene er inndelt i typene "city" og "villa", og generelle avrenningskoeffisienter på hhv. 100 kg P/700 kg N og 50 kg P/ 350 kg N pr. km² og år er benyttet (Bratli *et al.* 1995). Det er forutsatt at alle tettstedsarealer innen hvert delfelt har avrenning til vassdraget i delfeltet, og det er ikke tatt hensyn til eventuelle ledningsanlegg på tvers av felter. Bestemmelse av tilførsler med overvann er forbundet med betydelig usikkerhet.

V 1.2. Spillvann/avløpsvann

Spillvann er vann fra husholdninger, industri og annen virksomhet, kloakk, sanitærvann, vann fra industrielle prosesser, osv. I tillegg kommer innslag av overvann/grunnvann som følge av fellessystem og/eller lekkasje på ledningsnett, eller fordi feilkoblinger fører overvannsledninger inn på rene spillvannsledninger.

Tilførsler fra spillvannsnettet er beregnet med bakgrunn i opplysninger fra kommunene om ledningsnett og overløpspunkter, opplysninger fra kommunene og Fylkesmannen om industri-bedrifter, og opplysninger fra Statistisk Sentralbyrå om befolkningstall. Beregningene er utført i tråd med SFTs anbefalinger (Bratli *et al.* 1995; Mosevoll *et al.* 1996).

Tilførsler som følge av lekkasjer fra ledningsnettet er bestemt med bakgrunn i nettets alder samt kommunenes vurdering av tilstand. Det er antatt et tap i størrelsesorden 2-8 %. Tilførsler via overløp er estimert på bakgrunn av antatt overløpstid, i henhold til tilrådninger fra SFT. Forventet tap antas å ligge mellom 2 og 10 % i områder med fellessystem (Bratli *et al.* 1995). For lekkasjevann og overløp er det antatt at 40-70 % av forurensningen når vassdraget, vurdert ut fra avstand til vassdrag og mulighet for infiltrasjon i omkringliggende løsmasser.

For enkelhets skyld er nitrogentilførsler beregnet ut fra tilhørende fosfortilførsler, ved å anta en faktor på ca. 7,7 som tilsvarende forholdet mellom nitrogen og fosfor i forurensningsproduksjonen for avløpsvann fra befolkning (Bratli *et al.* 1995).

V 1.3. Spredt avløp




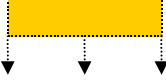










Registrering og beregning av utslipp fra spredt avløp er utført ved bruk av avløpsmodellen WebGIS avløp fra Bioforsk. Modellen er utviklet med sikte på å forenkle forvaltningens arbeid med planlegging, administrasjon, oppfølging og miljøtiltak i områder med spredt bebyggelse. Modellen er utviklet av Bioforsk i samarbeid med blant annet SFT, og er tidligere benyttet i en rekke kommuner og vassdragsprosjekter (Turtumøygard 1997).

For Figgjovassdraget er WebGIS avløp benyttet til å beregne utslipp av fosfor og nitrogen til resipient fra de 780 anleggene som er registrert i nedbørfeltet. Beregningene er gjort på grunnlag av data om anleggstype, belastning, alder og lokalisering av anlegg. Modellen omfatter 14 ulike typer renseløsninger (tabell V1). Beregningene omfatter kun boliger (hytteanlegg er holdt utenfor). Det er benyttet en belastning tilsvarende antall registrerte beboere, og der antall beboere er ukjent er 2,6 pe pr husstand benyttet.

Ved beregning av rensegrad er det tatt hensyn til anleggets alder og dimensjon i forhold til belastning (pe) for anleggstyper der disse faktorene er av betydning. Dersom dimensjon og alder er ukjent, er det satt en lav rensegrad. Erfaring fra kartlegging av anlegg viser at ukjente/usikre forhold oftest bør trekke i anleggets disfavør. Funksjonene for rensegrad for øvrig forutsetter at anlegget er i god teknisk stand og etter forutsetningene har god driftsfunksjon.

Modellen beregner også rensing i terreng der dette er aktuelt, og utslipp til resipienten fra hvert anlegg. Ved beregning av rensegrad i terreng benyttes registrert jordtype som grunnlag for modellens jordkoeffisient.

Tabell V1. Oversikt over anleggstyper og symbolbruk i avløpsmodellen

Typenavn	Symbol	Beskrivelse
1 Direkte utslipp		Utslipp av alt avløpsvann direkte til terreng eller resipient.
2 Slamavskiller med utslipp til terreng		Diffust utslipp av slamavskilt avløpsvann.
3 Slamavskiller med utslipp til vassdrag		Utslipp av slamavskilt avløpsvann direkte til resipient.
4 Infiltrasjonsanlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og infiltrasjonsanlegg (lukkede grøfter, åpent eller lukket basseng eller jordhaug).
5 Sandfilteranlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og sandfilteranlegg. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
6 Minirenseanlegg klasse 1		Biologisk/kjemisk rensing. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
7 Minirenseanlegg klasse 2		Biologisk rensing. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
8 Minirenseanlegg klasse 3		Kjemisk rensing. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
9 Tett tank		Oppsamling av alt avløpsvann.
10 Tett tank for svartvann		Oppsamling av svartvann. Utslipp av gråvann til resipient/terreng.
11 Biologisk toalett		Oppsamling og behandling klosett-avløp. Utslipp av gråvann til resipient/terreng.
12 Konstruert våtmark, filterbed		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller med biofilter/ konstruert våtmark (filterbedanlegg).
13 Tett tank for svartvann, gråvannsfiler		Oppsamling av svartvann. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.
14 Biologisk toalett, gråvannsfiler		Oppsamling og behandling klosett-avløp. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.

V 1.4. Avrenning fra landbruk

Avrenning av næringsstoffer fra jordbruksarealer er beregnet på grunnlag av statistiske opplysninger for 2006. Størrelsen på jordbruksarealer er beregnet med grunnlag i markslagskart og digitaliserte grenser for nedbørfeltene. Opplysninger om vekstfordeling og husdyrtall er hentet fra Statistisk sentralbyrå. Arealer og husdyrtetthet er vist i tabell V2.

Fosfortapet fra jordbruksarealene er beregnet ved hjelp av en modell, som funksjon av gjennomsnittlig avrenning, fosforstatus (P-AL) og tap av suspendert stoff (Bechmann *et al.* 2008). Modellen er basert på nedbørfelt med kontinuerlige målinger av vannføring i Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Beregningene viser god overensstemmelse mellom modellert P tap og målt P tap i Timebekken i Orrevassdraget.

Husdyrgjødselmengden som er tilgjengelig i nedbørfeltet er beregnet på grunnlag av data fra SSB for husdyrtall på de enkelte bruk. Det er regnet med standardkoeffisienter for innhold av næringsstoffer i gjødsla under forutsetning av fyttase-tilsetning i fôret for alle relevante husdyr.

Når det gjelder punktkilder har en hatt som utgangspunkt at alle gjødsel- og silolagre er tette. Det vil likevel alltid være en risiko for lekkasje fra punktkilder som melkerom og gjødsel- og silolager, og risikoen øker ved økende husdyrtall. I beregningene er det brukt en faktor for avrenning fra disse punktkilder på 0,1 % av fosfor produsert i husdyrgjødsel (Lundekvam, upubl.). Avrenning fra pelsdyranlegg er beregnet slik som tap fra andre tette gjødsellagre, mens avrenning fra pelsdyranlegg uten oppsamling er basert på en P produksjon på 0,35 kg P/tispe/år og fosfortap på 5-15 % for anlegg uten oppsamling avhengig av de lokale forholdene. Opplysninger om pelsdyranlegg og status på oppsamling for de enkelte bruk er levert av Norges Pelsdyravslag.

For nitrogen er tilførslene beregnet ved hjelp av avrenningskoeffisienter for ulike areal typer korrigert i forhold til arealtype, dyrkingssystem, husdyrtetthet og gjennomføring av tiltak. Fra punktkilder er det gjort et anslag av tilførsler på samme måte som for fosfor. Beregningene er kalibrert i forhold til målte verdier i Timebekken og Skas-Heigre kanalen. Metodene gir anslag over forholdet mellom de ulike nedbørfeltene og effekten av tiltak som kan gjennomføres, men de konkrete verdiene er forbundet betydelig usikkerhet.

Tabell V2. Arealer og husdyrtetthet i Figgjovassdraget, pr. 2006 (se vedlegg V2 for beskrivelse av delfelter).

Felt	Delfelt	Areal km ²	Fulldyrka km ²	Overflate- dyrka km ²	Dyrka mark %	Husdyr- tetthet GDE/daa dyrka mark
Figgjo-indre	F21	60,9	2,6	9,5	20	0,13
	F22	18,9	0,6	3,9	24	0,14
Limavatnet	F1	41,8	4,8	10,1	36	0,16
	F23	20,7	1,7	5,2	33	0,15
Figgjo-midtre	F3	21,7	4,0	4,4	39	0,19
	F4	35,7	23,1	2,6	72	0,20
Skas-Heigre	F5	31,9	22,2	2,7	78	0,19
Figgjo totalt	-	231,7	59,1	38,3	42	-

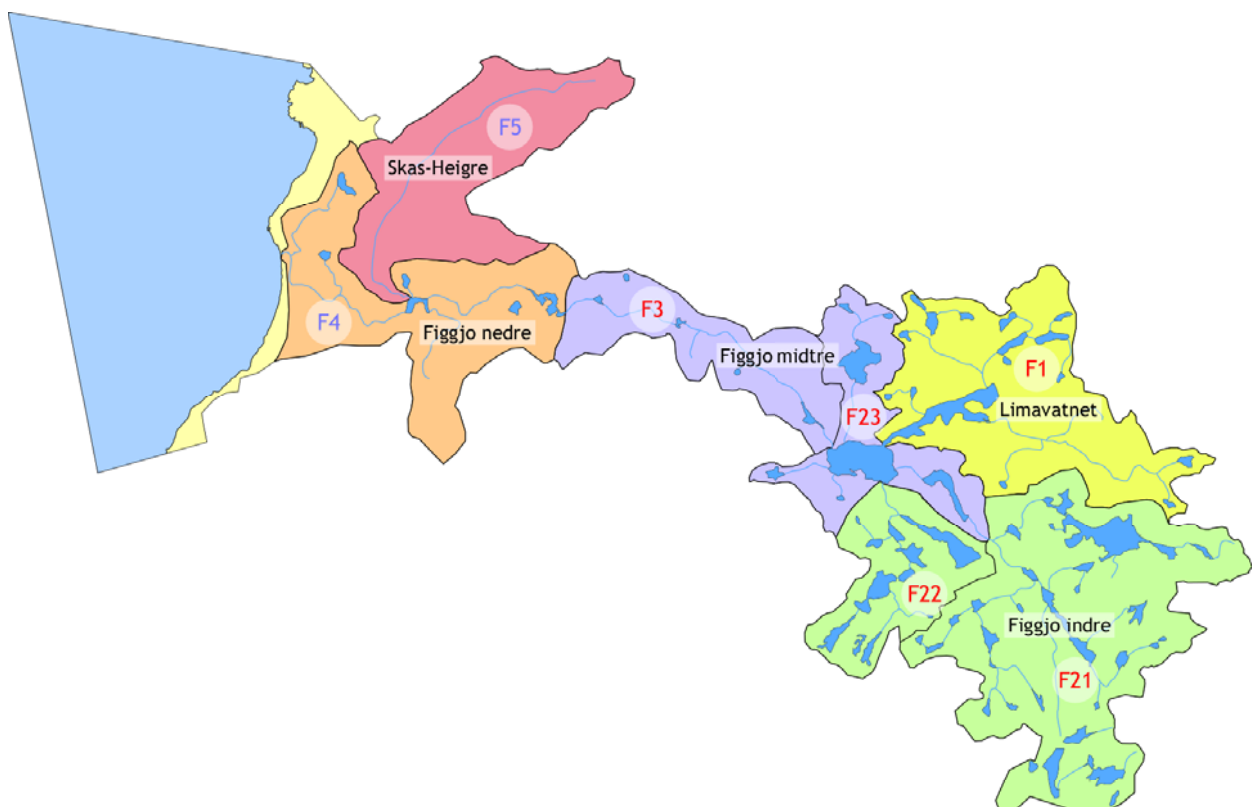
V 1.5. Vurdering av tilførsler i forhold til observert vannkvalitet i vassdragene

Tilførselsberegningene som er beskrevet ovenfor tar utgangspunkt i vurdering av forurensningsproduksjon og tilførselsgrad i feltene. Alternativt kan en basere beregninger av tilførsler på observert vannkvalitet i vassdraget og antatt avrente vannmengder. Dette er to prinsipielt ulike fremgangsmåter, men sammenligning av tilførslestimer gir signal om hvor godt modellene som benyttes i den førstnevnte fremgangsmåten gir samsvar med målte verdier.

