



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket

- En statusrapport og metode for samfunnsøkonomisk analyse

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 36 | 2018



Lillian Øygarden, Asbjørn Veidal, Marianne Bechmann  
Divisjon for miljø og naturressurser/Jordressurser og arealbruk

## TITTEL/TITLE

Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket

- En statusrapport og metode for samfunnsøkonomisk analyse

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Lillian Øygarden, Asbjørn Veidal, Marianne Bechmann

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
22.03.2018	4/36/2018	Åpen	10640	17/00981
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02065-3		2464-1162	43	

## OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Klima- og miljødepartementet

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Tor Simon Pedersen

## STIKKORD/KEYWORDS:

Vannmiljøtiltak, kostnadseffektivitet,  
økosystemtjenester, samfunnsnytteAgriculture, water, environmental measures,  
cost-efficiency, ecosystem services, social benefit

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljøtiltak i jordbruket

Agricultural environmental measures

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

Sammendrag – se utvidet sammendrag

Summary: The report give an updated overview of cost-effiectiveness of agricultural measures, especially those supported by the Regional Environmental Programme (RMP) and Special Measures in Agriculture (SMIL). Agricultural measures that are positive for water quality can also influence other ecosystem services. The report illustrate some effects on other ecosystem services. It is given an overview of how a socioeconomic analysis of the total value of water measures for other ecosystem serviced can be performed with identification of data needed.

## LAND/COUNTRY:

Norge

## FYLKE/COUNTY:

Hele landet

## GODKJENT /APPROVED



ROALD SØRHEIM

## PROSJEKTLÉDER /PROJECT LEADER



LILLIAN ØYGARDEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Klima- og miljødepartementet (KLD) har gitt NIBIO i oppdrag å sammenstille beregninger av kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak i jordbruket. Det er de vannmiljøtiltak som inngår i RMP- og SMIL-ordningene som i hovedsak er vurdert. Rapporten gir en sammenstilling og oppdatering av tidligere studier over både tiltakseffekter og kostnader. Det er lagt vekt på å vise variasjoner i tiltakseffekter og kostnader, samt eksempler fra ulike regioner og produksjoner. Rapporten gir oversikt over faktorer som påvirker effekter av tiltak og årsaker til denne variasjonen.

I rapporten er det også vurdert muligheter for å gjøre en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak og deres effekt på andre miljøtema.

Marianne Bechmann har hatt hovedansvaret for vurdering av tiltakseffekter.

Asbjørn Veidal har hatt ansvaret for vurderinger av kostnader og for skisse til hvordan en samfunnsøkonomisk analyse kan gjennomføres. Anne Strøm Prestvik har bidratt på kostnader ved gjødslingstiltak og kommentert på samfunnsøkonomisk metode.

Anne Falk Øgaard har kvalitetssikret rapporten.

Lillian Øygarden har som prosjektleder vært kontaktperson til oppdragsgiver.

Ås, 19.03.2018

Lillian Øygarden

# Innhold

Sammendrag.....	5
1 Innledning.....	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Formål.....	7
1.2.1 Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak.....	7
1.2.2 Nytteverdien av å redusere vannforurensning.....	7
2 Metoder og avgrensning.....	9
2.1 Vurdering av kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket.....	9
2.1.1 Kostnader.....	9
2.1.2 Tiltakseffekter.....	9
2.2 Samfunnsøkonomisk analyse – metoder og avgrensning.....	10
3 Kostnader ved vannmiljøtiltak for gårdbruker.....	11
3.1 Endret jordarbeiding.....	11
3.2 Grasdekte buffersoner.....	14
3.3 Fangdammer.....	15
3.4 Fangvekster.....	15
3.5 Gjødsling.....	15
3.5.1 Lagring og spredning av husdyrgjødsel.....	15
3.5.2 Gjødsling med mineralgjødsel.....	17
3.6 Drenering.....	17
4 Effekter av vannmiljøtiltak.....	19
4.1 Endret jordarbeiding.....	19
4.2 Grasdekte arealer.....	21
4.3 Fangdammer og renseparker.....	24
4.4 Fangvekster.....	25
4.5 Gjødsling.....	26
4.6 Drenering.....	28
5 Kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak.....	29
5.1 Endret jordarbeiding.....	31
5.2 Grasdekte buffersoner langs vassdrag.....	32
5.3 Fangdammer.....	32
5.4 Gjødsling.....	32
5.5 Fangvekster og drenering.....	33
5.6 Oppsummering kostnadseffektivitet.....	33
6 Metode for samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket.....	34
6.1 Hovedtyper av samfunnsøkonomisk analyser.....	34
6.2 Kategorisering og identifisering av økosystemtjenester.....	35
6.3 Verdsetting av økosystemtjenester.....	36
6.4 Oversikt over økosystemtjenester påvirket av vannmiljøtiltak i jordbruket.....	38
6.5 Databehov for en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket.....	40
6.6 Oppsummering og anbefalinger.....	41
Referanser.....	42

# Sammendrag

Klima- og miljødepartementet (KLD) har gitt NIBIO i oppdrag å sammenstille oppdaterte beregninger av kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak i jordbruket, spesielt de som inngår i Regionale Miljøprogram (RMP) og Spesielle miljøtiltak i landbruket (SMIL). KLD har dessuten ønsket en beskrivelse av muligheter for å gjøre en samfunnsøkonomisk analyse av nytten av vannmiljøtiltak og deres effekt på andre miljøtema. Denne rapporten omhandler disse to tema.

Kostnadseffektivitet for jordarbeidingstiltak, vegetasjonssoner og fangdammer er utredet tidligere, både i 2010 og 2013 (Refsgaard m.fl). Det ble da laget oversikter for ulike regioner, produksjoner med spesiell vekt på fosfor og arealer med ulik erosjonsrisiko. Da både effekter og kostnader av tiltak hadde stor variasjon ble det utarbeidet en kalkulator for å beregne kostnadseffektivitet under ulike forhold ([www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt)).

I denne rapporten er det gjort en statusgjennomgang med oppdatering av kostnader med indeksregulering av kostnadstall benyttet i kalkulatoren. For effekter av tiltak er det i tillegg til fosfortap gjort en sammenstilling av effekt på nitrogen og jordtap. Det er også gjort en sammenstilling både av kostnader og effekter av tiltak som ikke er inkludert i kost-effekt-kalkulatoren som drenering, fangvekster og gjødslingstiltak. Denne rapporten presenterer derfor en bredere sammenstilling av tiltakseffekter, der flere tiltak og effekter på tap av nitrogen, fosfor og jord er inkludert.

Det er store variasjoner både i kostnader og tiltakseffekter. Variasjoner i kostnader er fremstilt i tabeller med inndeling i ulike vannområder i landet noe som viser betydningen av avlingsforskjeller mellom vannområdene. Vannområdene representere ulike geografiske områder med ulikt jordsmonn, ulike produksjoner, ulikt vær/klima mm. Tiltakseffektene varierer lokalt med bl.a. topografi og jordsmonn. Variasjonen mellom og innenfor vannområder har betydning når en skal vurdere kostnadseffektivitet av miljøtiltak i jordbruket og viser behovet for å tilpasse tiltak til de lokale forholdene. For å gjøre slik tilpasning er det behov for kunnskap om lokale forhold, om vannkvalitet, vannforekomstenes sårbarhet og om arealbruk i nedbørfelter, tapsprosesser og effekt av mulige tiltak. I noen tilfelle kan tiltak ha både positiv og negativ effekt, f.eks drenering som kan føre til mindre overflateavrenning, erosjon og fosfortap, samtidig som det kan gi økte nitrogentap gjennom grøftene.

I rapporten er det lagt stor vekt på å beskrive variasjon i tiltakseffekter og hvilke faktorer som påvirker effekt av det enkelte miljøtiltak. For alle tiltak er det utarbeidet tabeller som gir oversikt over faktorer som påvirker effekter av de enkelte miljøtiltak, parametre som påvirkes og årsaker til variasjoner. Det er ulike faktorer som er vurdert for hvert enkelt miljøtiltak. For jordarbeidingstiltak er f.eks effekten sterkt avhengig av arealenes erosjonsrisiko og fosforinnhold. Oversikten dokumenterer også at for enkelte tiltak (eks fangvekster, drenering), finnes det ikke god nok dokumentasjon av effekter. Dette er det behov for til analyser av kostnadseffektivitet, men også for analyser av samfunnsnytte og effekt på andre økosystemtjenester.

Kostnadene ved vannmiljøtiltak er beregnet som dekningsbidrag og er presentert for utvalgte vannområder. Denne rapporten har hovedvekt på tiltak inkludert i RMP og SMIL ordningene med vekt på kornområder (høst- og vårkorn med ulikt avlingsnivå), jordarbeidingstiltak og ulike grastiltak. Endret jordarbeiding er av de mest kostnadseffektive tiltakene og tiltaket har effekt både på fosfor, nitrogen og jordtap. Kostnadseffektiviteten varierer imidlertid mye avhengig av erosjonsrisiko på arealene. I tillegg kan det være effekter som ikke inngår (eller kan endres på lenger sikt) i forhold til dagens beregninger av kostnadseffektivitet. Grasdekte buffersoner har noe lavere kostnadseffektivitet enn jordarbeidingstiltak målt i kr pr kg redusert fosfor, men kan i tillegg gi positive tilleggseffekter som f. eks biologisk mangfold. Også fangdammer kan være kostbare å anlegge, men kan ha tilleggseffekter spm for biologisk mangfold. Disse tilleggseffektene eller effekter på andre

økosystemtjenester er oftest ikke inkludert i de beregninger som er gjort av kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltakene.

På samme måte som for effekter av tiltak viser oversikter over kostnader at det mangler dokumentasjon for flere tiltak. Det er også andre miljøtiltak enn de som inngår i RMP og SMIL som kan være aktuelle, spesielt i husdyrområder. Når en gjør analyser av kostnadseffektivitet i ulike områder må en vurdere om de mest aktuelle tiltak og kostnader er inkludert. Det kan være mangler i slik dokumentasjon for ordninger som ikke inngår i RMP og SMIL, men tiltakene kan likevel være høyst aktuelle.

Når det mangler god dokumentasjon av effekter av tiltak eller av kostnader for noen vannmiljøtiltak blir det vanskelig å sammenligne kostnadseffektivitet og analyser av samfunnsnytte og effekt på andre økosystemtjenester.

I rapporten er det også vurdert hvordan en samfunnsøkonomisk analyse av nytten av vannmiljøtiltak og deres effekt på andre miljøtema kan gjennomføres. Det er vurdert hvilke data som er nødvendige for å kunne gjøre slike analyser og hvilke data som finnes tilgjengelig. En samfunnsøkonomisk analyse skal inkludere alle effekter av et tiltak på «samfunnet som helhet». Det kan kreve et stort databehov og ofte behov for både kvalitative (beskrivelser) og kvantitative data (mengder og kronebeløp). Slike analyser kan også gjøres for ulike geografiske områder. Rapporten gjennomgår ulike metoder for å gjennomføre slike analyser som inkludere både prissatte og ikke prissatte verdier.