For Figgjovassdraget har en oppdaterte og gode vannkvalitetsmålinger, bl.a. fra automatiske prøvestasjoner i hovedelva ved Bore og i Skas-Heigre kanalen, og fra innsjøundersøkelser i Limavatnet og Edlandsvatnet (Molversmyr 2008). Tilførslene i de ulike vassdragsdelene er derfor også beregnet med utgangspunkt i dagens observerte vannkvalitet, og det er antatt at retensjon (tilbakeholdelse) i innsjøene Limavatnet og Edlandsvatnet er slik som angitt av Bratli *et al.* (1995). Også for våtmarksområdet Grudavatnet er tilsvarende retensjon antatt (se avsnitt V 2.7).

Tilførselsestimatene beregnet ved disse to fremgangsmåtene samsvarer godt for størstedelen av vassdraget, men for de øverste områdene gir den førstnevnte metoden (basert på forurensningsproduksjonen) noe høye tilførselsestimater for fosfor i forhold til den observerte vannkvaliteten. Her har en antatt en viss tilbakeholdelse av fosfor i feltene, noe som synes rimelig med tanke på et betydelig innslag av innsjøer (som alle vil holde tilbake noe av det tilførte fosforet). Også nedbørfeltens form, innhold av jernoksider, forekomst av naturlig vegetasjon som avgrensning mot vannløp, og jordbruksarealers plassering (avstand) i forhold til vannforekomstene, kan gi opphav til at en mindre andel av forurensningsproduksjonen når selve vannforekomstene (lavere tilførselsgrad enn antatt). Tilførselsestimatene i denne rapporten gjenspeiler dermed vannkvaliteten som i dag observeres i de ulike delene av vassdraget.

Næringsstoffbelastning og avlastingsbehov er beregnet med utgangspunkt i de samme delfeltene som Molversmyr *et al.* (2008) benyttet, og som gir en litt finere inndeling av den øverste delen av nedbørfeltet i forhold til den som vises i hoveddelen av denne rapporten. Dette er gjort for bedre å kunne sammenholde beregnede tilførsler med observert vannkvalitet. De to inndelingsmåtene er vist i figur V1 (Figgjo-indre = F21 + F22, Limavatnet = F1, Figgjo-midtre = F23 + F3, Figgjo-nedre = F4 og Skas-Heigre = F5).



Figur V1. Inndeling av Figgjovassdraget (se tekst).

Vedlegg 2. Beregnede næringsstofftilførsler til vassdraget

V 2.1. Generelt om fosforoverskudd i Figgjovassdraget

For en del av feltene i Figgjovassdraget er det overskudd av fosfor i jordbruksproduksjonen. Tabell V3 viser at overskuddet i forhold til gjødselnormene i F4 og F5 er hhv. 35 og 17 kg P/år, det vil si et overskudd på hhv. 3,3 og 1,7 kg P/daa hvis all husdyrgjødsel fordeles på areal med fosforinnhold under P-AL 15. Dette overskuddet er et resultat av stor husdyrtetthet og eventuell tilførsel av fosfor i mineralgjødsel. På en del arealer (korn, potet, grønnsaker og noe beite) brukes fosfor med mineralgjødsel i tillegg til husdyrgjødsel, og overskuddet av fosfor er derfor noe større. En del av dette fosfor vil kunne bindes til jorda enten i de øverste jordlag (der det fører til økte P-AL-tall) eller det transporteres nedover i jordprofilet og gir høyere fosforinnhold i dypere jordlag og høyere fosfortilførsler til vassdraget. Det er behov for å se nærmere på fosfortransporten i jordprofilet og vurdere mulighetene for annen bruk av husdyrgjødselressursene. Dersom en gjødsler alt areal likt (også areal med høye P-AL-tall), blir gjennomsnittlig P tilførsel på jordbruksarealene innenfor hvert delfelt ikke over 3,1 kg/daa.

Det er to delnedbørfelt der det er mindre fosfor tilgjengelig i husdyrgjødsel enn det som er beregnet behov for fosfor til jordbruksvekstene. Omfordeling av husdyrgjødsel til disse arealene vil bl.a. avhenge av avstander og kostnader ved transport. Dette bør utredes nærmere.

Tabell V3. Beregnet fosforoverskudd for hvert delnedbørfelt.

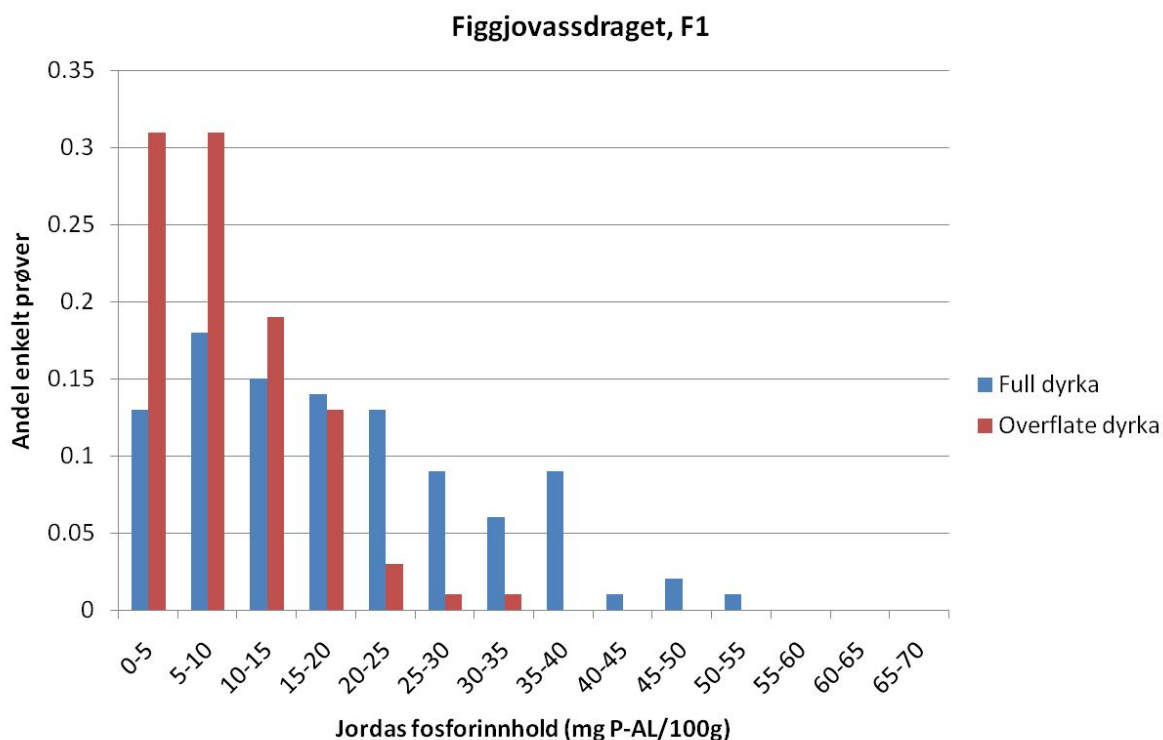
Felt	Delfelt	Tilgjengelig ¹ tonn P/år	Behov ² tonn P/år	Overskudd tonn P/år	Overskudd for areal med P-AL < 15 kg P/daa
Figgjo-indre	F21	20	26	-5	-
	F22	8	13	-7	-
Limavatnet	F1	33	31	2	0,1
Figgjo-midtre	F23	16	12	4	0,9
	F3	21	15	6	1,0
Figgjo-nedre	F4	66	31	35	3,3
Skas-Heigre	F5	46	29	17	1,7
Figgjo totalt	-	210	156	54	-

¹: Tilgjengelig mengde fosfor i husdyrgjødsel på grunnlag av husdyrtetthet

²: Behov for fosfor til gjødsling (3,1 kg P/daa til alt areal med P-AL under 15)

V 2.2. Limavatn (F1)

Dyrka mark utgjør 36 % av arealet. 65 % av dyrka mark er beite og 34 % eng. Det er stort sett ikke annen arealbruk på dyrka mark. Husdyrtettheten er 0,16 GDE/daa, dominert av sau og melkekyr. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 18, og for overflatedyrka jord 9. Figur V2 viser fordelingen av P-AL i enkelt prøver for fulldyrka og overflatedyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på 2 tonn/år, det vil si 0,1 kg P/daa for areal med P-AL under 15. Punktkilder er beregnet til ca 3 % av jordbrukets fosfortap og 0,25 % av jordbrukets nitrogentap. Anlegg for pelsdyr er oppgitt å ha oppsamling av gjødsel. Det er ikke registrert fangdammer i nedbørfeltet, men 0,7 km med ugjødsle randsoner langs vassdrag.



Figur V2. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka (n=447) og overflatedyrka jord (n=132).

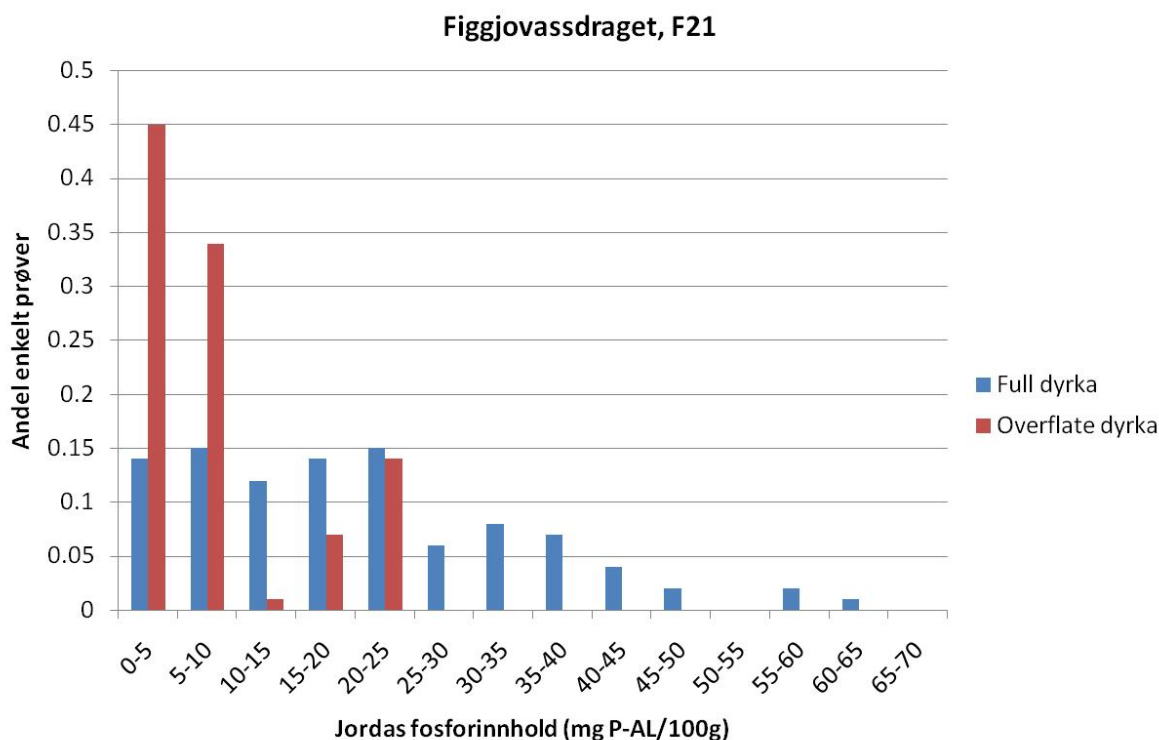
Feltet har 89 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 51 kg P/år og 694 kg N/år. Av disse er det 20 anlegg (22 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 20 anleggene er beregnet til 17 kg P/år og 186 kg N/år, som utgjør 33 % av P-utslippet og 27 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Det er ikke regnet med tettstedsarealer i dette vassdraget.

I dette feltet må en anta ca. 40 % retensjon av fosfor for at beregnede tilførsler skal samsvare med vannkvaliteten i vannforekomsten.

V 2.3. Storavatn (F21)

Dyrka mark utgjør 20 % av arealet. 75 % av dyrka mark er beite og 25 % eng. Det er stort sett ikke annen arealbruk på dyrka mark. Husdyrtettheten er 0,13 GDE/daa, dominert av sau og melkekyr. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 20, og for overflatedyrka jord 8. Figur V3 viser fordelingen av P-AL i enkeltprøver for fulldyrka og overflatedyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på -5 tonn/år, det vil si at husdyrgjødselen ikke er tilstrekkelig til å tilføre 3,1 kg P/daa på alt areal med P-AL under 15. Punktkilder er beregnet til ca 3 % av jordbrukets fosfortap og 0,2 % av nitrogentapet. Det er registrert en fangdam i nedbørfeltet, og 0,6 km med ugjødsle randsoner langs vassdrag.



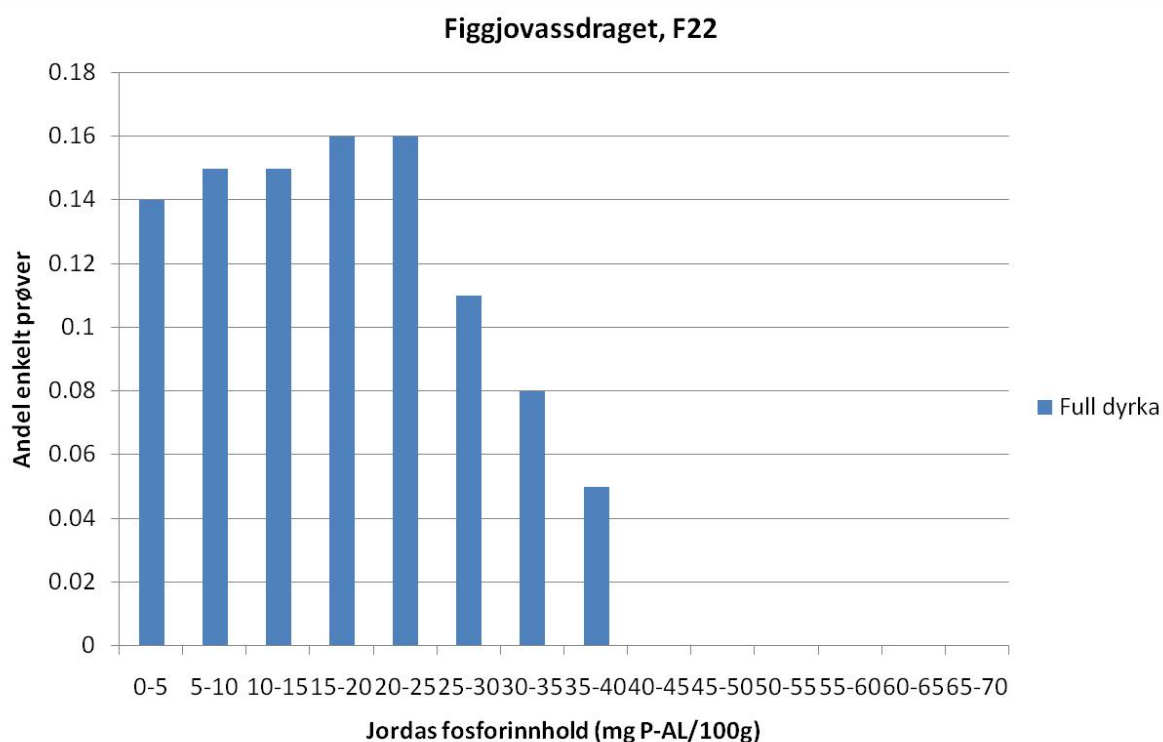
Figur V3. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka (n=123) og overflatedyrka jord (n=48).

Feltet har 42 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 30 kg P/år og 403 kg N/år. Av disse er det 7 anlegg (16 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 7 anleggene er beregnet til 8 kg P/år og 82 kg N/år, som utgjør 27 % av P-utslippet og 20 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Det er ikke regnet med tettstedsarealer i dette vassdraget.

V 2.4. Langavatn (F22)

Dyrka mark utgjør 24 % av arealet. 80 % av dyrka mark er beite og 20 % eng. Det er stort sett ikke annen arealbruk på dyrka mark. Husdyrtettheten er 0,14 GDE/daa. Dominert av sau, men også en del melkekyr. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 17, og for overflatedyrka jord 8. Gjennomsnittet for overflatedyrka jord er basert på kun fire enkeltprøver, og kan gi et misvisende inntrykk av P-AL-nivået. Figur V4 viser fordelingen av P-AL i enkelt prøver for fulldyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på -7 tonn/år, det vil si at husdyrgjødselen ikke er tilstrekkelig til å tilføre 3,1 kg P/daa på alt areal med P-AL under 15. Punktkilder er beregnet til 3-4 % av jordbrukets fosfortap og 0,2 % av nitrogentapet. Det er ikke registrert fangdammer i nedbørfeltet og ikke ugjødsle randsoner langs vassdrag.



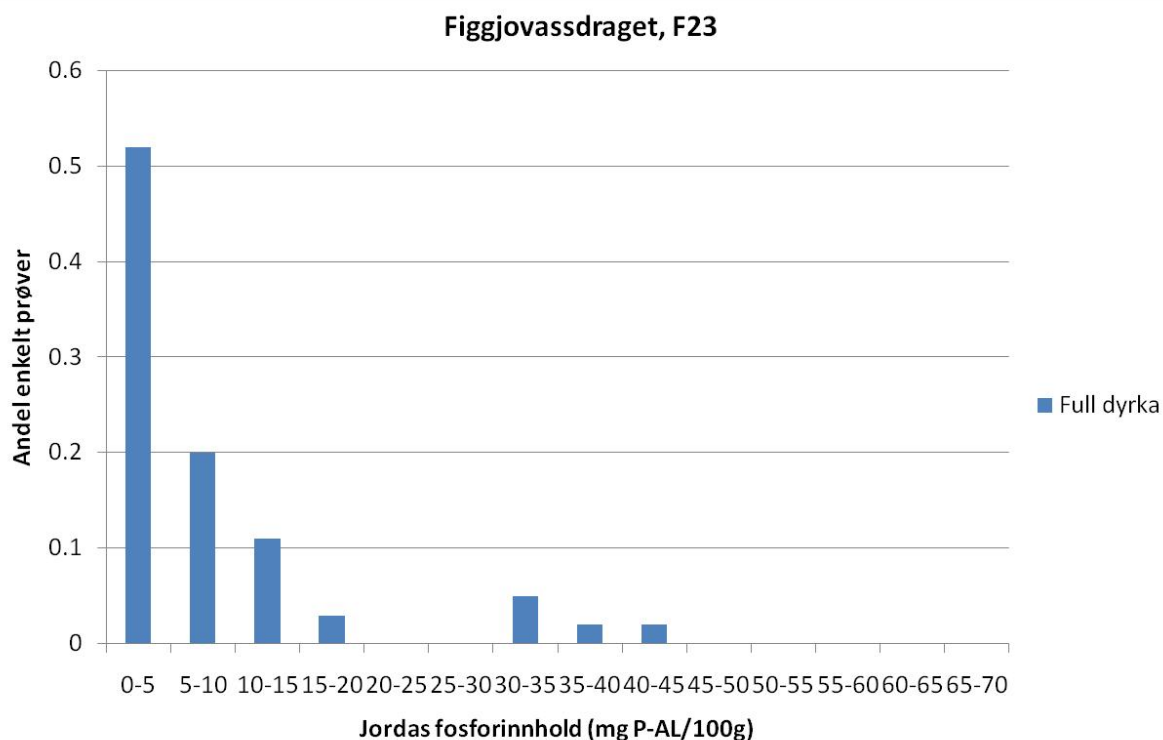
Figur V4. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka jord (n=65).

Feltet har 17 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 8 kg P/år og 131 kg N/år. Av disse er det 4 anlegg (23 %) som rensr mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 4 anleggene er beregnet til drøye 1 kg P/år og 31 kg N/år, som utgjør 21 % av P-utslippet og 24 % av nitrogenutslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Det er ikke regnet med tettstedsarealer i dette vassdraget.

V 2.5. Edlandsvatn (F23)

Dyrka mark utgjør 33 % av arealet. 68 % av dyrka mark er beite og 32 % eng. Det er stort sett ikke annen arealbruk på dyrka mark. Husdyrtettheten er 0,15 GDE/daa, dominert av sau og melkekyr. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er ifølge beregningene 11 og for overflatedyrka jord 13. Gjennomsnittet for overflatedyrka jord er basert på kun tre enkeltprøver, og kan gi et misvisende inntrykk av P-AL-nivået. Figur V5 viser fordelingen av P-AL i enkelt prøver for fulldyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på 4 tonn/år, det vil si 0,9 kg P/daa for areal med P-AL under 15. Punktkilder er beregnet til 2-3 % av jordbrukets fosfortap og 0,2 % av nitrogentapet. Det er ikke registrert fangdammer i nedbørfeltet, og ikke ugjødsle randsoner langs vassdrag.



Figur V5. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka jord (n=87).

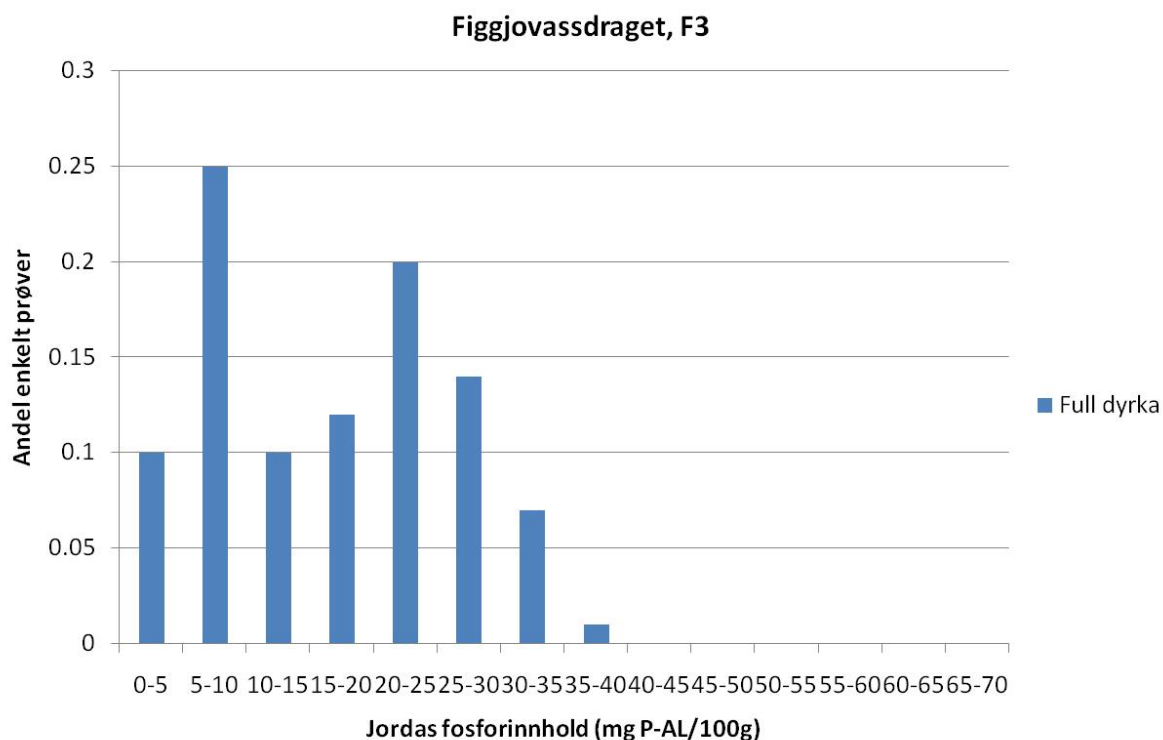
Feltet har 32 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 19 kg P/år og 260 kg N/år. Av disse er det 9 anlegg (28 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 9 anleggene er beregnet til 9 kg P/år og 73 kg N/år, som utgjør 47 % av P-utslippet og 28 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Deler av tettstedet Ålgård (1,1 km²) ligger i dette feltet. Det er ikke overløp på det kommunale ledningsnett, og det er beregnet et utslipp på 13 kg P/år og 100 kg N/år fra spillvannsnettet. Det er beregnet 57 kg P/år og 400 kg N/år fra overvann.