Vannmiljøtiltak i jordbruket kan påvirke en rekke andre økosystemtjenester som vanligvis ikke inkluderes i kostnadseffektivitetsanalyser. Etter en totalvurdering foreslås det å bruke økosystemanalyser som utgangspunkt for å vurdere både prissatte og ikke prissatte konsekvenser. Det er utarbeidet en tabell (tabell 6.1) der en har illustrert hvordan inndeling av ulike vannmiljøtiltak (RMP, SMIL, andre tiltak) kan gjøres med effekter (positive eller negative) på økosystemtjenester inndelt i kategoriene: forsyvende tjenester, kulturelle tjenester, regulerende tjenester, og støttefunksjoner. For hver av disse hovedkategorier kan effekter inndeles i undertema som eksempel effekt på drikkevann, badevann, flomdempende etc. I en fremtidig analyse kan man velge ut kategorier og undertema som ønskes inkludert. På denne måten kan en dokumentere at vannmiljøtiltak kan ha konsekvenser på andre områder enn det som umiddelbart er kjent eller tilsiktet. En slik analyse bør gjennomføres innenfor et avgrenset geografisk område, eks vannområde. I denne rapporten er det vist at det er variasjon mellom vannområder i både kostnader og effekter og det er naturlig å anta at det også vil være slik variasjon ved en utvidet samfunnsøkonomisk analyse.

Datagrunnlaget for en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak vil bestå av data som er lett tilgjengelige og data som krever et omfattende arbeid for å innhente og beregne. Både innsamling av kvalitative og kvantitative data er nødvendig. I rapporten er det laget en tabell over databehov for ulike økosystemtjenester. Det foreslås at det for hver enkelt økosystemtjeneste vurderes om det er mulig og hensiktsmessig å anvende økonomiske verdsettingsmetoder for å finne en kroneverdi (prissette tjenester/konsekvenser). I en samfunnsøkonomisk analyse er det behov for kompetanse fra flere fagmiljøer og fagdisipliner for å identifisere økosystemtjenester, analysere tiltakenes påvirkning på økosystemtjenestene og verdsette disse.

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

På oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet NIBIO i 2017 rapport nr 51: «Synergier av Miljøtiltak i jordbruket» (Øygarden og Bechmann, 2017). Rapporten gir blant annet en tabellarisk oversikt over positive og negative effekter av vannmiljøtiltak på andre utvalgte miljøtema. Rapporten inneholdt ikke oversikt over kostnader, kostnadseffektivitet eller nyttevurderinger. Når en skal sammenligne tiltak i ulike sektorer, er det behov for informasjon om kostnader og effekter, samt om tiltak også har virkning på eller er til nytte for andre formål. Klima- og miljødepartementet (KLD) har derfor gitt NIBIO i oppdrag å sammenstille kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak, hovedsakelig de som inngår i miljøprogrammene: Regionale Miljøprogram (RMP) og Spesielle miljøtiltak i landbruket (SMIL). KLD har dessuten ønsket en beskrivelse av hvordan en samfunnsøkonomisk analyse av nytten av tiltak kan gjennomføres for vannmiljøtiltak i jordbruket. Denne rapporten omhandler disse to tema.

## 1.2 Formål

### 1.2.1 Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak

Kostnadseffektivitet for jordarbeidingstiltak, vegetasjonssoner og fangdammer er tidligere utredet av Refsgaard m.fl. (2010, 2013). I disse rapportene er det vurdert kostnader ved tiltakene i ulike regioner, for ulike kornslag og andre variabler. Effekten på fosfortap er blant annet vurdert for arealer med ulik erosjonsrisiko. Variasjonene i kostnader og effekter av vannmiljøtiltakene er så store at det ble utarbeidet en kalkulator for å finne verdier for kostnadseffektiviteten under ulike forhold med hensyn til jord og landskap ([www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt)).

Dette oppdraget omfatter en :

- Gjennomgang og oppdatering av kostnader og tiltakseffekter med indeksregulering av kostnadstill benyttet i kalkulatoren.
- Oversikt over tiltakseffekter der det også er ønskelig å inkludere effekt på jordtap og nitrogen i tillegg til fosfortap.
- Vurdering av variasjon i kostnader, tiltakseffekter og kostnadseffektivitet for utvalgte områder, produksjoner, P-AL-nivåer, erosjonsrisiko mm.
- Sammenstilling som også inkluderer tiltak som ikke inngår i kost-effekt-kalkulatoren som drenering og fangvekster.

### 1.2.2 Nytteverdien av å redusere vannforurensning

Miljøtiltak i jordbruket som er gjennomført med støtte fra RMP og SMIL har som hovedformål å bedre vannkvaliteten for bl.a oppfølging av vannforskriften. I noen vannområder er det av hensyn til vannkvaliteten innført spesielle forskrifter om miljøtiltak med virkemidler knyttet til disse (tiltak og spesielle støtteordninger). Det er også stilt spesielle miljøkrav i jordbruket – som 2 meter buffersone langs vassdrag for å motta produksjonstilskudd. Når en har vurdert kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak er det ikke vurdert om tiltakene også har effekt på andre miljøtema og økosystemtjenester. Ut fra et samfunnsøkonomisk perspektiv kan det være aktuelt å vurdere om tiltak har påvirkning eller er til nytte for andre miljøtema utover vannmiljø. Dette er aktuelt når en vurderer ulike virkemidler og kostnader og effekter av dem. Ved vurdering av f.eks. klimatiltak rangeres tiltak

etter effekter, men også etter kostnader med å gjennomføre dem. Dersom et tiltak også har effekt for andre miljøtema kan det ha betydning for prioriteringer. KLD har derfor ønsket oversikt over samfunnsnyttene av tiltak for å redusere vannforurensning for å kunne sammenligne med andre sektorer. F.eks.: Hva er samfunnsnyttene av redusert eutrofiering på andre miljøtema som f.eks. bedret badevannskvalitet? Det er også stilt spørsmål om kostnaden pr. kg utslippsreduksjon antas å variere mye med områder/vassdrag og om slik dokumentasjon finnes.

KLD har oversendt Statens vegvesens håndbok V712 Konsekvensanalyser (2018) som et eksempel på hva som er ønskelig å utrede. Det er et ønsket mål på sikt å fremskaffe en tilsvarende verdsetting av nytten ved redusert vannforurensning (speilbilde: kostnaden ved økt vannforurensning) **i kroner** slik som i dag finnes for f.eks. luftforurensning og støy.

I avklaringer omkring innholdet i denne utredningen ble det avklart at en slik analyse ikke kunne gjennomføres innenfor tids og finansieringsrammen for dette oppdraget. Det var også usikkerhet om det foreligger tilstrekkelig dokumentasjon og tilgjengelige data av vannmiljøtiltak og deres effekt og nytte for andre miljøformål. Formålet for denne delen av oppdraget er definert til å inkludere en kort oversikt over:

- a) Hvilke data er nødvendige for å kunne gjøre slike analyser
- b) Hvilke data finnes tilgjengelig nå, med spesiell vekt på ulike regioner
- c) Forslag til hvordan en slik studie kan gjennomføres i Norge.



## 2 Metoder og avgrensning

### 2.1 Vurdering av kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket

Regionale miljøprogram (RMP) omfatter i hovedsak vannmiljøtiltak i områder med åpen åker produksjoner. I husdyrområder er det færre tiltak som retter seg mot vannmiljø. I kapittel 3 er kostnadene ved gjennomføring av tiltak beskrevet for ulike regioner i landet. Kapittel 4 omhandler tiltakseffekter med vekt på kunnskap om prosesser og årsaker til variasjon i tiltakseffektene. I kapittel 5 er kostnads-effektiviteten oppsummert.

#### 2.1.1 Kostnader

Ved vurdering av kostnader er det tatt utgangspunkt i undersøkelser av kostnader ved jordarbeidings-tiltak, vegetasjonssoner og fangdammer som tidligere er utredet av Refsgaard m.fl. (2010, 2013). I disse undersøkelsene ble kostnadene for ulike regioner vurdert separat. Kostnadene er i dette oppdraget oppdatert til dagens kroneverdi, men er for øvrig basert på undersøkelsene fra 2013.

Videre er kostnadene ved drenering hentet fra rapporten om dreneringsbehov (Hauge m.fl. 2011). I tillegg er kunnskap fra et pågående dreneringsprosjekt blitt innhentet. Kostnader for etablering og vedlikehold av fangdammer er basert på Hauge m.fl. (2008). Kostnadene ved bruk av fangvekster er basert på informasjon fra Norsk landbruksrådgiving. Kostnader ved gjødslingstiltak er basert på Bechmann m.fl. (2016) og Øgaard m.fl. (2014, 2016).

#### 2.1.2 Tiltakseffekter

For tiltakseffekter er det tatt utgangspunkt i effekter av jordarbeidingstiltak, grasdekte buffersoner (kalt vegetasjonssoner) og fangdammer som tidligere er dokumentert av Refsgaard m.fl. (2010, 2013). Effektene av disse tiltakene er kvantifisert i kosteffekt-kalkulatoren ([www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt)) for både jord- og fosfortap ved ulik erosjonsrisiko og fosforstatus i jord. Kvantifisering av nitrogentap er basert på informasjon fra en database over ruteforsøk og fra rapportene NIBIO har utarbeidet over forsøk med endret jordarbeiding og effekter på fosfor, nitrogen og jordtap (Kværnø og Bechmann, 2010; Bechmann m.fl. 2011).

I tillegg til de tiltak som inngår i kosteffekt- kalkulatoren nevnt over, inkluderer utredningen effekter av drenering, fangvekster og gjødslingstiltak.

Kunnskap vedrørende effekter av drenering på tap av næringsstoffer er basert på Hauge m.fl. (2011).

For fangvekster inngår pågående og tidligere forskning ved NIBIO samt sammenstillinger av nordiske forsøk med fangvekster i grunnlaget for denne utredningen. Det pågår undersøkelser av effekter av fangvekster på tap av totalfosfor og løst fosfat med overflatevann (Anne F. Øgaard). Undersøkelser av effekter av fangvekster på jordas karbon- og nitrogeninnhold pågår også i EU-prosjektet SoilCare.

Gjødslingstiltak omfatter mange ulike tiltak for både nitrogen og fosfor. Effekter av gjødslingstiltakene er ikke kvantifisert.

Effekter av tiltak på fosfor, nitrogen og jordtap er presentert i en tabell der tallverdier er angitt for de tiltak der slik dokumentasjon finnes (Kapittel 5). For jordarbeidingstiltakene er effekten angitt etter ulike erosjonsklasser da effekten varierer med erosjonsrisiko. Effekten varierer dessuten med jordas fosforinnhold og dette er vist i figur 4.2.

For alle tiltak er det lagt vekt på å vise variasjoner i tiltakseffekter og dokumentere faktorer som påvirker denne variasjonen. I kapittel 4 er det tabeller som viser hvilke faktorer som har betydning for

effekten av de enkelte tiltakene. Det er også gjennomført et ekspertmøte med ulike forskere i NIBIO som har gitt bidrag på tiltakseffekter.

## 2.2 Samfunnsøkonomisk analyse – metoder og avgrensning

En samfunnsøkonomisk analyse skal ta for seg alle effekter av et tiltak på «samfunnet som helhet» (NOU 2013). En samfunnsøkonomisk analyse har dermed et stort databehov, og ofte er det nødvendig med både kvalitative (beskrivelser) og kvantitative data (mengder og kronebeløp). Analysen skal i så stor utstrekning som mulig finne verdier på effektene, målt i kronebeløp, slik at sammenligning med andre tiltak og sektorer er gjennomførbart. Analyseenheten kan geografisk avgrenses til for eksempel et vannområde, om dette er hensiktsmessig utfra problembeskrivelsen som tiltakene er rettet mot. Tidligere studier og beskrivelser av vannområdene for både miljøstatus, kostnader og effekter av tiltak viser regionale forskjeller, og det vil dermed være naturlig med regionale/lokale samfunnsøkonomiske analyser.