For F2-feltene samlet må ca. 50 % retensjon av fosfor antas for at beregnede tilførsler skal stå i forhold til vannkvaliteten som i dag kan måles i Edlandsvatnet.

V 2.6. Figgjo midtre (F3)

Dyrka mark utgjør 39 % av arealet. 50 % av dyrka mark er beite og 47 % eng. Det er innslag av korn og grønnfôr i vekstskiftene. Husdyrtettheten er 0,19 GDE/daa. Dominans av sau og melkekyr, men det er også en del avlsgris. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 16, og for overflatedyrka jord 10. Gjennomsnittet for overflatedyrka jord er basert på kun tre enkeltprøver, og kan gi et misvisende inntrykk av P-AL-nivået. Figur V6 viser fordelingen av P-AL i enkeltprøver for fulldyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på 6 tonn/år, det vil si 1 kg P/daa for areal med P-AL under 15. Punktkilder er beregnet til ca 3–4 % av jordbrukets fosfortap og 0,3 % av nitrogentapet, herav utgjør punktutslipp fra pelsdyr om lag 8 %. For pelsdyranleggene er det oppgitt at alle har oppsamling av gjødsel. Det er ikke registrert fangdammer i nedbørfeltet, men 1 km ujødsla randsoner langs vassdrag.



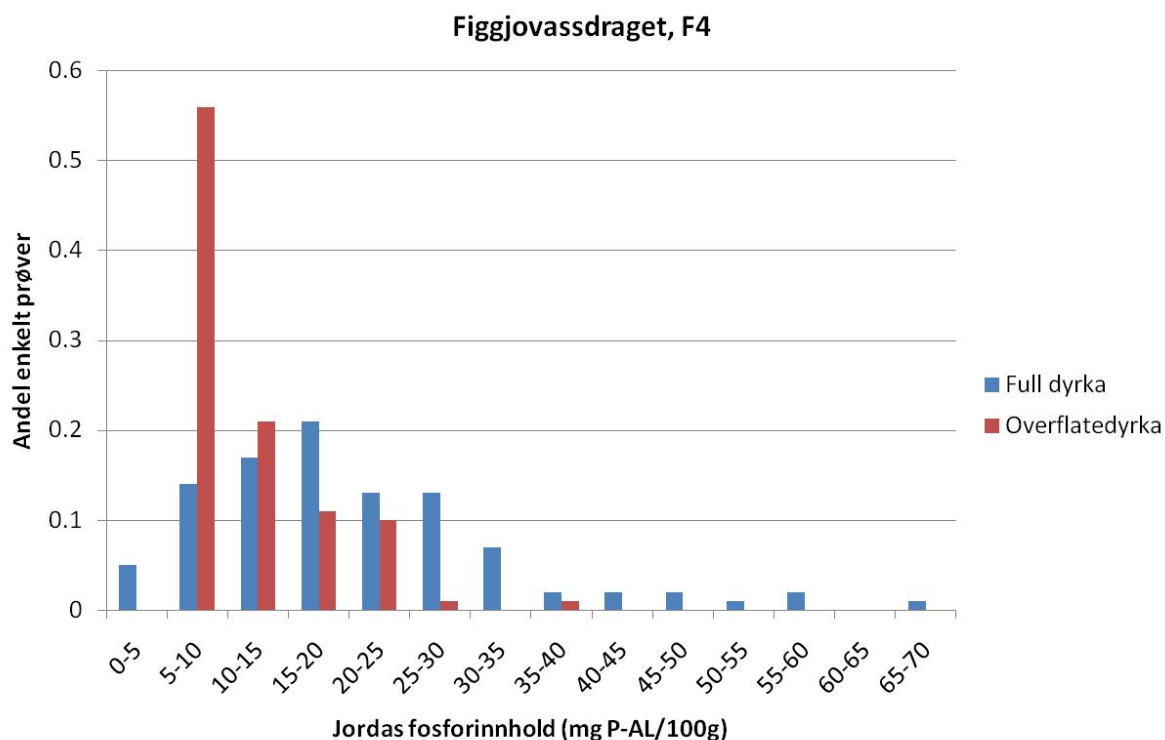
Figur V6. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka jord (n=70).

Feltet har 66 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 64 kg P/år og 610 kg N/år. Av disse er det 44 anlegg (66 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 44 anleggene er beregnet til 55 kg P/år og 423 kg N/år, som utgjør 86 % av P-utslippet og 69 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Deler av tettstedene Ålgård/Figgjo (3,6 km²) ligger i feltet. Det er et overløp på det kommunale ledningsnett og det er beregnet et utslipp på 59 kg P/år og 454 kg N/år fra spillvannsnettet. Det er beregnet 182 kg P/år og 1274 kg N/år fra overvann. Noe av tettstedet Kvernaland (0,7 km²) ligger også i feltet. Her er det ingen overløp på de kommunalt ledningsnett, og det er beregnet et utslipp på 34 kg P/år og 261 kg N/år fra spillvannsnettet. Det er beregnet 33 kg P/år og 231kg N/år fra overvann.

V 2.7. Bore (F4)

Dyrka mark utgjør 72 % av arealet. 12 % av dyrka mark er beite og 65 % eng. I tillegg er det korn, potet og grønnsaker. Husdyrtettheten er 0,20 GDE/daa, dominert av melkekyr, slaktegris og høner. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 20, og for overflatedyrka jord 11. Figur V7 viser fordelingen av P-AL i enkelt prøver for fulldyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på 35 tonn/år, det vil si 3,3 kg P/daa for areal med P-AL under 15. Det var 330 dekar med fangvekst i 2006. Punktkilder er beregnet til ca 5 % av jordbrukets fosfortap, herav utgjør punktutslipp fra pelsdyr om lag 60 %. Det er omfattende pelsdyrproduksjon i nedbørfeltet, og for pelsdyranleggene er det oppgitt at 2/3 har oppsamling av gjødsel. Det er registrert 14 fangdammer i nedbørfeltet og 12 km med ugjødsla randsoner langs vassdrag.



Figur V7. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka (n=1833) og overflatedyrka jord (n=75).

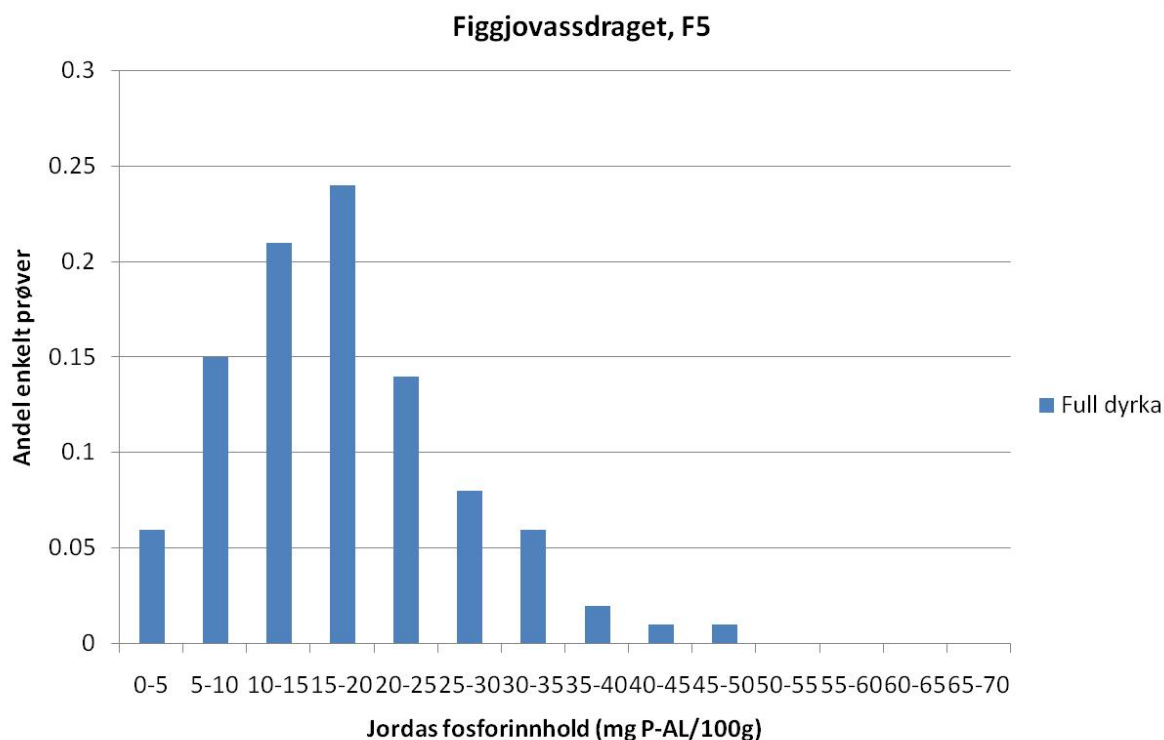
Feltet har 204 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 222 kg P/år og 2120 kg N/år. Av disse er det 122 anlegg (59 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 122 anleggene er beregnet til 162 kg P/år og 1306 kg N/år, som utgjør 73 % av P-utslippet og 62 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

En større del av tettstedet Kleppe/Verdalen (2,1 km²) ligger i dette feltet. Her er det tre overløp på det kommunale ledningsnett, og det er beregnet et utslipp på 364 kg P/år og 2798 kg N/år fra spillvannsnettet. Det er beregnet 107 kg P/år og 749 kg N/år fra overvann. Noe av tettstedet Kvernaland (0,08 km²) ligger også i feltet. Her er det ikke overløp på det kommunalt nett, og det er beregnet et utslipp på 4 kg P/år og 31 kg N/år fra spillvannsnettet. Det er beregnet 4 kg P/år og 28 kg N/år fra overvann.

I dette feltet må en anta ca. 30 % retensjon av fosfor og 15 % retensjon av nitrogen for at beregnede tilførsler skal samsvare med vannkvaliteten som måles i Figgjo ved Bore Bru. En vesentlig del av dette antas holdt tilbake i våtmarksområder som Grudavatnet.

V 2.8. Skas-Heigre (F5)

Dyrka mark utgjør 78 % av arealet. 13 % av dyrka mark er beite og 65 % eng. I tillegg er det korn, potet og grønnsaker. Husdyrtettheten er 0,19 GDE/daa, med dominans av melkekyr, slaktegris og en del høner. Gjennomsnittlig P-AL-tall for fulldyrka jord er i følge beregningene 17, og for overflatedyrka jord 17. Gjennomsnittet for overflatedyrka jord er basert på kun 12 enkeltprøver, og kan gi et misvisende inntrykk av P-AL-nivået. Figur V8 viser fordelingen av P-AL i enkeltprøver for fulldyrka jord. Arealene med de høyeste P-AL-verdier er kritiske arealer når det gjelder fosfortap. Fosforoverskuddet i forhold til gjødselnormene er på 17 tonn/år, det vil si 1,7 kg P/daa for areal med P-AL under 15. Det var 350 dekar med fangvekst på dyrka mark i 2006. Punktkilder er beregnet til 3 % av jordbrukets fosfortap og 0,4 % av nitrogentapet, herav utgjør punktutslipp fra pelsdyr 8 %. For pelsdyranleggene er det oppgitt at 2/3 har oppsamling av gjødsel. Det er gjennomført 100 % resirkulering av avrenning fra veksthus. Det er derfor ikke regnet med avrenning fra veksthus. Det er registrert 16 fangdammer i nedbørfeltet, og over 3 km med ugjødsle randsoner langs vassdrag.



Figur V8. Fordeling av P-AL-tall i enkeltprøver fra fulldyrka jord (n=681).

Feltet har 330 separate avløpsanlegg, med et samlet utslipp på 330 kg P/år og 3200 kg N/år. Av disse er det 225 anlegg (68 %) som renser mindre enn 90 % fosfor, og som derfor er aktuelle for oppgradering. Utslipet fra disse 225 anleggene er beregnet til 300 kg P/år og 2320 kg N/år, som utgjør 91 % av P-utslippet og 72 % av N-utslippet fra spredt avløp i dette vassdraget.

Omtrent halve tettstedet Soma (0,04 km²) ligger i dette feltet. Her er det ikke overløp på ledningsnett, og det er heller ikke antatt utslipp fra spillvannnett. Utslipp via overvann er beregnet til 2 kg P/år og 14 kg N/år. Hele Stenebyen (0,4 km²) ligger i feltet, og det er et overløp ved pumpestasjon på det kommunale ledningsnett i dette området. Det er beregnet utslipp av 7 kg P/år og 54 kg N/år fra spillvannnett, samt 21 kg P/år og 147 kg N/år fra overvann.