Det er ulike måter å fremskaffe et beslutningsgrunnlag ved vurdering av tiltak. Statens vegvesen sin håndbok om konsekvensanalyser (Statens vegvesen, 2018), beskriver en metode for å vurdere og sammenligne ulike tiltak knyttet til veg- og transportprosjekter, som for eksempel for å redusere luftforurensning eller støy. Håndboka inndeler den samfunnsøkonomiske analysen etter prissatte og ikke-prissatte konsekvenser, hvor de prissatte konsekvensene blir summert i kroneverdier. De ikke-prissatte konsekvensene, slik som effekter på miljø, økosystemtjenestene, blir her ikke vurdert i pengeverdier, men kvalitativt vurdert etter *betydning* og *omfang*, som summeres opp i *konsekvens*. Deretter blir tiltakenes ikke-prissatte konsekvenser rangert. Den samlede samfunnsøkonomiske analysen tar dermed for seg en sammenligning av tiltak basert på prissatte og ikke-prissatte konsekvenser.

I vårt forslag til samfunnsøkonomisk analyse er det valgt å bruke økosystemtjenester som utgangspunkt for å vurdere både prissatte og ikke-prissatte konsekvenser. Økosystemtjenester blir definert som «økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig adferd» (TEEB, 2010) og inkluderer dermed verdier som folk er klar over og fordelene som folk ikke er klar over. Begrepet omfatter både goder og tjenester fra økosystemene. Vi mener det er fordelaktig å ta utgangspunkt i økosystemtjenester, da vannmiljøtiltak i jordbruket påvirker en rekke aktører og økosystemer. Videre er det viktig å vurdere om det er mulig og hensiktsmessig å prissette økosystemtjenester ved hjelp av økonomiske verdsettelsesmetoder. Dette vil gi et bedre sammenligningsgrunnlag for valg av tiltak og en bedre fremsstilling av miljøkonsekvensene ved iverksetting eller uteblivelse av tiltak.

Databehovet i en slik samfunnsøkonomisk analyse blir først avdekket etter at en har identifisert ulike effekter av tiltakene. En slik identifisering kan gjennomføres ved hjelp av en systematisk gjennomgang av de økosystemtjenestene som blir påvirket av problemet og tiltaket. I kapittel 6 i rapporten beskriver vi metoder for en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket. Effekter av vannmiljøtiltak på økosystemtjenester, både positive og negative, blir identifisert, og databehovet for gjennomføring av en samfunnsøkonomisk analyse blir skissert. Det er laget et tabell som skisserer inndeling av effekter av miljøtiltak på andre miljøtema og inndelt etter prinsippet om økosystemtjenester. Dette kan brukes som utgangspunkt for samfunnsøkonomisk analyse.

## 3 Kostnader ved vannmiljøtiltak for gårdbruker

### 3.1 Endret jordarbeiding

Innføring av vannmiljøtiltak i jordbruket kan medføre begrensninger for gårdbrukeren for hvilke jordarbeidingsmetoder som kan benyttes ved dyrking av korn. I tillegg fører enkelte tiltak til at arealer midlertidig går ut av produksjon. Dette innebærer ofte en kostnad for gårdbrukerne, enten ved at avlingene og salgsinntektene reduseres eller at de variable kostnadene øker. Kostnader til maskiner og arbeid er ofte en betydelig del av de totale kostnadene ved dyrking av korn. Endret jordarbeiding som endrer bruken av maskiner påvirker også kostnadene.

Kostnadene ved vannmiljøtiltak for gårdbruker er beregnet som «**dekningsbidraget** etter kostnader til maskiner og arbeid per dekar.» Dekningsbidraget i tradisjonell form er et mål på hvor mye foretaket har igjen når variable kostnader er trukket fra salgsinntektene. Dekningsbidraget skal brukes til å dekke de faste kostnadene, arbeidsinnsats og maskinkostnader. For å vise variasjon i kostnader ved ulike jordarbeidingsmetoder, har vi også beregnet kostnader til maskiner og arbeid og trukket dette fra salgsinntektene. Dette skal dekke faste kostnader som strøm og forsikringer og andre mer produksjonsuavhengige kostnader som ikke lar seg endre på kort sikt. Det foretaket eventuelt har igjen etter dette kalles fortjeneste.

Disse beregningene er hensiktsmessig å gjøre for hvert enkelt vannområde, da avlingene ved ulike jordarbeidingsmetoder kan variere mellom områder. Dette skyldes klimatiske og naturgitte forhold, men fra spørreundersøkelser har vi også resultater som viser at gårdbrukerne har varierende erfaring med de ulike jordarbeidingsmetodene noe som indikerer at dette påvirker avlingene i de ulike områdene (Refsgaard m.fl., 2010; 2013; Veidal og Refsgaard, 2014).

Tabell 3.1 viser et eksempel med beregning av dekningsbidrag etter maskiner og kostnader per dekar. Dette er beregnet for høsthvete arealer med pløying før såing i nedbørfeltet til Haldenvassdraget i Østfold. Ved beregning av kostnader av vannmiljøtiltak er det vanlig å ta utgangspunkt i høsthvete- og vårkorn dyrking med høstpløying og sammenligne det økonomiske resultat med andre jordarbeidingsmetoder. Høstpløying blir ofte foretrukket blant gårdbrukerne. Dette kan gi gode avlinger av matkornkvalitet og har vist seg å gi høyest dekningsbidrag etter maskiner og arbeid, selv om pløying er en relativt kostbar jordarbeidingsmetode. Datagrunnlaget for beregningene er beskrevet i Refsgaard m.fl. (2010; 2013), Veidal og Refsgaard (2014) og Refsgaard og Bechmann (2016).

Med bakgrunn i Refsgaard og Bechmann (2016) har vi beregnet økonomisk resultat for høstkorn med pløying før såing, harving før såing og for direktesåing i kornstubben. For vårkorn har vi gjort beregninger for driftsystemer med høstpløying, høst- og vårharving, vårpløying eller vårharving. Med bruk av prisindekser fra Totalkalkylen for jordbruket (Budsjettnemda for jordbruket, 2017) har vi indeksjustert produksjons-inntekter, variable kostnader, maskinleie og arbeidskostnader fra 2012- til 2017-priser.

Tabell 3.1. Eksempel på beregning av dekningsbidrag (DB) etter maskiner og arbeid

Produksjonsinntekter		Enhet : Daa			
Produkt		Salgbar avling	Pris kr	Inntekt kr	
1	Høsthvete	516	2,73	1 410	
2					
3					
			4 Sum	1 410	
Variable kostnader					
Kostnadsart		Mengde	Pris kr	Kostnad kr	
5	Så Korn, innkjøpt	18	5,77	104	
6					
7					
8					
9					
10	Fullgjødelse 22-3-10, kg N	75	3,95	296	
11	Kalk	80	0,70	56	
12	Sprøytemidler			91	
13	Frakt av korn	516	0,13	68	
14					
15					
16					
17					
			18 Sum	615	
<b>19 Dekningsbidrag</b>				<b>794</b>	
Maskin- og arbeidskostnader					
Kostnadsart	Leiepris	Antall operasjoner	Kapasitet time/daa	Kostnad kr	
	340kr/time	X			
18	Plog	930	1	0,15	139
19	Slåddeharv	886	1,5	0,05	66
20	Stubbkultivator	656		0,04	
21	Trommel	632		0,05	
22	Sentrifugalspreder	755	1,5	0,03	34
23	Såmaskin	1048	1	0,08	84
24	Åkersprøyte	957	2,3	0,03	66
25	Tresking	1914	1	0,08	153
26					
			18 Sum		543
<b>19 Resultat etter maskiner og arbeid</b>					<b>251</b>

**Tabell 3.2 Dekningsbidrag (DB) etter maskiner og arbeid. Indeksjustert til 2017-priser.**

Kornområder i nedbørsfeltet til:	Vekst	Jordarbeiding	Produksjons- inntekter	Variable kostnader	DB	Maskinleie	DB etter maskinleie	Arbeid	DB etter maskinleie og arbeid	Reduksjon ift høstpløying
Pura i Akershus	Høstkorn	høstpløyd	1 453	618	<b>836</b>	379	457	171	<b>286</b>	
		direktesådd	1 134	624	<b>509</b>	320	189	137	<b>52</b>	<b>234</b>
		høstharvet	1 308	633	<b>674</b>	334	341	151	<b>190</b>	<b>96</b>
	Vårkorn	høstpløyd	1 101	489	<b>612</b>	358	254	154	<b>100</b>	
		høst- og vårharvet	1 052	511	<b>541</b>	313	228	133	<b>94</b>	<b>6</b>
		vårpløyd	947	480	<b>467</b>	358	109	154	<b>-45</b>	<b>146</b>
vårharvet		958	507	<b>451</b>	313	138	133	<b>5</b>	<b>95</b>	
Leira i Akershus	Høstkorn	høstpløyd	1 418	616	<b>802</b>	379	423	171	<b>253</b>	
		direktesådd	1 262	630	<b>632</b>	320	312	137	<b>175</b>	<b>78</b>
		høstharvet	1 191	627	<b>564</b>	334	231	151	<b>80</b>	<b>173</b>
	Vårkorn	høstpløyd	980	483	<b>498</b>	358	140	154	<b>-14</b>	
		høst- og vårharvet	936	505	<b>432</b>	313	119	133	<b>-15</b>	<b>0</b>
		vårpløyd	843	475	<b>368</b>	358	11	154	<b>-144</b>	<b>129</b>
vårharvet		843	500	<b>343</b>	313	30	133	<b>-103</b>	<b>89</b>	
Morsa i Østfold	Høstkorn	høstpløyd	1 511	620	<b>891</b>	379	512	171	<b>341</b>	
		direktesådd	1 102	622	<b>480</b>	320	160	137	<b>23</b>	<b>318</b>
		høstharvet	1 178	627	<b>551</b>	334	218	151	<b>67</b>	<b>274</b>
	Vårkorn	høstpløyd	1 105	486	<b>619</b>	358	261	154	<b>107</b>	
		høst- og vårharvet	1 055	508	<b>547</b>	313	234	133	<b>101</b>	<b>6</b>
		vårpløyd	950	478	<b>472</b>	358	114	154	<b>-40</b>	<b>147</b>
vårharvet		983	505	<b>478</b>	313	165	133	<b>32</b>	<b>75</b>	
Haldenvassdraget i Østfold	Høstkorn	høstpløyd	1 412	616	<b>797</b>	379	418	171	<b>247</b>	
		direktesådd	1 115	623	<b>492</b>	320	172	137	<b>35</b>	<b>212</b>
		høstharvet	1 159	625	<b>533</b>	334	200	151	<b>49</b>	<b>199</b>
	Vårkorn	høstpløyd	1 081	486	<b>595</b>	358	237	154	<b>83</b>	
		høst- og vårharvet	1 032	508	<b>524</b>	313	212	133	<b>78</b>	<b>5</b>
		vårpløyd	940	478	<b>462</b>	358	104	154	<b>-50</b>	<b>133</b>
vårharvet		962	505	<b>457</b>	313	145	133	<b>11</b>	<b>72</b>	
Rakkestadelta i Østfold	Høstkorn	høstpløyd	1 431	617	<b>814</b>	379	435	171	<b>265</b>	
		direktesådd	1 030	619	<b>411</b>	320	91	137	<b>-46</b>	<b>311</b>
		høstharvet	1 112	623	<b>489</b>	334	155	151	<b>4</b>	<b>260</b>
	Vårkorn	høstpløyd	1 140	489	<b>651</b>	358	293	154	<b>139</b>	
		høst- og vårharvet	1 088	512	<b>576</b>	313	263	133	<b>130</b>	<b>9</b>
		vårpløyd	992	481	<b>511</b>	358	153	154	<b>-1</b>	<b>140</b>
vårharvet		961	505	<b>456</b>	313	144	133	<b>10</b>	<b>129</b>	
Goksjøvassdraget i Vestfold	Høstkorn	høstpløyd	1 319	611	<b>708</b>	379	330	171	<b>159</b>	
		direktesådd	1 003	618	<b>385</b>	320	65	137	<b>-72</b>	<b>231</b>
		høstharvet	1 122	623	<b>499</b>	334	165	151	<b>14</b>	<b>145</b>
	Vårkorn	høstpløyd	1 086	484	<b>603</b>	358	245	154	<b>91</b>	
		høst- og vårharvet	1 038	506	<b>532</b>	313	219	133	<b>86</b>	<b>5</b>
		vårpløyd	1 086	484	<b>603</b>	358	245	154	<b>91</b>	<b>0</b>
vårharvet		951	501	<b>450</b>	313	137	133	<b>4</b>	<b>87</b>	
Lier i Buskerud	Høstkorn	høstpløyd	1 343	501	<b>842</b>	406	436	186	<b>250</b>	
		direktesådd	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	<b>250</b>
		høstharvet	1 221	503	<b>718</b>	342	375	155	<b>220</b>	<b>30</b>
	Vårkorn	høstpløyd	998	440	<b>558</b>	358	200	154	<b>46</b>	
		høst- og vårharvet	952	438	<b>515</b>	294	221	124	<b>97</b>	<b>-51</b>
		vårpløyd	998	440	<b>558</b>	358	200	154	<b>46</b>	<b>0</b>
vårharvet		907	435	<b>472</b>	294	178	124	<b>54</b>	<b>-8</b>	

## 3.2 Grasdekte buffersoner

Grasdekte buffersoner - som det er gjort økonomiske beregninger for- består av grasvekster som blir etablert på fulldyrka arealer langs åpen grøft, bekk, elv eller innsjø. Dette fungerer som en beskyttende sone mellom kornarealer og vannforekomster som motvirker fosfor- og jordtap. For å være berettiget RMP-tilskudd, kan arealet ikke sprøytes med plantevernmidler eller gjødsles med fosfor. Sonen skal være minst 6 meter bred fra bekkkantene og fornyes tidligst hvert 5 år. Det er et generelt krav om 2 meter sone for å motta produksjonstilskudd. Det er ikke krav til at arealet høstes eller beites, men det må slås minst en gang i løpet av vekstsesongen. Arealet gir ofte lav avling med dårlig kvalitet, da dette ofte er flomutsatte arealer som ofte heller ikke får tilført nitrogen. I enkelte områder kan det være vanskelig å få avsetning på graset og mange høster derfor ikke dette arealet.

Tabell 3.3 viser produksjonsinntekter, variable kostnader og kostnader til maskiner og arbeid for Østlandet og Trøndelag. Det inkluderer salg av avling med tre varianter: grovfôr, høyensilasje og uten avling, målt per dekar og år for buffersonen. Tallgrunnlaget er hentet fra Refsgaard m. fl. (2013) og er prisjustert i henhold til Totalkalkylen for jordbruket (Budsjettnemnda for jordbruket, 2017). Det er noe lavere avlinger i Trøndelag, men dette slår ikke nevneverdig ut på det økonomiske resultatet. Salg av høyensilasje til hestefôr gir bedre resultat enn salg av grovfôr i rundballer.

Tabell 3.3 Dekningsbidrag etter maskiner og arbeid for vegetasjonssoner på Østlandet og Trøndelag.

	Østlandet			Trøndelag		
	Rundballer	Høy-ensilage	Uten avling	Rundballer	Høy-ensilage	Uten avling
Fôravling rundball	471	157	0	468	156	0
Fôravling hestehøy		601	0	0	596	0
<b>Produksjonsinntekter</b>	471	758	0	468	752	0
Grasfrø kg/år	28	28	23	28	28	23
Kalksteinmel	30	30	30	30	30	30
<b>Variable kostnader</b>	57	57	53	57	57	53
<b>Dekningsbidrag</b>	414	543	-53	411	539	-53
<b>Maskiner og arbeid</b>						
Plog (4-skjærs)	28	28	28	28	28	28
Såbedsharv	9	9	9	9	9	9
Slådd	9	8	8	8	8	8
Trommel	6	6	6	6	6	6
Såmaskin	17	17	17	17	17	17
Slått, pressing og pakking ink.alt unntatt	191	176		188	174	0
Ensileringsmiddel	28	26	0	28	26	0
Sanking/stabling av rundballer til teigkant	20	19	0	20	18	0
Tillegg for plast utover 6 lag (12 kr for 2 lag)		37	54		37	54
<b>Maskinleie inkl. arbeid</b>	<b>338</b>	<b>358</b>	<b>68</b>	<b>334</b>	<b>355</b>	<b>68</b>
<b>Dekningsbidrag etter maskiner og arbeid</b>	<b>76</b>	<b>185</b>	<b>-121</b>	<b>76</b>	<b>183</b>	<b>-121</b>

Kilde: Refsgaard m.fl. 2013. Justert til 2017-priser

Sammenlignet med kornproduksjon vil grasdekte buffersoner gi noe lavere dekningsbidrag etter maskiner og arbeid. Ved salg av høyensilasje til hestehold er det mulig å ha gevinst på buffersonene sammenlignet med kornproduksjon. Dette forutsetter at graset blir omsatt, i et marked som er vesentlig mindre oversiktlig og forutsigbart som kornproduksjon. Uten omsatt avling er kostnaden på 121 kr/daa per år for vegetasjonssone.

### 3.3 Fangdammer

Kostnader ved fangdammer omfatter anleggskostnader og vedlikeholdskostnader gjennom fangdammens levetid. I tillegg kan det være kostnader ved tapt jordbruksareal og kapitalkostnader, men dette tilkommer sjelden. Fangdammende blir forsøkt lagt på arealer med lav eller ingen produktivitet. Kapitalkostnader påløper kun når det er snakk om kjøp av maskiner for å anlegge eller drifte dammen. Hauge m.fl. (2008) beregnet anleggs- og driftskostnadene ved 77 fangdammer på Jæren og i Morsa med en forventet levetid på minst 30 år. Reell levetid er nok noe høyere enn 30 år, så beregningene er gjort uten kostnad til nyetablering. Diskonteringsrenten er satt til 5 %. Resultatene fra undersøkelsen viste at kostnadene per arealenheter synker med størrelsen på fangdammen (tabell 3.4). Beregningene viser at anleggs- og vedlikeholdskostnadene på en fangdam på 1 dekar koster om lag 17 100 per år i 30 år. Kostnadene er justert til 2017-priser med bruk av Totalkalkylen for jordbruket (Budsjettnemnda for jordbruket, 2017).

Tabell 3.4 Anleggs- og vedlikeholdskostnader per år for fangdammer

Størrelse	kr/m <sup>2</sup>
< 1 daa	17,1
1-3 daa	11,5
> 3 daa	7,8

Kilde: Hauge m.fl. (2008). Justert til 2017-priser.

### 3.4 Fangvekster

Fangvekster sås i tillegg til hovedveksten, enten om våren ved sammen med kornet eller like etter høsting av tidlige grønnsaker og poteter. Fangveksten skal være godt etablert om høsten og har til hensikt å samle opp gjenværende nitrogen i jorda og hindre erosjon ut i bekker og innsjøer. Samtidig bidrar fangvekster til økt organisk innhold i jorda. Forsøk med fangvekster sådd om våren, viser at under noen forhold vil fangveksten redusere kornavlingen på grunn av konkurranse. Valg av lavtvoksende vekster og ikke for tidlig såing er viktig for å hindre konkurranse med kornplantene. Kløver og belgvekster i blanding med grasvekster er mye brukt for å tilføre nitrogen og samtidig konkurrere mot ugras. I RMP-ordningen er det begrensninger på hvor stor andel kløver/belgvekster som fangveksten kan inneholde. En gras/kløverblanding på 1 kg/daa er normal såmengde, til en kostnad på om lag 50 kr/daa.

### 3.5 Gjødsling

Gjødslingstiltak er her inndelt i tiltak som gjelder husdyrgjødsel og tiltak som gjelder mineralgjødsling. Disse tiltakene har effekt på utslipp til både luft og vann.

#### 3.5.1 Lagring og spredning av husdyrgjødsel

I forbindelse med gjennomgang av endringer av gjødselverforskriften ble det estimert kostnader for gårdbruker som følge av (Bechmann m.fl. 2016):

- krav om tette flater ved utendørs drift på talle/utegård
- endret krav til lagerkapasitet
- endret periode for spredning av husdyrgjødsel
- endrede krav til ugjødslede randsoner
- krav til å faktisk utnyttelse av spredeareal

I tillegg ble kostnad av krav om miljøvennlige spredemetoder estimert. Noen av disse estimatene er svært grove fordi det er mye usikkerhet om hvor mange som kommer til å endre drifta for å etterkomme krav og dessuten usikkerhet med hensyn til kostnader av ulike investeringer som er nødvendig for å etterkomme krav. Kostnadsestimatene er gjengitt i tabell 3.5. Noen av tiltakene henger sammen, for eksempel dersom en velger å innskrenke perioden for spredning av husdyrgjødsel så kan det i en del tilfeller være nødvendig å øke lagerkapasiteten.

Tabell 3.5 Gjødslingstiltak og kostnad (Bechmann m.fl., 2016).

Tiltak	Tallgrunnlag og forutsetning	Kostnad
<b>Krav om tette flater i alle husdyrrom, inkludert utendørs drift på talle/utegård</b>	1000 jordbruksbedrifter må investere i tett dekke som i gjennomsnitt koster kr 40 000	40 mill
<b>Endret krav til lagerkapasitet, fra 8 til 12 måneder</b>	25-50 % av jordbruksbedriftene som har for liten kapasitet bygger nye gjødsellagre	750 – 1500 mill
<b>Innskrenket periode for spredning av gjødsel</b>	Har praktisk betydning for gårdbrukeren	Ikke estimert
<b>Ugjødslede randsoner*</b>	Avlingsnedgang i 1,5 % av åpen åker	2,9 – 3,8 mill (årlig)
<b>Faktisk utnyttelse av spredeareal</b>	Får praktisk betydning og kan øke transportkostnader	Ikke estimert Kan gi mer optimal bruk av gjødsel
<b>Miljøvennlige spredemetoder*</b>	Bruk av nedfeller (svært lite brukt, vanskelig å bruke noen steder) Bruk av stripespreder, merkostnad på kr 5/daa (2016-priser)	Ikke estimert 13 mill (årlig)

\* Tiltak inngår i RMP

Et tiltak for å redusere fosfortapet fra arealer med mye husdyrgjødsel er å redusere husdyrtettheten i området. Et slikt tiltak krever stor omlegging av strukturen i jordbruket og er ikke tatt med som aktuelt tiltak i denne sammenstillingen.



Ugjødsla randsoner er et tiltak som gjelder for både husdyrgjødsel og mineralgjødning. Det fører til en reduksjon i spredearealet og kan derfor føre til redusert husdyrtall og mindre mulighet for husdyrproduksjon dersom ikke andre planer for husdyrgjødseldisponering gjøres.

Tilsvarende vil en reduksjon i husdyrproduksjonen kunne bli resultatet dersom kravet til spredeareal økes for å kunne tilpasse fosformengden til jordas fosforstatus og til gjødsling i forhold til en middelavling.