Noe av tettstedet Hålandsmarka (0,06 km²) ligger i feltet. Spillvannet føres til Stenebyen. Det er beregnet et utslipp på 1 kg P/år og 8 kg N/år fra spillvannnett, samt 3 kg P/år og 28 kg N/år fra overvann. Noe av Sandnes er også innbefattet i feltet (1,1 km²). Her er det to overløp på det kommunale ledningsnett, og det er beregnet et utslipp på 221 kg P/år og 1699 kg N/år fra spillvannnett. Det er beregnet 53 kg P/år og 371 kg N/år fra overvann.

Vedlegg 3. Vurdering av tiltak mot næringsstoffavrenning

V 3.1. Spredt avløp

Totale utslipp fra spredt avløp fra de 780 boliganleggene i Figgjo-vassdraget er beregnet til 724 kg P/år og 7425 kg N/år i 2006.

Som i tiltaksanalysen for Jærvassdragene (Molversmyr *et al.* 2008) er det forutsatt at alle anlegg oppgraderes til 90 % P-rensing, i tråd med forurensingsforskriftens beskrivelse av 90 % renskrav for fosfor i avløpsvann i normalområder med brukerinteresser. Dette kravet vil være oppfylt for følgende anleggstyper:

Anleggstype	Betegnelsen
4	Infiltrasjonsanlegg
6	Minirensanlegg klasse 1
12	Konstruert våtmark
13	Tett tank for svartvann, gråvann til filtrering *
14	Biodo for svartvann, gråvann til filtrering **

* Uaktuell i kommuner som ikke tillater denne løsningen.

** Generelt lite aktuell løsning for bolighus.

Slik fosforrensning vil også gi effekt i form av lavere N-utslipp. N-utslipp etter tiltak vil imidlertid avhenge av hvilken anleggstype som velges ved oppgraderingen, siden de ulike anleggstypene har ulik renssevne for nitrogen (kan variere fra 20 til 90 %, avhengig av anleggstype). Vi har valgt å benytte 30 % N-rensing som en moderat gjennomsnittsverdi i tiltaksberegningene.

Utslppsreduksjonen etter en fullstendig oppgradering/sanering av alle aktuelle anlegg er beregnet til 597 kg P/år og 1016 kg N/år. Totalutslipp fra spredt avløp til Figgjo vil etter dette 128 kg P/år og 6409 kg N/år, dvs. ca. 82 % P-reduksjon og 14 % N-reduksjon i forhold til dagens løsning. Fordelingen på de enkelte delfeltene i vassdraget er vist i tabell V4.

Tabell V4. Effekter ved full gjennomføring av tiltak innen spredt avløp.

Felt	Delfelt	Antall anlegg	Fosfortilførsler (kg P/år)			Nitrogentilførsler (kg N/år)		
			Tilf. nå	Tilf. etter tiltak	Tiltaks-effekt	Tilf. nå	Tilf. etter tiltak	Tiltaks-effekt
Figgjo-indre	F21	42	30	8	22	403	384	19
	F22	17	8	3	6	131	127	4
Limavatnet	F1	89	51	13	37	694	653	41
Figgjo-midtre	F23	32	19	5	14	260	243	17
	F3	66	64	10	54	610	513	97
Figgjo-nedre	F4	204	222	37	185	2 121	1 821	300
Skas-Heigre	F5	330	330	52	279	3 206	2 668	538
Figgjo totalt	-	780	724	128	597	7 425	6 409	1 016

Kostnadene ved oppgradering varierer med valg av anleggstype. På lokaliteter der det ligger til rette for infiltrasjon, vil et infiltrasjonsanlegg vanligvis gi lavest totalkostnad. Rensegrad for eksisterende anlegg varierer mye, og det vil være naturlig å starte med de anleggstypene der oppgradering gir størst effekt. De mest kostnadseffektive tiltakene er sanering av direkte utslipp, slamavskillere med utslipp til vann, slamavskillere til terreng (infiltrasjon) og sandfilteranlegg. Det er disse tiltakene som vurderes i denne rapporten. For utfyllende beskrivelse av valg av anleggstype og prioriteringer ved oppgradering vises det til Molversmyr *et al.* (2008).

V 3.2. Avrenning fra landbruk

Det er gjort anslag på effekten av tiltak mot avrenning av fosfor og nitrogen. Anslagene er basert på erfaringstall, litteratur og målinger fra forsøk gjennomført i andre deler av landet, men effektene er så langt det har vært mulig justert i forhold til lokale forhold. Kostnadene er vurdert i forhold til effekt på fosfor for hvert tiltak. Vurderingen av både effekter og kostnader er forbundet med stor usikkerhet og må regnes som omtrentlige anslag.

Redusert gjødsling

Redusert gjødsling er et langsiktig miljøtiltak. Fosforreservene i jorda (se avsnitt V 2.1) er bygd opp over mange år, og tilsvarende vil det ta mange år å få redusert fosforstatus til et miljøakseptabelt nivå. Tidsperspektivet er imidlertid lite dokumentert for norske forhold. I enkelte tilfeller kan reduksjon i P gjødslingen gi rask effekt på vannkvaliteten (f.eks. på organisk jord med liten bindingskapasitet for P), men i hovedsak vil redusert P gjødsling først gi tydelig effekt i et lengre tidsperspektiv fordi den akkumulerte fosformengden i jorda er stor i forhold til mengden fosfor som fjernes med avling. I mineraljord tilsvarende en P-AL enhet ca. 2–2,5 kg P i matjordlaget per dekar. En grasavling på 1000 kg tørrstoff per dekar medfører uttak av om lag 3 kg P. En del av dette fosforet vil stamme fra andre fosforfraksjoner enn P-AL, slik at nedgangen i P-AL blir mindre enn det fosforunderskuddet skulle tilsi. Forsøksresultater antyder at ved høye P-AL-tall vil redusert gjødsling gi en raskere reduksjon i P-AL enn ved lavere P-AL.

Tabell V5 viser antatt reduksjon i jordas P-AL-verdi frem til 2015 ved

- 1) nullgjødsling med fosfor (mineral og husdyrgjødsel)
- 2) null P i mineralgjødsel, men fortsatt spredning av all husdyrgjødsel ved en husdyrtetthet på 0,2 GDE/daa ~ 2,8 kg P/daa.

Det er regnet med et avlingsnivå på omtrent 1000 kg tørrstoff, det vil si en avling som bortfører 3 kg P/daa. Tabellen viser at det vil ta et sted mellom 8 og 16 år å redusere P-AL fra 20 til 10 dersom det ikke tilføres fosfor. Manglende nitrogentilførsler ved reduksjon i tilført husdyrgjødsel antas å bli oppveiet av tilført nitrogen i mineralgjødsel.

Tabell V5. Reduksjon i P-AL tall frem til år 2015 (7 år) ved nullgjødsling med P og ved null P i mineralgjødsel, men fortsatt spredning av all husdyrgjødsel. Beregnet ved 100 % tapping av P-AL fraksjonen (maksimal) og 50 % tapping.

	P-AL reduksjon etter 7 år*
Null P gjødsling	4,2 – 8,4
Null P i mineral gjødsel	0,3 – 0,6

* Beregningene tar utgangspunkt i at henholdsvis hele og halve fosforunderskuddet er tatt fra P-AL fraksjonen. Anslagsvis vil kun halvparten av P underskuddet spores som redusert P-AL i P-AL-området rundt 10, mens en større andel av underskuddet vil føre til reduksjon i P-AL ved høyere P-AL tall.

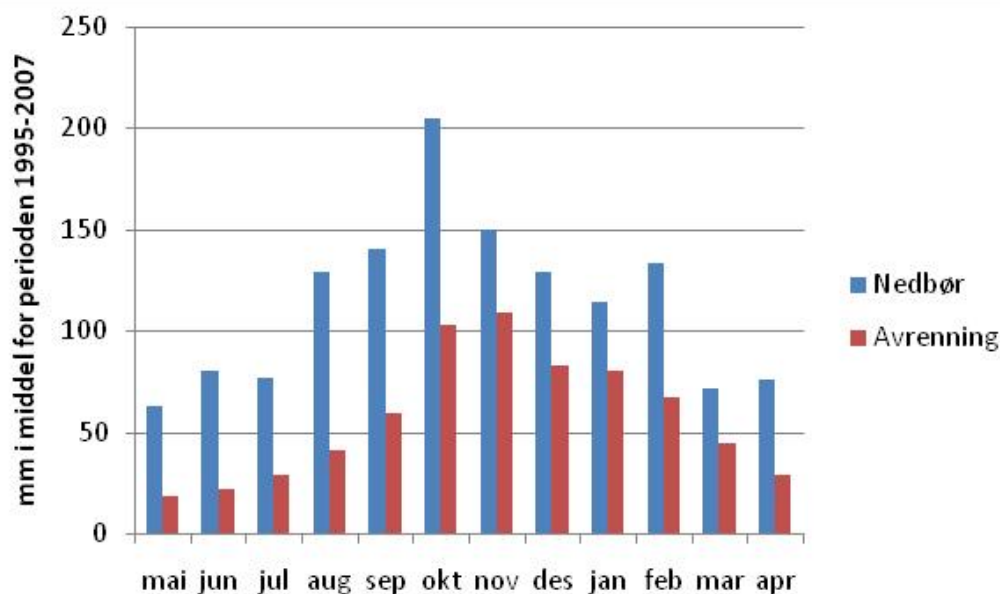
Den største kostnaden ved å redusere bruken av husdyrgjødsel er forbundet omdisponering av til annen bruk. Det er gjort et anslag på overskuddet av fosfor i husdyrgjødsel i hvert delfelt dersom det gjødsles etter anbefalinger for plantenes behov, men kostnadene forbundet med disponering av overskuddet er ikke estimert her. Vurdering av kostnader ved transport eller annen bruk av husdyrgjødsel krever detaljert kjennskap til jordbruksproduksjon, avsetningsmuligheter for husdyrgjødsel, transportavstander og transportkostnader. Kostnadene ved redusert gjødsling vil dessuten variere avhengig av om det fører til avlingsnedgang eller ikke. På korn- og engarealer er det ubetydelig risiko for avlingsnedgang ved null-gjødsling på arealer med P-AL over 15 (Gjødslingshåndbok; www.bioforsk.no), og tiltaket vil være forbundet med tilnærmet ingen kostnad i form av tapte avlinger. Det forventes å bli ekstra kostnader til nitrogengjødsel for å oppnå balansert næringsforsyning.

Gjødsling til potet og grønnsaker

Det er ofte meget høy fosforstatus i jorda der det dyrkes potet eller noen typer grønnsaker, for eksempel løk. Poteter og en del grønnsaker, deriblant løk, gir avlingsrespons (kvalitet og mengde) på fosformengder som er langt høyere enn de mengdene som fjernes med avling. Overskuddsgjødslingen er derfor ofte spesielt stor i disse kulturene. I intensive produksjoner, slik som potet og grønnsaker, vil P-AL måtte ligge noe høyere sammenlignet med eng og korn for å få optimal avling. Det er lite kunnskaper om risiko for avlingsnedgang ved nullgjødsling til potet og grønnsaker og dette bør utredes nærmere før kostnadene kan beregnes. Forsøk på Østlandet tyder på at det er liten eller ingen reduksjon i avlinger av hodekål ved nullgjødsling på jord med P-AL 20.