### 3.5.2 Gjødsling med mineralgjødning

I Bechmann m.fl. (2016) ble effekten av en avgift på nitrogen i mineralgjødning for å redusere utslipp til blant annet vann, vurdert. Norge hadde en slik avgift fram til år 2000 da den ble opphevet og arbeidet for å redusere utslipp ble videreført ved bruk av andre tiltak som obligatoriske gjødselplaner, endret jordarbeiding og bruk av fangvekster. Både utenlandske studier og en enkel estimering av priselastisitet på nitrogen i mineralgjødning i Norge viser at det skal en stor avgift til for å gi en betydelig reduksjon i gjødsling. Gitt at gårdbrukeren bruker økonomisk optimal mengde gjødning, vil en avgift redusere gårdbrukerens økonomiske resultat enten i form av økte kostnader til kjøp av gjødning eller redusere inntekten som følge av lavere avling fra lavere gjødslingsnivå. Hvis gårdbrukeren gjødsler slik at det blir et overskudd av næringsstoffer, vil en avgift som fører til redusert bruk av gjødning ikke nødvendigvis påvirke avling og vil dermed bidra til mer effektiv bruk av gjødning. Rådgivning som fører til redusert gjødsling vil likevel kunne være et mer målrettet virkemiddel som ikke gir høyere direkte kostnader til gårdbruker. Dette kan kombineres med strengere krav til gjødslingsplanlegging der gårdbruker må følge strengere retningslinjer for bruk av mineralgjødning. Dette vil ikke gi gårdbrukeren noen direkte kostnader med mindre det stilles krav om å tilføre mindre gjødning enn det som er økonomisk optimalt. Ved krav om å gjødning mindre enn økonomisk optimalt vil avlingsreduksjoner føre til reduserte inntekter for gårdbruker.

Et annet tiltak knyttet til mineralgjødsling er delt gjødsling og presisjonsgjødsling. I kornproduksjonen er det felles for disse to metodene at gjødning tilføres i mer enn en omgang og kan dermed tilpasses vær og plantevekst. Dette kan gi mer effektiv utnyttelse av mineralgjødning og økte avlinger. Kostnaden ved ekstra kjøring ved delt gjødsling og nødvendig utstyr ved presisjonsgjødsling vil variere fra bruk til bruk og i mange tilfeller vil slike metoder gi høyere inntekter og lavere kostnad til gjødning som utligner de økte kostnadene ved ekstra kjøring med gjødsling.

I regioner med lite husdyr kan det ofte finnes arealer med lavt fosforinnhold hvor det kan spres husdyrgjødsel etter anbefalt gjødsling. Fortsatt er det likevel vanlig å gjødning med fosfor på arealer med høy fosforstatus selv om det ikke fører til avlingsøkning. Det er flere årsaker til at det gjødsles med fosfor der det ikke er behov for fosfor av hensyn til avlingen. Årsakene til å gjødning med fosfor på arealer med meget høy fosfor status er blant annet 1) ønsket om å bruke bare ett gjødselslag, 2) at fosforfri gjødning er dyrere, 3) at det er husdyrgjødsel som må fordeles og 4) lange transportavstander for husdyrgjødsel (Bechmann m.fl., upubl.).

## 3.6 Drenering

Om lag 2/3 av jordbruksarealene i Norge har et naturgitt behov for grøfting for å kunne dyrkes. Økt avling er hovedgrunnen til å grøfte, men en godt drenert jord tørker også raskere opp og gir økt laglighet for kjøring og dermed mindre risiko for jordpakking. Den korte vekstsesongen i Norge gjør at tidlig såtid er nødvendig for å oppnå høye avlinger. Hauge m.fl. (2011) sammenstilte eksisterende studier om grøfting og undersøkte gårdbrukerens kostnader og lønnsomhet ved grøfting og de samfunnsøkonomiske konsekvensene på miljø og matproduksjon.

Kostnadene ved grøfting varierer med de naturgitte forholdene hos den enkelte gårdbruker. En stor del av kostnaden er avhengig av hvilken grøfteteknikk som kan benyttes, med Rådahlshjulet som det billigste, mens bruk av gravemaskin på steinrik jord gir høyere kostnader. Grøfteavstand er avgjørende for effekten, og i Norge har det vært vanlig med seks til åtte meters avstand. Kostnadene ved grøfting per dekar er vist i tabell 3.5, justert til 2017-priser. Gjennomsnittsprisen er om lag 4 000 kr/daa, men dette varierer mye. Det er vanlig at leid grøftemaskin og arbeid utgjør den største kostnaden, men ofte bidrar gårdbrukeren også med eget arbeid og maskiner. Grøfterør er også en vesentlig kostnad.

Tabell 3.5. Samlede kostnader for grøfting, kr/daa.

Kostnad	Gjennomsnittlig kostnad, kr/daa	Høyest kostnad, kr/daa	Lavest kostnad, kr/daa
Leid arbeid	61	0	131
Eget arbeid	431	3 331	124
Leide maskiner	1 590	933	874
Egne maskiner	283	1 760	63
Grøfterør	1 485	7 196	977
Dekkmaterialet	198	2 008	0
<b>Sum</b>	<b>4 047</b>	<b>15 229</b>	<b>2 169</b>

Kilde: Hauge m.fl. (2011), justert til 2017-priser.

Lønnsomheten i grøfting avhenger av kostnadene til grøfting, rentekostnader og levetid på grøftene. Hauge m.fl. fant at med 2 prosent rente og 50 års levetid, kreves det fra 49 til 130 kg/daa i meravling i korn for at grøfting skal være lønnsomt. Studier viser at det kan være en reell avlingsøkning etter grøfting, men det er stor usikkerhet i forutsetningene for disse beregningene over så lang tid. Uansett vil grøfting være en langsiktig investering som utføres med en viss økonomisk risiko.

## 4 Effekter av vannmiljøtiltak

For å forstå betydningen av vannmiljøtiltak er det vesentlig å forstå hvordan landskap, klima og jordbrukspraksis påvirker effekten av tiltak. I denne beskrivelsen er det derfor lagt stor vekt på å beskrive hvilke forhold som har betydning for miljøeffektene av jordbrukstiltak og hvorfor tiltakene ikke alltid har en entydig effekt. I noen tilfeller kan tiltak ha både positiv og negativ effekt, f.eks. drenering, som kan føre til mindre overflateavrenning og fosfortap, samtidig som nitrogentapene kan øke.

Avrenning og tap av jord og næringsstoffer fra landbruket varierer mye innen jordbrukslandskapet og effekten av vannmiljøtiltak varierer tilsvarende. Dette skyldes bl.a. variasjoner i topografi, jordfysiske egenskaper og jordas næringsstoffinnhold. Jordbrukspraksis har også stor betydning. For eksempel kan jordarbeiding under våte forhold gi jordpakking som fører til økt risiko for overflateavrenning og erosjon. Vekstvalget, f.eks. gras, kan i seg selv være et tiltak som fører til redusert erosjon.

Været har betydning for variasjoner mellom år i tap av jord og næringsstoffer og klimaet har betydning for de gjennomsnittlig forventede tapene av jord og næringsstoffer.

I tabellene nedenfor er faktorer som påvirker effektene av de enkelte tiltakene beskrevet og for hvert tiltak er det lagt vekt på betydningen av erosjonsrisiko (topografi og jordtype), jordas næringsstoffinnhold, jordtype, vær/klima og jordbrukspraksis inkludert valg av maskiner og redskap.

### 4.1 Endret jordarbeiding

Tiltakene som kalles endret jordarbeiding innebærer utelatelse av høstpløying og overvintring i stubb med flere ulike alternativer for jordarbeiding om våren omfatter alternativer til høstpløying, det vil si nemlig overvintring i stubb med etterfølgende vårpløying + harving, kun vårharving eller direktesåing (tabell 4.1). Direktesåing kan gjennomføres i både vår- og høstkorn. Effekten av endret jordarbeiding skyldes redusert erosjon og jordtap samt mindre frigjøring og tap av næringsstoffer ved mineralisering utenom vekstsesongen. Økt opptak av næringsstoffer i et plantedekke (ugras) kan også bidra.

I tillegg til endret jordarbeiding gir fangvekster, undersådde vekster underkulturer og grasdekte arealer på dyrka mark noe av samme beskyttelseeffekt mot erosjon. Gras har et bedre plantedekke og røtter som binder jorda og kan ta opp næringsstoffer over en lenger vekstperiode. Imidlertid kan utfrysing av fosfor fra plantematerialet føre til økt avrenning av biotilgjengelig fosfor.

Tabell 4.1. Oversikt over endret jordarbeiding i vårkorn, høstkorn og oljevekster.

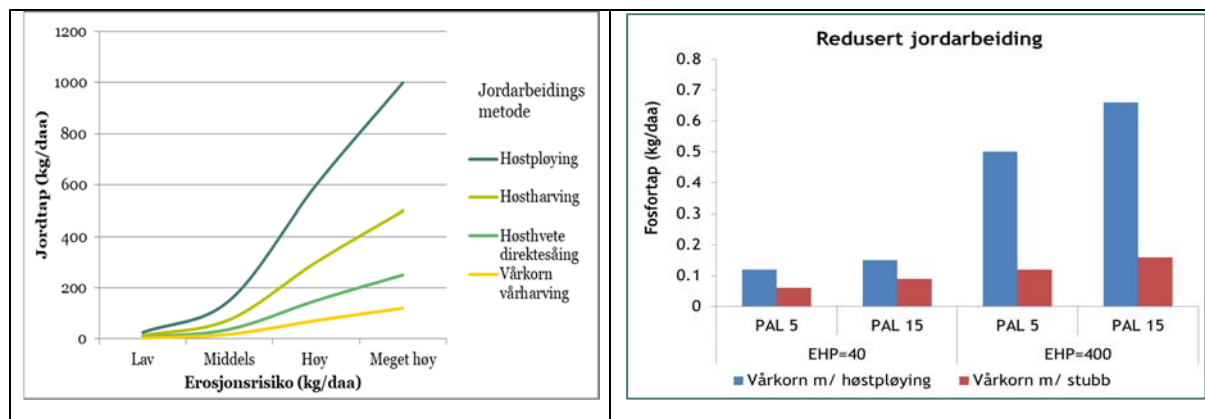
Vekst	Endret jordarbeiding
Vårkorn, oljevekster	Vårpløying, vårharving, direktesåing
Høstkorn, høstoljevekster	Direktesåing
Fangvekster, grasdekte arealer	Ingen høstpløying

Tabell 4.2. Variasjoner i effekten av endret jordarbeiding og årsaker til variasjonene.

Faktorer som påvirker effekten av endret jordarbeiding	Parameter som påvirkes	Årsaker til variasjoner
<b>Erosjonsrisiko på arealene (topografi, helling, jordtype, hellingslengde)</b>	Jordtap (partikler) Fosfor	<p>Effekten av jordarbeidingstiltak er størst på arealer med stor erosjonsrisiko. På arealer med lite erosjon vil det også være liten effekt av endret jordarbeiding (Bechmann m.fl., 2011; Bechmann m.fl., 2017). Det kan likevel i noen områder være nødvendig å gjennomføre tiltak også på arealer med liten effekt, men med stor utbredelse, for å komme langt nok ned i reduserte totale tilførsler til en vannforekomst.</p> <p>Erosjonsrisikokart gir et mål på variasjonen i erosjonsrisiko for ulike arealer. Eksisterende erosjonsrisikokart har ikke med effekt av ulike hellingslengder, men i nye kart (planlagt utgitt i 2018) vil hellingslengde bli inkludert.</p>
<b>Jordas fosforstatus</b>	Fosfor	<p>Der jordas fosforinnhold (P-AL-tall) er høyt vil tiltak som reduserer erosjonen ha større effekt enn der fosforinnholdet i jorda er lavt. Jordas fosforinnhold har dessuten stor betydning for tap av løst fosfat fra jorda. Relativt flate arealer med høyt fosforinnhold kan derfor ha fosfortap som gjør det aktuelt med tiltak på disse arealer. Kosteffekt-kalkulatoren viser variasjonen i effekt av jordarbeidingstiltak med ulik fosforstatus i jorda. Denne variasjonen reflekterer dog kun effekten på tap av totalfosfor og ikke økningen i biotilgjengelighet ved økt fosforstatus i jorda.</p>
<b>Jordsmonn</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	<p>Erosjonsrisiko er sterkt avhengig av jordtype. Jordtypen påvirker også strømningsveier for vann, jord og næringsstoffer. Leirjord har større risiko for overflateavrenning enn arealer med sandjord (Kværnø og Bechmann, 2010). Økende mengde overflateavrenning gir økende erosjonsrisiko, jord- og fosfortap. Dermed vil effekten av tiltakene på jord- og fosfortap øke (som nevnt under erosjonsrisiko).</p> <p>Det meste (68-98 %) av nitrogentapene skjer gjennom drenggrøftene (Kværnø og Bechmann, 2010). Andelen nitrogentap gjennom drenggrøftene er størst på sandjord og minst på leirjord (Kværnø og Bechmann, 2010).</p>
<b>Vær/klima</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	<p>Effekten av endret jordarbeiding på erosjon og tap av næringsstoffer er generelt størst i år med mye nedbør, avrenning og erosjon. Andre værforhold kan også ha stor betydning for effekten, f.eks. fryse-tineperioder, overflateavrenning på grunn av tele i jorda, samt nedbørfordelingen (mengde, intensitet og tidspunkt).</p> <p>Ekstremvær kan ha stor betydning både for nivået på tap av jord og næringsstoffer fra jordbruket og for effekten av jordbrukstiltakene.</p>
<b>Grøfting</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	<p>Grøfting fører til mindre risiko for overflateavrenning og lavere tap av jord og partikkelbundet fosfor. Derimot vil grøfting kunne føre til større tap av nitrogen og løst fosfat gjennom grøftene (se avsnitt 4.6).</p>
<b>Valg av maskiner og redskap</b>	Jordtap Fosfor	<p>Det er stor forskjell på utstyret som brukes til å gjennomføre jordarbeiding. Valget av maskiner har stor betydning for risiko for bl.a. jordpakking og dermed for vannets veier gjennom jorda. Dessuten er det stor forskjell på redskaper for direktesåing og hvor mye jordløsning som skjer i praksis i forbindelse med direktesåing.</p>

Mange faktorer har betydning for effekten av endret jordarbeiding og den største effekten oppnås på arealer med stor erosjonsrisiko og i år med værforhold som gir mye erosjon og store jordtap (tabell 4.2).

Resultater fra ruteforsøk viser tydelig forskjell i jordtap mellom ulike jordarbeidingsmetoder (figur 4.1). Det vil si at en kan redusere erosjon og jordtap ved å endre jordarbeidingsmetode. Resultatene viser dessuten at forskjellen mellom jordarbeidingsmetoder, altså effekten av tiltaket, øker med økende erosjonsrisiko (figur 4.2).



Figur 4.1. Årlig jordtap ved ulike jordarbeidingsmetoder og avhengigheten av erosjonsrisikoen (ref.: Kost-effekt-kalkulator; Bechmann m.fl., 2011).

Figur 4.2. Eksempel på effekt av jordarbeiding på våren sammenlignet med høstploying ved lav erosjonsrisiko (EHP=40) og høy erosjonsrisiko (EHP=400) og ved lav og meget høyt P-AL (eksempel fra PURA basert på Kværnø og Bechmann, 2014).

For fosfortap gjelder stort sett de samme forholdene/faktorene som for jordtap, men i tillegg har jordas fosforinnhold (P-AL) betydning for fosfortapet. Når jordas fosforstatus øker vil også konsentrasjonen av biotilgjengelig fosfor i avrenningen øke (Øgaard m.fl., 2012). Et areal med lite erosjon og høyt fosforinnhold i jorda kan gi mer biotilgjengelig fosfor i avrenningen enn et areal med mye erosjon og lavt fosforinnhold i jorda.

Risiko for nitrogentap øker når det jordarbeides tidlig på høsten, fordi frigjøringen av nitrogen fra organisk materiale (mineralisering) øker uten at det er planter som kan ta opp næringsstoffene utover høsten. Jordarbeiding senere på høsten vil også gi mineralisering, men når temperaturen er lavere går prosessene langsommere (Kværnø og Bechmann, 2010). Samtidig avhenger nitrogentapene av nedbøren, både mengde og tidspunkt.

## 4.2 Grasdekte arealer

Grasdekte arealer omfatter blant annet buffersoner langs vassdrag, grasdekte vannveier og andre arealer, der veksten endres fra korn til gras. Endring fra korn til gras gir mindre jordtap, da gras gir bedre beskyttelse mot erosjon enn korndyrking. Derfor blir det også mindre tap av partikkelbundne næringsstoffer. Tap av løste næringsstoffer som fosfat og nitrat avhenger av flere andre faktorer som beskrevet i tabell 4.3.

*Grasdekte buffersoner:* Etableres langs vassdrag for å redusere tilførsler av jord, næringsstoffer og andre forurensninger til vassdraget. Tiltaket er spesielt aktuelt der jorda i perioder av året er uten vegetasjonsdekke, som arealer med korn-, potet- eller grønnsaksproduksjon (Blankenberg m.fl. 2017).

Buffersonenes evne til å holde tilbake jord og næringsstoffer avhenger av flere prosesser, hvor de viktigste er oppbremsing av overflatevann med påfølgende sedimentasjon av partikler og infiltrasjon av vannet. Dessuten vil økt avstand fra åkerarealer med gjødselspredning og sprøyting til åpent vann redusere risikoen for at uønskede stoffer havner direkte i vassdraget.

*Ugjødsla randsoner.* Buffersoner i områder med eng omtales ofte som ugjødsla randsoner. Effekten av ugjødsla randsoner på næringsstofftap skyldes at de øker avstanden fra areal med gjødselspredning til vassdrag.

*Grasdekte vannveier.* Grasdekte vannveier etableres i dråg og forsenkninger på jordbruksarealer der det dyrkes korn. I drågene samler det seg vann fra jordbruksarealer, noe som kan medføre økt erosjonsrisiko. Grasdekte vannveier beskytter jorda mot erosjon der erosjonsrisikoen er spesielt stor i dråg og bidrar til at jordpartikler sedimenterer og at vannet infiltrerer på samme måte som for buffersoner.

De regionale miljøprogrammene gir føringer for høsting og drift av sonene. Det betyr i praksis at graset kan bli høstet og i noen tilfeller gjødslet med nitrogen. Effekten av grasdekte buffersoner er beskrevet nærmere i Blankenberg m.fl. (2017).

Tabell 4.3. Variasjoner i effekten av grasdekte arealer og årsaker til variasjonene.

Faktorer som påvirker effekten av grasdekte arealer	Parameter som påvirkes	Årsaker til variasjoner
<b>Tilførsler fra jordbruksarealer</b>	Jordtap Fosfor (Nitrogen)	Renseeffekten av grasdekte buffersoner og vannveier øker med økende tilførsel av partikler og partikkelbundne næringsstoffer og er størst der det er stor erosjonsrisiko. Det skyldes at ved stor avrenning og mye erosjon transporteres partikler som (store) aggregater i avrenningen og disse vil lett sedimentere i buffersonen (Blankenberg m.fl., 2017). Dersom tilførselsarealet har lite erosjon, f.eks. over-vintrer i stubb eller har liten helling, vil jord- og fosfortapene være små og renseeffekten av en grasdekt buffersone liten.
<b>Jordtype</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	Renseeffekten av grasdekte arealer er størst på lett eroderbar jord, som for eksempel på arealer med siltig leire. Risiko for erosjon i dråg er størst på arealer med lett eroderbar jord. Grasdekke reduserer denne risikoen. Gras tar opp mye nitrogen over en lang periode og reduserer dermed risiko for nitrogenutvasking.
<b>Jordas fosforstatus i tilførselsarealet</b>	Fosfor	Høyt fosforinnhold i jorda gir imidlertid risiko for større tap av løst fosfat og renseeffekten for løst fosfat er mindre enn for partikkelbundet fosfor. Høyt fosforinnhold i jorda gir dessuten større konsentrasjon av fosfor i plantematerialet og det kan bli større utvasking av løst fosfat via utfrysing fra plantematerialet.
<b>Tilstand og type av grasdekke</b>	Jordtap Fosfor (Nitrogen)	Godt etablert grasdekke vil ha størst renseeffekt, men effekten reduseres med et dårlig etablert dekke, f.eks. som følge av dårlige vekstforhold. For grasdekte vannveier vil effekten av tiltaket øke med andelen av vannveien som er dekket. Pløyespor langs vannveien kan føre til økt erosjon.
<b>Gjødsling av graset</b>	Nitrogen	Noen av de regionale miljøprogrammene tillater gjødsling med nitrogen i buffersonene for å øke grasproduksjonen. Nitrogengjødsling tett på vassdraget gir risiko for nitrogentilførsler under uheldige forhold med mye nedbør rett etter gjødsling.
<b>Bredde på grasarealet</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	Et bredere grasdekt areal vil gi bedre renseeffekt for både jord, fosfor og nitrogen
<b>Topografi, helling på det grasdekte arealet</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	Det er best effekt av en grasdekt buffersone som er flat fremfor en hellende buffersone. Dersom topografien gjør at vannet samles og renner konsentrert gjennom buffersonen kan det bli redusert effekt av tiltaket.
<b>Høsting av grasdekte arealer</b>	Nitrogen Fosfor Jord	Høsting av graset medfører fjerning av næringsstoffer i plantematerialet og at næringsstoffinnholdet i jorda reduseres over år. Utfrysing av næringsstoffer fra gras kan gi økt tilførsel av løste næringsstoffer til vassdrag (Aronsson m.fl. 2016).
<b>Infiltrasjonskapasiteten i buffersonen</b>	Jordtap Fosfor	Dersom buffersonen får redusert infiltrasjonskapasitet fordi den f.eks. brukes som kjørevei for landbruksmaskiner, vil overflateavrenningen øke og gi større jord- og fosfortap.
<b>Vær/klima</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	Økt nedbør kan gi økt jordtap og næringsstofftap fra tilførselsarealene og dermed økt effekt av grasdekte arealer. Vinterforholdene har stor betydning for effektiviteten av tiltaket, fordi det påvirker tilstanden til graset. Etter en vinter med flere fryse-tine-episoder kan graset gi dårlig beskyttelse og effekten av tiltaket reduseres betraktelig. Været i vekstperioden for graset har også en betydning for hvor godt grasdekket etablerer seg.

### 4.3 Fangdammer og renseparker

Fangdammer og renseparker etableres i små jordbruksbekker for å bidra til rensing av avrenning fra jordbruksarealer. Rensingen skyldes hovedsakelig sedimentasjon av jord- og partikkelbundne stoffer, men opptak av løste næringsstoffer i vannplantene og fjerning av nitrogen ved denitrifikasjon kan også ha betydning for renseseffekten (Hauge m.fl. 2008).