Metode og spredetidspunkt for husdyrgjødsel

Spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen er en del av strategien for å få til en bedre utnyttelse av næringsstoffene i husdyrgjødsel for plantevekst, og redusere risiko for overflateavrenning. Risiko for avrenning av næringsstoffer er størst når husdyrgjødsel spres i perioder med stor avrenning og lite planteopptak, det vil si utenfor vekstsesongen. Lavest avrenning blir målt i mai, juni og juli, og det er liten risiko for at spredning av husdyrgjødsel i denne perioden vil kunne bidra med fosfor direkte til vassdragene (figur V9). Spredning i august vil også føre til betydelig mindre risiko enn spredning senere på høsten. I vekstsesongen er avrenningen mindre på grunn av stor evapotranspirasjon, i tillegg til at det er mindre nedbør i sommermånedene. Tilført husdyrgjødsel immobiliseres etter noen tid i jorda, og en del av næringsstoffene blir tatt opp av plantene. Ved nedmolding av husdyrgjødsel regner en med at immobiliseringen av fosfor tar omlag tre uker (ved normal sommertemperatur). Ved overflatespredning tar immobiliseringen noe lenger tid. Ved lavere temperaturer tar immobiliseringen lenger tid. Forutsatt at risiko for fosfortap i forbindelse med spredning av husdyrgjødsel er proporsjonal med avrenningsmengden på det tidspunkt (en måned etter) husdyrgjødsel blir spredd, vil risikoen bli omtrent halvert ved spredning før 1. august i sammenligning med spredning før 1. september. Risiko for N-tap vil på samme måte bli redusert med redusert avrenning. I tillegg vil N tapet reduseres på grunn av økt opptak i plantene ved spredning før 1. august sammenlignet med spredning før 1. september. Kostnadene som er forbundet med å spre husdyrgjødsel i vekstsesongen er knyttet til utbygging av lagringskapasitet for husdyrgjødsel.



Figur V9. Gjennomsnittlig månedlig nedbør og avrenning i perioden 2004-2007 for Skas-Heigre kanalen (Program for jord- og vannovervåking i Landbruket).

Risiko for fosfortap i forbindelse med gjødsling reduseres ved nedmolding rett etter spredning, eller ved direkte gjødsel injeksjon (DGI). Ved nedmolding øker kontakten mellom jord og gjødsel, og nedmolding fremmer fosforbindingen (immobilisering) i mineraljord sammenlignet med overflatespredning. Jevn spredning og rask nedmolding til riktig tid for plantevekst er en betingelse for lav risiko for fosfortap ved gjødsling. Nedlegging av husdyrgjødsel med slanger gir reduserte tap av nitrogen til luft og mindre ammoniakkefordampning. Dessuten vil begge spredemetodene gi en større presisjon ved husdyrgjødselspredning sammenlignet med breispredning. Ved spredning av husdyrgjødsel på beite som er gjennomskåret av små bekker må det tas forholdsregler for å unngå spredning i bekkene. Det finnes ikke tall for effekten av direkte gjødselinjeksjon på fosforavrenningen, derfor er det ikke beregnet kostnadseffektivitet knyttet til dette tiltaket.

Jordarbeiding – ingen høstpløying etter korn

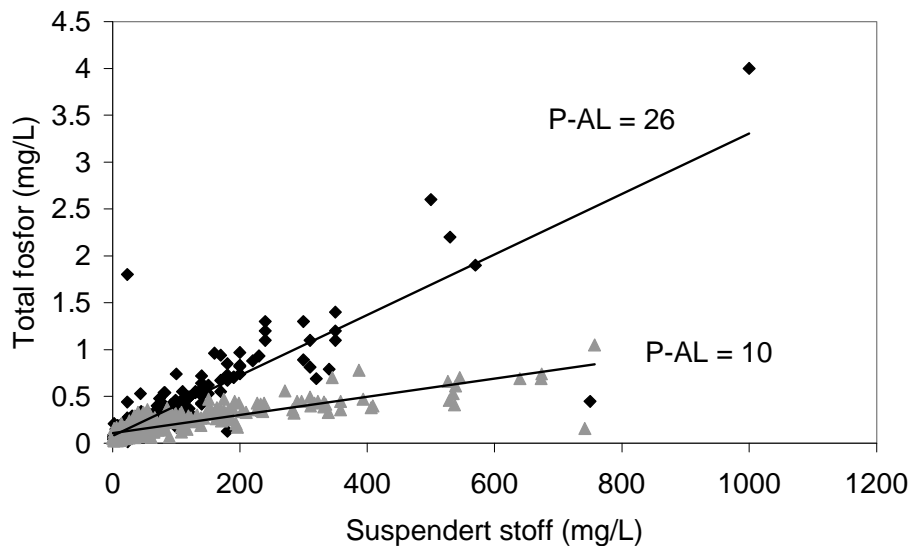
Tiltak som gir redusert erosjon vil gi ulik reduksjon i fosfortap avhengig av jordas fosforinnhold. Kombinasjonen av tiltak som reduserer fosfortilstanden og tiltak som reduserer erosjon gir størst effekt på fosfortapet. Figur V10 viser økning i fosforkonsentrasjonen ved økt konsentrasjon av suspendert stoff (erosjon) i to bekker med forskjellig fosforstatus i nedbørfeltet. Å holde jorderosjon på et lavt nivå er spesielt viktig på arealer med høye fosfortall.

Vurdering av erosjonsrisiko på kornarealene er basert på tall fra forsøksfelt på Østlandet (Lundekvam 2002). Tabell V6 presenterer den relative betydningen av ulike vekster for risiko for overflateerosjon. Det er antatt at om lag halvparten av kornarealet høstpløyes ved dagens drift. Effekten av å slutte med høstpløying (korn-stubb over vinteren) er en reduksjon i partikkeltapet på 80 %. I tillegg vil etablering av fangvekster i korn redusere erosjonsrisikoen med ca 50 % i forhold til stubb. Erosjonsrisiko på potet- og grønnsaksarealene er høy og det er stort behov for tiltak mot erosjon på slike arealer.

Tabell V6. Korreksjonsfaktorer for ulike vekster og jordarbeiding i forhold til erosjon ved korndyrking med høstpløying.

Vekst/jordarbeiding	Erosjonsfaktor
Eng	0,05
Beite	0,02
Grønnfôr	0,25
Korn/oljevekster høstpløyd	1,0
Korn/oljevekster stubb	0,2
Korn/oljevekster, fangvekst	0,1
Potet	1,1
Grønnsaker	0,5
Frukt	0,3
Bær	0,3

I Rogaland er det tilskudd til grubbing som et tiltak for å redusere erosjon på potetarealer. Jorda er ofte meget findelt etter potetopptak, og dessuten bidrar kjøring med tunge maskiner til jordpakking og dårlig infiltrasjonskapasitet. Ved grubbing føres jord med grovere struktur opp til overflaten og jordas infiltrasjonskapasitet økes ved å bryte opp tette lag. Effekten av grubbing er lite dokumentert i forsøk, men erfaringer tyder på at tiltak har en positiv effekt. For alle kulturer er det viktig å fokusere på god jordstruktur for å øke infiltrasjonen og redusere overflateavrenningen.



Figur V10. Forholdet mellom konsentrasjon av suspendert stoff og total fosfor i to bekker (basert på data fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket).

Ugjødsla randsoner mellom eng/beite og vassdrag

I Rogaland gis det tilskudd til ugjødsla randsoner langs vassdrag. Ugjødsla randsoner er permanent grasvegetasjon mellom eng og vassdrag, og er det mest utbredte tiltaket i Rogaland.

Ugjødsla randsoner er et aktuelt tiltak på eng og beite. Tiltaket har til nå vært rettet mot engarealer, men er like aktuelt som beskyttelsessone mellom beite og vassdrag. Effekten av ugjødsla randsoner er beregnet under forutsetning av at de etablerte randsoner er 5 m breie soner mellom eng og vassdrag. Det er regnet med at arealet med ugjødsla randsoner utgjør 10 % av tilførselsarealet. Effekten av ugjødsla randsoner er estimert til 10 % av fosforavrenningen og 5 % av nitrogenavrenningen basert på tidligere vurderinger. Det foreligger ikke dokumentasjon på hvor stort problemet med spredning av husdyrgjødsel i bekken er og derfor er effekten av dette ikke inkludert. Både effekten og kostnadene ved ugjødsla randsoner er basert på Framstad & Stalleland (1997) og justert med konsumprisindeksen. Kostnadseffektiviteten blir 90 (37-150) kr/kg P.

Permanente vegetasjonssoner mellom åpen åker og vassdrag

I Rogaland gis også tilskudd til permanente vegetasjonssoner langs vassdrag. Vegetasjonssoner etableres med det formål å redusere partikkel- og fosfortap i overflateavrenning fra åpen åker.

Permanente vegetasjonssoner er kun brukt i liten grad på Jæren, bl.a. på grunn av at det er lite åpen åker. Effekten av tiltaket avhenger av erosjonen som skjer på tilførselsarealene, og tiltaket er særlig verdifullt mellom potet-/grønnsaksarealer og vassdrag. Renseeffekten kan sammenlignes med effekten som er målt i vegetasjonssoner nedenfor åpen åker på Østlandet. Risiko for overflateavrenning er imidlertid forholdsvis liten for de aktuelle arealene i Figgjovassdraget, og effekten i form av sedimentasjon av partikler dermed mindre. En kan regne med en renseeffekt på 40-70 % fosfor i overflateavrenning (Syversen 2003). Dersom overflateavrenningen f. eks. utgjør 30 % av totalavrenningen, vil det gi en total renseeffekt på ca 15-20 % for fosfor og tilsvarende om lag 5 % for nitrogen. Kostnadene ved å etablere permanente vegetasjonssoner er hentet fra Framstad & Stalleland (1997) og justert opp med konsumprisindeksen. Det gir en kostnad på 14 kr/daa og en kostnadseffektivitet på 130 (40-220) kr/kg P.

Fangdammer

Siden 1997 har det vært en omfattende satsing på etablering av fangdammer på Jæren. Fangdammer reduserer tilførslene av partikler og partikkelbundet fosfor, og er et effektivt tiltak for å redusere totale fosfortilførsler til innsjøer (Braskerud *et al.* 2005). Fangdammer har kun mindre effekt på nitrogen. Fangdammens størrelse i forhold til nedbørfeltareal, andel dyrket mark innen nedbørfeltet, total hydraulisk belastning og total belastning av partikler og fosfor påvirker fangdammens renseeffekt. Økt størrelse på dammen i forhold til nedbørfeltarealet gir økt effekt. I felt med stor andel dyrket mark, og i felt med høy avrenning og høye tap av partikler og fosfor, vil renseeffekten (i %) være større enn i felt med mindre belastning. Nedbørfelt dominert av utmarksareal vil i de fleste tilfeller ha lavere tap, og følgelig lavere belastning i fangdammen.

Det er gjort omfattende studier av renseeffekten av fangdammer, og resultatene tyder på at det er store variasjoner. For fangdammene Grautholen 1 og 2 på Jæren er det ved kontinuerlige målinger gjennom 8 år målt gjennomsnittlig renseeffekt på hhv. 23 og 48 % for P. Disse fangdammene utgjør hhv. 0,21 og 0,38 % av nedbørfeltets totalareal (Braskerud & Løvstad 2002). I forhold til størrelsen på fangdammer som er etablert på Jæren i perioden 2002–2006 gir det en gjennomsnittlig renseeffekt på 33 % (med variasjon fra 7 til 65 %). Denne renseeffekten er noe lavere enn det som tidligere har blitt antatt. Tovslid (pers. medd.) har beregnet effekt av fangdammer på grunnlag av sammenhenger utviklet av Hagman *et al.* (1996) for Jæren. Renseeffekten ligger da mellom 10 og 80 % for dammer som utgjør mellom 0,03 og 2 % av nedbørfeltarealet. Gjennomsnittlig renseeffekt for disse dammene er 46 %. Hauge (2006) har undersøkt tilbakeholdelse av fosfor i 7 fangdammer på Jæren. Det ble årlig tilbakeholdt mellom 10,6–93,5 kg P/daa dam, med en gjennomsnittlig retensjon på 58,2 kg P/daa dam. Disse tallene samsvarer relativt bra med beregninger for de syv dammene gjennomført med metoden til Hagman *et al.* (1996). I denne evalueringen er det brukt en gjennomsnittlig renseeffekt på 25–55 % P for fangdammer som gjennomsnittlig utgjør 0,26 % av nedbørfeltarealet. Tilbakeholdelse av nitrogen i fangdammer er vurdert til 5 % av tilførslene basert på tidligere undersøkelser.

Tovslid (pers. medd.) har beregnet tilbakeholdelse av P i fangdammer fra om lag 10 kg P/år til mer enn 500 kg P/år. Undersøkelse P tilbakeholdelse i fangdammer på Jæren gjennomført av Hauge (2006) viste at en gjennomsnittsfangdam holder tilbake ca. 100 kg P/år. Effekten av fangdammene er imidlertid mindre når belastningen er mindre, og i tilfeller hvor fangdammen kommer som et ekstra tiltak etter redusert gjødsling og ugjødsle randsoner er det regnet med mye lavere tilbakeholdelse (20–30 kg P/år).