Fangdammer kan også fungere som fordrøynings-basseng og dermed bidra til å redusere flom og graving i bekkkanter. Det kan gi redusert risiko for utrasing i bekken nedstrøms dammen. Effekten av dette på tap av jord og fosfor er vanskelig å tallfeste. Fangdammer har også stor effekt på biomangfold av både dyr og planter og kan inneholde mange rødlistearter (Stokker m.fl., 1999). Betydning for biomangfold, er imidlertid ikke tatt med i beregningene.

Tabell 4.4. Variasjoner i effekten av fangdammer og årsaker til variasjonene.

Faktorer som påvirker effekten av fangdammer	Parameter som påvirkes	Årsaker til variasjoner
Tilførsler fra jordbruksarealer	Jordtap	Renseeffekten av fangdammer, angitt som prosent av tilførslene, øker med økende tilførsler av jord- og næringsstoffer. Dersom tilførselsarealet har liten erosjon, f.eks. fordi det overvintres i stubb, vil effekten av fangdammen være tilsvarende liten.
	Fosfor (Nitrogen)	
Jordas fosforstatus i tilførselsarealet	Fosfor	På arealer med høyt fosforinnhold i jorda vil tilførselen av partikkelbundet fosfor bli større og dermed prosentvis renseseffekt bedre. Renseeffekten til fangdammer kan være stor for partikkelbundet fosfor. Høy fosforstatus i jorda gir imidlertid større konsentrasjon av løst fosfat i avrenningen. Renseeffekten for løst fosfat er forholdsvis liten i fangdammer.
Utforming og størrelse på fangdammen	Jordtap Fosfor Nitrogen	Utforming av fangdammen og størrelse i forhold til nedbørfeltet er avgjørende for vannets oppholdstid i fangdammen og mulighetene for sedimentasjon og evt. opptak av næringsstoffer i plantene.
Fyllingsgraden av fangdammen	Jordtap Fosfor	Når fangdammer fylles med sedimenter gir det kort oppholdstid for vannet og dårlig renseseffekt. Fangdammene må tømmes for å bevare renseseffekten.
Vær/klima	Jordtap Fosfor Nitrogen	Økt nedbør kan gi økt erosjon, jordtap og næringsstofftap fra tilførselsarealene og dermed økt effekt av fangdammen.



## 4.4 Fangvekster

Fangvekster brukes hovedsakelig som et nitrogentiltak. Fangvekster kan såes enten sammen med kornet eller etter høsting av tidlige vekster, f.eks. grønnsaker og tidlig potet. I Norge er vekstsesongen for kort til å så fangvekster etter høsting av kornet. Såing etter høsting av tidlig potet eller grønnsaker gir en lenger vekstsesong på høsten. Muligheten for vekst om høsten er avgjørende for hvor mye næringsstoffer som kan tas opp i fangvekstene. Nitrogen som tas opp i fangveksten reduserer mengden nitrogen som kan vaskes ut fra jorda. Derfor er det vesentlig for valg av fangvekst at veksten kommer raskt i gang etter høsting av hovedveksten. Det finnes mange ulike frøblandinger for fangvekster, men effekten av dem på jordas næringsstoffinnhold og næringsstofftap er kun testet for få av dem under norske forhold.

Tabell 4.5. Variasjoner i effekten av fangvekster og årsaker til variasjonene.

Faktorer som påvirker effekten av fangvekster	Parameter som påvirkes	Årsaker til variasjoner
<b>Erosjonsrisiko</b>	Jordtap Fosfor	Arealer med stor erosjon kan få redusert tap av jord og partikkelbundet fosfor med etablering av fangvekster i tillegg til overvintring i stubb.
<b>Art og sort av fangvekst</b>	Jordtap Fosfor Nitrogen	Gras gir mindre innhold av nitrogen i jord og plantemasse enn belgvekster. Italiensk raigras vokser raskere, dekker bedre og har raskere opptak av nitrogen enn engelsk raigras.
<b>Jordas fosforstatus</b>	Fosfor	På jord med høy fosforstatus vil en kunne fjerne ekstra fosfor med fangvekster som høstes sent om høsten. Høyere fosforstatus i jorda gir høyere fosforinnhold i graset og større fosfortap ved avrenning etter utfrysing av fosfor fra plantematerialet.
<b>Jordtype/moldinnhold</b>	Nitrogen	Den største effekten oppnås på jord med stor risiko for nitrogenutvasking, f.eks. sandjord (Aronsson m.fl., 2016). Høyere moldinnhold fører til mer nitrogen i jorda og vil gi høyere risiko for nitrogenutvasking i perioder uten plantedekke.
<b>Vær/klima</b>	Fosfor Nitrogen Jordtap	Lengden på perioden mellom høsting av hovedveksten og vekstsesongens slutt har stor betydning for hvor stort næringsstoffopptaket kan bli og hvor godt fangveksten beskytter mot erosjon. Været om vinteren har betydning for opptak av næringsstoffer i plantene og for risiko for utfrysing av næringsstoffer fra fangvekstene. Dersom plantene ikke får tid til å utvikle seg vil de i mindre grad fungere som beskyttelse mot erosjon. Antallet av kraftige fryse-tineperioder på vinteren har betydning for mengden av næringsstoffer som fryses ut fra plantene.
<b>Tidspunkt for nedmolding av fangvekst</b>		Nedmolding på våren gir generelt større reduksjon i nitrogenutvasking enn nedmolding om høsten med noen unntak (Lemola m.fl., 2000)

## 4.5 Gjødsling

Gjødslingstiltakene omfatter en rekke tiltak for redusert overskudd og reduserte tap av nitrogen og fosfor, for eksempel gjødsling etter middelavling, gjødsling etter jordas fosforinnhold, delt gjødsling, presisjonsjødsling og miljøvennlig gjødselspredning. Effekter av tiltakene er beskrevet i Bechmann m.fl. (2016), Øgaard m.fl. (2014, 2016). Det gis i liten grad tilskudd til gjødslingstiltak og kun miljøvennlig gjødselspredning er inkludert i regionale miljøprogram. Gjødslingsplan basert på jordprøver er et krav for å motta produksjonstilskudd.

Gjødslingsplanlegging, som fører til lavere overskudd av nitrogen og fosfor i planteproduksjonen vil gi lavere risiko for næringstofftap og mindre risiko for utslipp av nitrogen til luft. Gjødslingsplanlegging i seg selv fører imidlertid ikke alltid til lavere overskudd ettersom det ikke er satt eksplisitte krav til planene.

Kanaliseringspolitikken fører til at noen regioner har mye husdyr og andre har lite husdyrhold. I regioner med stor husdyrtetthet kan det være store problemer knyttet til å følge anbefalt gjødsling, spesielt i forhold til jordas fosforinnhold. Over år har det blitt tilført mye husdyrgjødsel og fosforinnholdet i jorda er i mange tilfeller så høyt at det ikke er behov for fosfor for å oppnå gode avlinger. Da utnyttes ikke ressursene i husdyrgjødsels optimalt. Med dagens regelverk (Forskrift om organisk gjødsel) kan krav til spredeareal gi balanse mellom tilført og bortført fosfor der det tas store avlinger, men det tar ikke hensyn til det store lageret av fosfor, som ofte er i jorda i områder med stor husdyrtetthet.

I regioner med lite husdyr kan det ofte finnes arealer med lavt fosforinnhold hvor det kan spres husdyrgjødsel etter anbefalt gjødsling. Fortsatt er det likevel vanlig å gjødsle med fosfor på arealer selv om det ikke fører til avlingsøkning. Det er flere årsaker til at det gjødsles med fosfor der det ikke er behov for fosfor av hensyn til avlingen. Årsakene til å gjødsle med fosfor på arealer med meget høy fosfor status er blant annet 1) ønsket om å bruke bare ett gjødselslag, 2) at fosforfri gjødsel er dyrere, 3) at det er husdyrgjødsel som må fordeles og 4) lange transportavstander for husdyrgjødsel (Bechmann m.fl., unpubl.).

Tabell 4.6. Variasjoner i effekten av gjødslingstiltak og årsaker til variasjonene.

Gjødslingstiltak	Parameter som påvirkes	Virkning, effekter og årsaker til variasjoner
<b>Gjødsling etter middelavling</b>	Nitrogen Fosfor	I praksis blir det ofte gjødslet til en avling som ikke oppnås og dermed blir det i gjennomsnitt et større overskudd på nitrogenbalansen og en unødvendig stor fosfortilførsel. Gjødsling til middelavling basert på noen år kan jevne ut risiko for slikt overskudd. Årsak til variasjon i effekt av tiltaket kan være varierende vær i vekstsesongen noe som gir varierende avling.
<b>Delt gjødsling</b>	Nitrogen	Ved delt gjødsling kan nitrogentilførslen tilpasses til årets værforhold og aktuell vekstutvikling og avlingsstørrelse. Effekt av dette tiltaket er avhengig av sesongens værforhold.
<b>Presisjongjødsling</b>	Nitrogen	Presisjongjødsling er gjødsling som er tilpasset lokale jordegenskaper og avlingspotensial. Presisjongjødsling vil bidra til å redusere overskuddet fordi en kan gjødsle mer nøyaktig med næringsstoffer i forhold til potensialet for planteopptak.
<b>Spredemetoder for husdyrgjødsel</b>	Nitrogen Fosfor	Mesteparten av husdyrgjødsel spres med bredspredning. Slangespredning eller direkte-injeksjon av gjødsel i stedet for bredspredning reduserer ammoniakktap og tap av lystgass, men det vil ikke gi mindre tilførsler til vann. Spredemetodene har heller ingen effekt på fosfortilførsler til vann, bortsett fra at bredspredning under uheldige forhold kan føre til at gjødsel spres rett i bekken. Slangenedlegging vil gi en mer presis tildeling og fordelingen på arealet vil bli mye jevnere sammenlignet med bredspredning.  Direkte injeksjon av husdyrgjødsel i jorda kan føre til mindre tap av næringsstoffer med overflateavrenning. Det finnes ikke dokumentasjon på dette under norske forhold.
<b>Analyse av næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel</b>	Nitrogen Fosfor	Kunnskap om næringsstoffinnholdet i egen husdyrgjødsel vil kunne gi mer presis bruk av husdyrgjødsel og dermed mindre overskudd av næringsstoffer. Det avhenger av at det er tilstrekkelig med spredeareal slik at gjødsling etter jordas fosforinnhold kan praktiseres.
<b>Anbefalt gjødsling basert på jordas fosforstatus</b>	Fosfor	Anbefalt fosforgjødsling inkluderer at det blir tatt hensyn til jordas fosforstatus (P-AL) som angitt i gjødslingshåndboka (NIBIO). Konsekvent praktisering av anbefalingen vil redusere fosfortilførselen og over tid gi mindre risiko for fosforavrenning.

## 4.6 Drenering

Drenering gjennomføres i hovedsak for å øke avlingspotensialet, men fører samtidig til mindre overflateavrenning og derfor mindre risiko for erosjon og fosfortap på overflaten (Hauge m.fl., 2011). På den andre siden vil drenering føre til økt avrenning gjennom drenggrøftene og dette kan føre til økte nitrogentap. Tap av jord og fosfor gjennom grøftene har også vist seg å kunne øke ved drenering. Det er ingen entydige resultater vedr. effekten av drenering på fosfortap, men for nitrogen er det vist at økende grøfteintensitet gir økte nitrogentap (Hauge m.fl., 2011).

Tabell 4.7. Variasjoner i effekten av drenering på tap av næringsstoffer og årsaker til variasjonene.