Tovslid (pers. medd.) har beregnet kostnadseffektivitet for 72 fangdammer på Jæren for perioden 2002–2007, og fant at kostnadseffektiviteten varierer fra 12–1666 kr/kg P, med en middelvei på rundt 400 kr/kg P. Etter gjennomføring av andre tiltak i nedbørfeltet er renseeffekten imidlertid lav, og kostnadene forholdsvis høye. Det er regnet med en kostnadseffektivitet på 2000 kr/kg P.

Nedbygging eller drenering av naturlige våtmarker som fungerer som naturlige renseparker vil motsvare byggingen av nye fangdammer/renseparker, og vil bidra til å øke P tapene tilsvarende som etablering av renseparker bidrar til å redusere P tilførslene.

Tetting av lekkasjer fra gjødsel- og silolagre

De fleste lagre for husdyrgjødsel og silo ble registrert som tette i 2002, og andelen tette gjødsellagre og siloanlegg ble for de fleste vassdragene følgelig oppgitt til å være 100 %. Gjødsellagre registreres ofte som tette dersom gjødselporten er tett. Det har tidligere vært store problemer med utette gjødselporter, men disse problemene er langt på vei utbedret. På tross av utbedring av gjødselportene er det imidlertid registret punktkilder i forbindelse med husdyrbruk i flere tilfeller. Det er lite kunnskap om hvor stort dette problemet er og hva som er årsaken, men en sannsynlig årsak er sprekker i betongen i gulv eller vegger. Det er derfor viktig å gjøre en kartlegging av avrenning fra husdyrfjøs. Dette kan gjøres ved å ta stikkprøver fra drenering rundt eller ved husdyrfjøs.

Lekkasje av gjødsel fra pelsdyrproduksjon ble i 1997 vurdert til å være en forholdsvis stor kilde til fosfortilførsler enkelte steder. I følge husdyrgjødsel forskriften er gjødselproduksjonen for rev om lag 0,55 kg P/avlstispe og for mink 0,35 kg P/avlstispe. I 2006 ble det gjennomført et storskalaprojekt i regi av Fylkesmannen i Rogaland om gjødselhandtering ved pelsdyrfarmer i Rogaland (Westersjø *et al.* 2006). Undersøkelsen viste at tett oppsamling av gjødsel gir den beste beskyttelse mot tap av næringsstoffer til vassdrag. Oppsamling av gjødsel fra pelsdyr er stort sett ikke gjennomført for rev, men i stor grad for mink. Alle nyere anlegg for mink har gjødseloppsamling. Det er gjort målinger av fosforavrenning fra rev ved en gunstig lokalitet med godt takdekke og lite lekkasje fra drikkeanleggene. For dette anlegget ble det funnet en gjennomsnittlig P-avrenning på 0,011 g P/avlstispe. I beregningene her er det regnet med ubetydelige tap direkte fra anlegg med oppsamling. For anlegg uten oppsamling er det stor variasjon i risiko for fosforavrenning fra tilnærmet ingen tap til relativt store tap (H. Øvrebø, Norges Pelsdyravslags, pers.komm.). Risiko for avrenning avhenger av hydrologien i anleggsområdet. For gjødsellager med oppsamling er det regnet med samme P tap (0,1 %) som fra ku- og grisejødsel.

For mink er det regnet med en kostnadseffektivitet på 600 kr/kg P, mens det for rev er regnet med 1200 kr/kg P basert på tall fra Framstad & Stalleland (1997) justert med konsumprisindeksen.

Andre belastninger og tiltakstyper

I tillegg til jordbrukstilførsler er det arealavrenning fra andre kilder i nedbørfeltene. Jorderosjon kan forekomme i forbindelse med hogst i skogen med tunge maskiner, som kan gi opphav til punktvis utslipp av partikler, både organiske og mineralske, og fosfor. Det er i liten grad nitrogenavrenning i forbindelse med erosjon. Punkterosjon kan skje i forbindelse med tråkking rundt fôrplasser og tråkking i bekkeskrenter. Dessuten kan drenering som er gått i stykker gi anledning til oppkomme med vann, som også forårsaker erosjon lokalt rundt røret og nedenfor på grunn av strømmende vann. Betydningen av dette kan illustreres med et eksempel: En kan tenke seg at problemer med drenering kan gi graving på et 2 m x 2 m x 0,5 m = 2 m³ jord (eller om lag 2500 kg jord). Med et totalt fosforinnhold på 1 ‰ svarer det til om lag 2,5 kg fosfor. Dette tilsvarer arealavrenningstap fra ca. 25 daa.

Graving ellers i nedbørfeltet i forbindelse med byggeaktivitet, bl.a. boligutbygging og veianlegg kan også gi store lokale tilførsler av partikler og dermed fosfor. Det kan settes opp lignende eksempler for graving her.

Tiltak i forbindelse med graving består i å sette i gang gravearbeid på mindre arealer om gangen, og gjøre ferdig arbeidet til og med beplantning for et mindre område på kort tid. Dessuten vil det ofte være aktuelt med etablering av sedimentasjonsdammer i forbindelse med slike arbeider. Risiko og tiltak er avhengig av lokale forhold og må vurderes for hvert enkelt arbeid for seg.

Fosforinnholdet i undergrunnsjord er normalt lavt, men dersom jorda tidligere har vært dyrka med store fosfortilførsler kan det være høye fosforkonsentrasjoner i jorda i både overflatejord og i dypere jordlag. Krogstad (pers.medd.) har undersøkt beiteområder på Ås, og funnet et høyt innhold av fosfor under planterøttens dybde. Graving i slike masser kan gi betydelige fosfortilførsler. På den andre siden vil graving i fosforfattig undergrunnsjord kunne bidra til avrenning av partikler som binder fosfor sterkt, og til og med kan redusere biotilgjengeligheten av andre fosforkilder.

Ved veibygging brukes det i noen tilfeller slam til veiskråningene og slammet har et høyt innhold av fosfor. Fosfor i slam er normalt sterkt bundet og blir kun langsomt omsatt til biotilgjengelig P, men kan på sikt utgjøre en risikofaktor.

V 3.3. Prioritering av tiltak

Ved prioritering av tiltak må en ta hensyn til flere faktorer. Kostnadseffektiviteten av tiltaket i forhold til tap av totalfosfor er sentralt. Dessuten er biotilgjengelighet og tidspunkt for fosfortap i forhold til risiko for at det skal forårsake algevekst i vann og vassdrag av vesentlig betydning. En tredje viktig faktor er tidsperspektivet i forhold til når effekten av tiltaket vil inntreffe, en del av tiltakene er langsiktige, andre har effekt kort tid etter implementering.

Kostnader ved tiltak og kostnadseffektivitet er vurdert for hvert enkelt tiltak på bakgrunn av foreliggende informasjon. Det er generelt lite oppdatert kunnskap om kostnader ved tiltak. Estimer gjort i forbindelse med tiltaksanalyse gjennomført i 1997 (Framstad & Stalleland 1997) og estimer gjort i forbindelse med andre tiltaksanalyser (Bjørndalen *et al.* 2007; Lyche Solheim *et al.* 2001) danner grunnlag for estimatene i denne rapporten. Konsumprisindeksen er brukt til å justere kostnadene i forhold til dagens nivå. Kostnadseffektiviteten vil i virkeligheten variere mye, både på grunn av stor variasjon i belastningen, effekten av tiltaket og selve kostnadene ved gjennomføring av tiltaket.

Effekter av hvert enkelt tiltak på nitrogen og fosfor er beskrevet ovenfor, der det er relevant. Fokus er satt på fosfor, som den vesentligste faktor for forurensning av Figgjovassdraget. Tabell 10 i avsnitt 4.2 i hoveddelen av rapporten viser estimert renseeffekt og kostnadseffektivitet for de foreslåtte tiltakene.

Vedlegg 4. Om grunnlag for samfunnsøkonomiske vurderinger

V 4.1. Produksjonseksternaliteter

Når en aktør ikke ekskluderes fra effekten av en annen aktørs konsum eller produksjon, oppstår det eksternaliteter. En eksternalitet er et gode som ikke omsettes i et marked. Forutsetningen for at en eksternalitet skal oppstå, er dermed at det produseres goder folk bryr seg om (kan være både positive og negative), men som ikke omsettes i et marked. Forurensning er et godt eksempel på en negativ eksternalitet. En bedrifts produksjon av forurensning, for eksempel i form av utslipp til en elv, påvirker velferden til de som bor langs elven negativt, siden det vil føre til redusert fiskebestand, helsefarlige badeforhold og generelt redusere områdes attraktivitet.

Hovedgrunnen til at Figgjo sliter med eutrofieringsrelaterte problemer er på grunn av intensiv landbruksproduksjon i nærliggende områder, hvor utslipp av fosfor og nitrogenholdige partikler er et biprodukt av produksjonen. Dette renner kostnadsfritt ut i Figgjo og forårsaker miljømessige problemer i elven. Siden landbruket ikke tar hensyn til disse ekstrakostnadene i sin kostnadsfunksjon når produksjonsnivå av landbruksprodukter og utslipp bestemmes, vil utslipp av fosfor og nitrogenholdige partikler i Figgjo være høyere enn hva som er samfunnsøkonomisk optimalt. For å illustrere problemet, vil et eksempel fra Varian (1999) benyttes.

Langs Figgjo ligger det rundt 3 000 gårdsbruk (Molversmyr *et al.* 2003), som hovedsakelig driver med storfeproduksjon. Disse gårdsbrukene produserer landbruksprodukter, s , men også et biprodukt x som er husdyrgjødsel. Den mest fornuftige måten for bøndene å kvitte seg med dette på er å spre det utover jordene sine som ligger langs Figgjo, da dette fører til økt forproduksjon. For at ikke bøndene skal sitte igjen med gjødsel, spres mer enn nødvendig ut. Dette renner etter hvert ut i elven og skaper miljøproblemer i form av algeoppblomstring. Figgjo benyttes i tillegg til rekreasjonsområde av lokalbefolkningen. I tillegg kommer folk langveisfra for å fiske laks og sjøørret i elven, og turistinntekter genereres. Den samla inntekten for de som tilbyr Figgjo som reisemål reduseres dess mer husdyrgjødsel jordbruket i området slipper ut i elven.

Anta at gårdsbrukene S har følgende kostnadsfunksjon: $c_s(s, x)$, hvor s er mengden landbruksprodukter produsert, og x er mengden husdyrgjødsel bøndene må kvitte seg med som utslipp til Figgjo i form av fosfor og nitrogenholdige partikler, heretter betegnet som forurensning. Kostnadsfunksjonen til de som har nytte av elven F kan skrives på følgende måte: $c_f(f, x)$, hvor f er inntektene som genereres som følge av Figgjoelva. Mengden forurensning i elven er lik x . Merk at F 's mulighet til en gitt inntekt fra elven avhenger av mengden forurensning sluppet ut fra gårdsbrukene. Vi antar at mengden forurensning vil redusere inntektene for bedriftene som

tilbyr Figgjo som reiselivsprodukt $\frac{\Delta c_f}{\Delta x} > 0$, men gjøre det billigere med landbruksproduksjon

(fordi det er kostnadskrevende å redusere utslipp) $\frac{\Delta c_s}{\Delta x} \leq 0$. Med andre ord vil økt utslipp av gjødsel til Figgjo redusere produksjonskostnadene til bøndene, og en reduksjon av utslipp vil medføre økte kostnader.

Landbrukets profittmaksimeringsproblem er som følger:

$$\underset{s,x}{maks} p_s s - c_s(s, x)$$

mens de som på en eller annen måte har inntekter fra Figgjo har følgende profittmaksimeringsproblem:

$$\underset{f}{maks} p_f f - c_f(f, x)$$

Landbruket kan velge hvor stor mengde forurensning de ønsker å slippe ut, mens de som har inntekter fra Figgjo må se på nivået av forurensning som utenfor deres kontroll.

Betingelsene som vil gi profittmaksimering vil være:

$$p_s = \frac{\Delta c_s(s^*, x^*)}{\Delta s} \quad \text{og} \quad 0 = \frac{\Delta c_s(s^*, x^*)}{\Delta x}$$

for bøndene og

$$p_f = \frac{\Delta c_f(f^*, x^*)}{\Delta f}$$

for de som har inntekter fra Figgjo. Disse betingelsene sier at det profittmaksimerende punktet, prisen for hvert gode - landbruksprodukter og forurensning - skal være lik marginalkostnadene. For landbruket sitt tilfelle er ett av deres produkter, forurensning, gratis å produsere. Betingelsen som gir den profittmaksimerende mengden av forurensning sier dermed at prisen for å produsere en ekstra enhet med forurensning er lik null. Landbruket trenger med andre ord ikke å ta hensyn til hvor mye forurensning de produserer (ut over kostnader med lagring av gjødsel).

Forurensningen fra landbruket langs Figgjo oppfattes som en negativ eksternalitet for alle som på en eller annen måte har interesse av elven. For turistnæringen er denne eksternaliteten kvantifiserbar, da mengden forurensning i elven mer eller mindre direkte påvirker inntektene deres. Landbruket trenger kun å ta hensyn til kostnadene ved å produsere kjøtt og melk når de beregner hva som vil maksimere profitten deres, den trenger ikke å ta hensyn til kostnadene den påfører turistnæringen langs elven i form av produksjon av forurensning. De tapte inntektene for turistnæringen som følge av økt forurensning er en del av de samfunnsøkonomiske kostnadene til jordbruksproduksjonen, men blir ignorert av bøndene. Som regel vil man forvente at jordbruket vil produsere for mye forurensning fra et samfunnsøkonomisk synspunkt, siden de ikke trenger å ta hensyn til virkningene denne forurensningen har på andre aktører, for eksempel turistnæringen.

Den Paretooptimale¹ løsningen på dette problemet vil være å internalisere de uønskede eksternalitetene. Det vil si at produsenten av forurensning slås sammen med produsenten som påføres ekstra kostnader av at det forurenses. Da vil det sammenslåtte firmaet måtte tenke på kostnadene økt produksjon av forurensning i landbruksproduksjonen påfører turistavdelingen i selskapet. Profittmaksimeringsproblemet vil være som følger:

$$\underset{s, f, x}{\text{maks}} p_s s + p_f f - c_s(s, x) - c_f(f, x)$$

som vil gi følgende optimeringsbetingelser:

$$p_s = \frac{\Delta c_s(\hat{s}, \hat{x})}{\Delta s}$$

$$p_f = \frac{\Delta c_f(\hat{f}, \hat{x})}{\Delta f}$$

$$0 = \frac{\Delta c_s(\hat{s}, \hat{x})}{\Delta x} + \frac{\Delta c_f(\hat{f}, \hat{x})}{\Delta x}$$

1 En paretoforbedring innebærer at minst én person får det bedre enn før, mens ingen kommer dårligere ut enn før

Den siste betingelsen viser at det sammenslåtte firmaet vil ta hensyn til effekten forurensning har på de marginale kostnadene, både for landbruket og turistnæringen. Når landbruksavdelingen tar hensyn til de økte kostnadene den påfører reiselivsavdelingen, tar den samtidig hensyn til de samfunnsøkonomiske kostnadene produksjonen medfører.

Dette har betydning for hvor mye forurensning som blir produsert. Når bøndene bestemte produksjonsnivået uavhengig av andre, ble mengden forurensning bestemt av følgende betingelse:

$$\frac{\Delta c_s(s^*, x^*)}{\Delta x} = 0$$

Med andre ord produserte landbruket forurensning inntil marginalkostnadene var lik null:

$$MC_s(s^*, x^*) = 0$$

I det sammenslåtte firmaet er mengden forurensning produsert bestemt av følgende betingelse:

$$\frac{\Delta c_s(\hat{s}, \hat{x})}{\Delta x} + \frac{\Delta c_f(\hat{f}, \hat{x})}{\Delta x} = 0$$

Det sammenslåtte firmaet produserer forurensning inntil summen av marginalkostnadene til bøndene og marginalkostnadene til turistnæringen er lik null. Denne betingelsen kan også skrives på følgende måte:

$$-\frac{\Delta c_s(\hat{s}, \hat{x})}{\Delta x} = \frac{\Delta c_f(\hat{f}, \hat{x})}{\Delta x} > 0$$

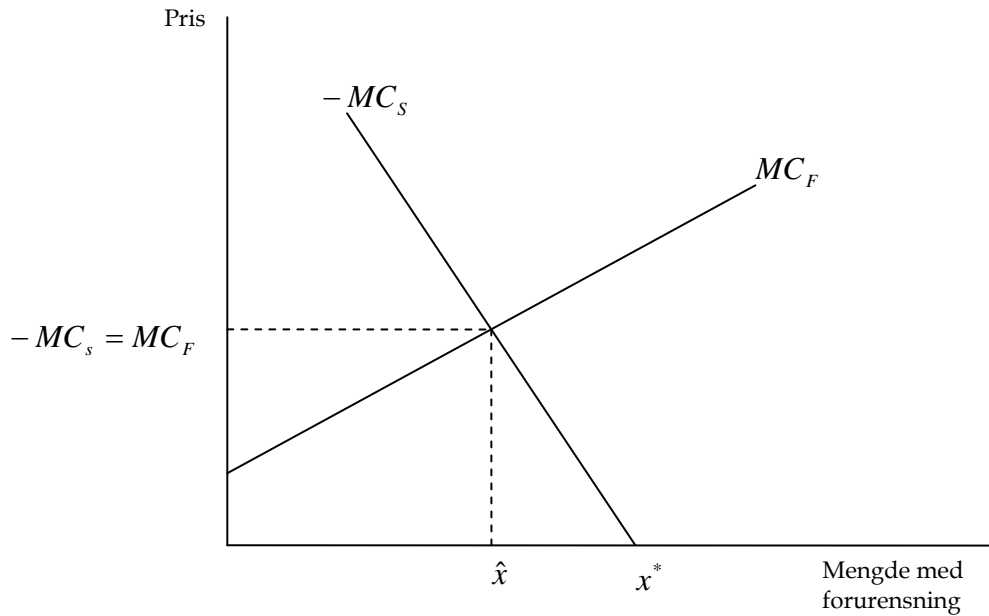
eller

$$-MC_s(\hat{s}, \hat{x}) = MC_f(\hat{f}, \hat{x})$$

I det siste uttrykket er $MC_f(\hat{f}, \hat{x})$ positiv, siden mer forurensning vil redusere inntektene for turistnæringen. Dermed vil det sammenslåtte firmaet ønske å produsere slik at $-MC_s(\hat{s}, \hat{x})$ er positiv, som betyr at de vil produsere mindre forurensning enn hva bøndene på egenhånd ville ha gjort. Når alle samfunnsøkonomiske kostnader av å produsere forurensning tas i betraktning, vil den optimale produksjonen av forurensning dermed reduseres.

Når landbruket minimerer sine bedriftsøkonomiske produksjonskostnader, vil de produsere jordbruksvarer inntil marginalkostnadene av å produsere en ekstra enhet med forurensning er lik null. Men den paretooptimale løsningen krever at det er de samfunnsøkonomiske produksjonskostnadene som minimeres, når jordbruket bestemmer hvor mye forurensning som skal produseres. Det paretooptimale produksjonsnivået på forurensning er i det punktet hvor summen av de to firmaenes marginalkostnader for å produsere en enhet ekstra med forurensning er lik null. Dette kan illustreres i figur V11.

I dette diagrammet er $-MC_s$ et mål på marginalkostnadene for å produsere mer forurensning i jordbruket. Kurven MC_f er tilsvarende turistnæringens marginalkostnader ved økt forurensning. Jordbruket profittmaksimerer produksjonen sin i det punktet hvor de marginalkostnadene ved å generere mer forurensning er lik null.



Figur V11. Samfunnsøkonomiske og bedriftsøkonomiske kostnader ved forurensning.

Landbruket produserer forurensning opp til det punktet hvor marginkostnadene ved å generere en ekstra enhet forurensning er lik null, som er punktet x^* i figur V11. Men den pareto-optimale løsningen for produksjonsnivået av forurensning er det punktet hvor kostnadene er lik de marginale samfunnsøkonomiske kostnadene, punkt \hat{x} i figur V11, som blant annet inkluderer kostnadene forurensningen påfører turistindustrien. Differansen mellom \hat{x} og x^* er den mengden forurensning jordbruket generer for mye, sett fra et samfunnsøkonomisk synspunkt.

Dette eksempelet er en grov forenkling av dagens situasjon langs Figgjoelva, og det vil være umulig å gjennomføre tiltaket som teoretisk sett vil gi optimale mengde generert forurensning. Landbruket kan for eksempel ikke sees på som en enkelt aktør, men 3 000 ulike aktører. I tillegg er det flere kilder som bidrar til forurensningen av Figgjo, som også må inkluderes som produsent av forurensning til elven. For de som er skadelidende av forurensningen av Figgjo, er turistnæringen valgt i dette eksempelet fordi denne næringen kan tenkes å være direkte økonomisk avhengig av forurensningsnivået i elven. Andre som også bør inkluderes er befolkningen som benytter områdene langs Figgjo til rekreasjon, og et totalt ønske fra samfunnet sin side om å etterlate elven med god vannkvalitet for neste generasjon. Det sier seg selv at å slå sammen alle aktørene som forurenser Figgjo med alle aktørene som er skadelidende av denne forurensningen til en bedrift, ikke er en realistisk løsning for å oppnå et optimalt samfunnsøkonomisk forurensningsnivå.

Vedlegg 5. Referanser gitt i vedleggene

- Bechmann, M., A. Pengerud, H.O. Eggestad, J. Deelstra & L. Øygarden, 2008. Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealer. *Bioforsk rapport 3(20)*, 2008.
- Bjørndalen, K., H. Borch, O. Lindholm & L. Øygarden, 2007. Tiltaksanalyse Nitelva. *NIVA rapport 5334-2007*.
- Braskerud, B. & Ø. Løvstad, 2002. Tilbakeholding av algetilgjengelig fosfor i konstruerte våtmarker. *Jordforsk rapport nr. 83/2002*.
- Braskerud, B.C., K.S. Tonderskib, B. Wedding, R. Bakke, A.G.B. Blankenberg, B. Ulén & J. Koskiahof, 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of Environmental Quality 34*: 2145-2155.
- Bratli J.L., H. Holtan & S.O. Åstebøl, 1995. Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. *SFT-veiledning nr. 95:02, TA-1139/1995*.
- Framstad, B & T. Stalleland, 1997. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i vassdrag på Jæren. *NILF, AJV rapport nr. 14/97*.
- Hagman E., P.H. Ollestad & R. Bakke, 1996. Utforming, effekter og modellering av rensedam. *Vann 2*: 306-315.
- Hauge, A., 2006. Fangdamsedimenter på Jæren. Undersøkelse av mengden og kvaliteten av sedimentene for å finne renseseffekten i 7 fangdammer på Jæren. *Bioforsk rapport 1(133)*, 2006.
- Lundekvam, H., 2002. ERONOR/USLE_NO - Empirical erosion models for Norwegian conditions. *Report no. 6/2002. Agricultural University of Norway. ISBN: 82-483-0022-6, pp 40*.
- Lyche Solheim, A., N. Vagstad, P. Kraft, Ø. Løvstad, S. Skoglund, S. Turtumøygard & J. Selvik, 2001. Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) – Sluttrapport. *NIVA rapport 4377-2001*.
- Molversonmyr, Å., 2008. Overvåking av Jærvassdrag 2007 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/034*.
- Molversonmyr, Å., A.K.T. Holmen & E. Leknes, 2003. Aksjon Jærvassdrag – prosessen, tiltakene og effektene. *Rogalandsforskning, rapport RF - 2003/060*.
- Molversonmyr, Å., M. Bechmann, H.O. Eggestad, A. Pengerud, S. Turtumøygard & E. Rosvoll, 2008. Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/028*.
- Mosevoll, G., L. Andreassen & J. Jacobsen, 1996. Forurensningsregnskap for avløpssektoren. *SFT-veiledning nr. 96:19, TA-1374/1996*.
- Syversen, N. 2003. Vegetasjonssoner som rensedam for overflateavrenning fra jordbruksmark. Variasjon i renseseffekt gjennom året og over lang tid (1992-2003). *Jordforsk rapport nr. 73/2003*.
- Turtumøygard, S. 1997. GIS i kommunalt avløp. *Jordforsk rapport nr. 54/1997*.
- Varian, H.R. 1999. *Intermediate Microeconomics, A Modern Approach*. 5. edition.
- Westersjø, S.G., E.V. Arset & B. Aasland, 2006. Sluttrapport fra storskalaprojekt om gjødselhandtering i pelsdyrfarmer i Rogaland. *Norges Pelsdyravslags, Fylkesmannen i Rogaland*.