Faktorer som påvirker effekten av drenering	Parameter som påvirkes	Årsaker til variasjoner
Jordtype	Jordtap Fosfor	Drenering reduserer risiko for overflateavrenning og erosjon. Responstiden for drenggrøfter er lang/treg på leire, mens den er rask på sand og dette vil påvirke responstiden for redusert overflateavrenning.
Jordstruktur	Jordtap Fosfor	Dårlig jordstruktur med lav infiltrasjon gir stor risiko for overflateavrenning uavhengig av grøfteavstanden. Ved jordpakking eller dersom det er etablert en plogsåle kan infiltrasjonskapasiteten og vannledningevnen i jorda mellom overflaten og drenggrøftene være så lav at effekten av drenering på redusert overflateavrenning blir liten.
Avling	Nitrogen	Dersom økt dreneringsintensitet fører til mer stabile avlinger vil en kunne gjødsle tilsvarende mer presist og dermed unngå store overskudd av nitrogen.
Dreneringsintensitet	Nitrogen	Økt dreneringsintensitet kan gi økte tap av nitrogen (Hauge m.fl. 2011).

## 5 Kostnadseffektivitet av vannmiljøtiltak

Kostnadseffektiviteten av vannmiljøtiltak er beregnet som kr/kg redusert fosfor, nitrogen eller jordtap. For fosfor er det laget en kalkulator som viser effekten på jord- og fosfortap, kostnader og kostnadseffektivitet av tiltak ved ulike erosjonsrisiko, P-AL-nivå og jordarbeidingsmetode i ulike vannområder. Kalkulatoren omfatter jordarbeidings tiltak, gradekte buffersoner og fangdammer. Kalkulatoren kan finnes på [www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt).

The screenshot shows a web browser window with the URL [128.39.191.10/peffekt/peffektskjema\\_jordarbeiding.php](http://128.39.191.10/peffekt/peffektskjema_jordarbeiding.php). The page title is "Kost-effekt av endret jordarbeiding sammenlignet med høstpløying".

**Inputdata:**

- Fylke/vannområde: [dropdown menu]
- Erosjonsrisiko (kg/daa): [input field]
- P-AL-nivå: [input field]
- Jordarbeiding: [dropdown menu]

Buttons: "Beregn Kost-effekt", "Lukk", "Skriv ut".

Contact information: "Kontaktpersoner: Marianne Bechmann, Karen Refsgaard, Stein Turtumeygard".

**Results:**

**Fosforeffekt (kg/daa):**

Erosjon etter tiltak:	0
Fosfortap ved høstpløying:	0
Fosfortap etter tiltak:	0
Tiltakseffekt:	0

**Kostnader (kr/daa):**

Dein bidrag etter maskiner/arbeid:	0
Ved høstpløying:	0
Etter tiltak:	0
Endring i dekningsbidrag:	0

**Kost-effekt (kr/kg fosfor):** Ikke aktuelt.

Figur 5.1. Kalkulator for kostnadseffektivitet av jordarbeidings tiltak, grasdekte buffersoner og fangdammer ([www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt)).

Tabell 5.1 viser en sammenstilling av kostnader og effekter for vannmiljøtiltak, hentet fra kapittel 3 og 4. Kostnadene viser ekstrakostnader sammenlignet med tradisjonell drift med høstpløying og er beregnet som dekningsbidrag etter maskiner og arbeid, per dekar og år. Kostnadene varierer mellom vannområder både på grunn av naturgitte forhold og hvordan jordarbeidings tiltaket utføres.

Tabell 5.1 Arealtiltakenes kostnader (kr/daa) og effekter (kg/daa) på nitrogen, fosfor og jordtap for ulike vannområder. ER= erosjonsrisikoklasse.

Tiltak/Målområde	Kostnader	Nitrogen	Fosfor*	Jordtap
	Kr/daa*****	Effekt kg/daa**		
<b>Arealtiltak - RMP</b>				
<b>Ingen/utsatt jordarbeiding sammenlignet med høstpløying</b>	Pura: 6-146 kr/daa Leira: 0-179 kr/daa Morsa: 6-274 kr/daa Haldenvd: 5-199 kr/daa Rakkestadelva: 9-260 kr/daa Goksjø: 0-145 kr/daa Lier:-51 – 30 kr/daa	4-15 kg/daa*** (størst reduksjon der det er størst tap)	ER kl. 1: <0,070 kg/daa ER kl. 2: 0,070-0,240 kg/daa ER kl. 3: 0,240-0,830 kg/daa ER kl. 4: >0,830 kg/daa	ER kl. 1: <19 kg/daa ER kl. 2: 19-150 kg/daa ER kl. 3: 150-708 kg/daa ER kl. 4: >708 kg/daa
<b>Direktesådd høstkorn versus høstpløying</b>	Pura: 235 kr/daa Leira: 78 kr/daa Morsa: 318 kr/daa Haldenvd: 212 kr/daa Rakkestadelva: 311 kr/daa Goksjø: 231 kr/daa Lier: 250 kr/daa	Anslått til 4-15 kg/daa	ER kl. 1: <0,070 kg/daa ER kl. 2: 0,070-0,240 kg/daa ER kl. 3: 0,240-0,830 kg/daa ER kl. 4: >0,830 kg/daa	ER kl. 1: <19 kg/daa ER kl. 2: 19-150 kg/daa ER kl. 3: 150-708 kg/daa ER kl. 4: >708 kg/daa
<b>Fangvekster i tillegg til utsatt jordarbeiding</b>	Ikke beregnet	3,6-5,1 ****	+	+++
<b>Grasdekte vannveier</b>	181-329 kr/daa (ikke høstbar avling)	+	++	+++
<b>Grasdekt buffersone*****</b>	Pura: - 210 - 230 kr/daa Leira: - 177 - 329 kr/daa Morsa: - 265 - 225 kr/daa Haldenvd: - 171 - 235 kr/daa Rakkestadelva: - 189 - 186 kr/daa Goksjø: - 83 - 181 kr/daa	0-100%	26-100%	32-91%
<b>Andre grasdekte arealer</b>	181-329 kr/daa (ikke høstbar avling)	+	++	+++

\*under forutsetning av P-AL=10 og jordarbeiding på våren; \*\*beregninger delvis basert på Fosforeffekt-kalkulator ([www.webgis.no/Peffect](http://www.webgis.no/Peffect)); \*\*\*Kværnø og Bechmann (2010); \*\*\*\*Aronsson m.fl. (2016), \*\*\*\*\*Blankenberg m.fl. (2017); \*\*\*\*\* Negativ kostnad betyr økonomisk positiv verdi.

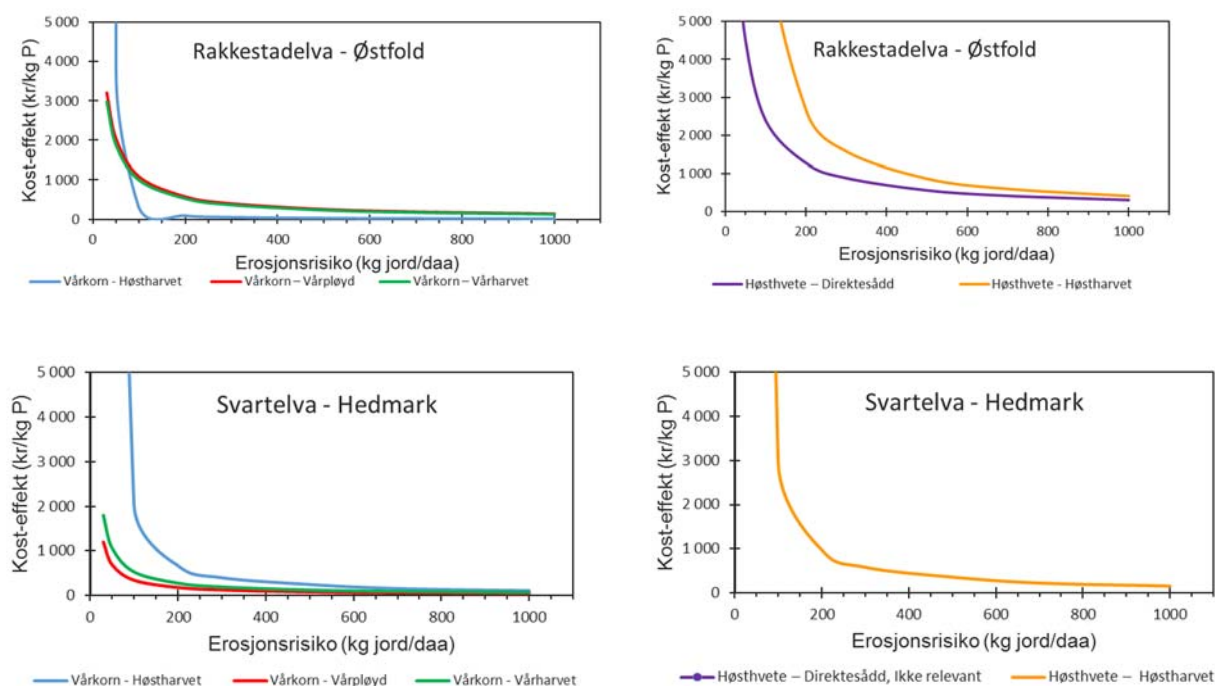
Tabell 5.2 Kostnader for hydrotekniske- og økologiske rensetiltak og effekter på nitrogen, fosfor og jordtap.

Tiltak/Målområde	Kostnader	Nitrogen	Fosfor	Jordtap
	Kr/dekar*	Effekt kg/daa**		
<b>Hydroteknikk og økologiske rensetiltak - SMIL</b>				
<b>Hydrotekniske tiltak</b>	Stor variasjon i kostnader	0	++	+++
<b>Drenering</b>	4 000 - 15 000 kr/daa	-/+	+	++
<b>Fangdammer</b>	7 – 16 kr/m <sup>2</sup>	+	+++	+++
<b>Gjødslingstiltak (se kap. 4.6)</b>		+++	+++	0

\* Negativ kostnad betyr økonomisk positiv verdi. \*\*beregninger for fangdammer basert på Fosforeffekt-kalkulator ([www.webgis.no/Peffekt](http://www.webgis.no/Peffekt))

## 5.1 Endret jordarbeiding

I figur 5.2 er det vist eksempler på kost-effekt av endret jordarbeiding for Rakkestad vannområde i Østfold, og Svartelva vannområde i Hedmark. I Østfold er kostnadene i erosjonsklasse 3 og 4 (erosjonsrisiko > 200 kg jord/daa) beregnet til mindre enn 600 kr per kg fosfor for alle jordarbeidingstiltak i vårkorn, mens for høstkorn er beregnede kostnader opp til 2500 kr/kg fosfor i erosjonsklasse 3 og 4. Det samme gjelder for de andre undersøkte områder i Østfold. I Svartelva i Hedmark dyrkes det primært vårkorn og kostnadene er lavere enn 700 kr/kg fosfor i erosjonsklasse 3 og 4 om en slutter å pløye om høsten. Tilsvarende resultater for andre vannområder kan hentes fra kalkulatoren.



Figur 5.2. Kost-effekt i kr/kg fosfor (P) for vårkorn og høstkorn i Rakkestadelta i Østfold og Svartelva i Hedmark.

## 5.2 Grasdekte buffersoner langs vassdrag

Det er stor variasjon i kost-effekt av grasdekte buffersoner. Resultatene her viser effekt på rensing av overflateavrenning fra jordbruksarealer, mens øvrige effekter av grasdekte buffersoner, som bl.a. betydning for biomangfold, ikke er tatt med i beregningene.

Kostnadene ved grasdekte buffersoner er beregnet på bakgrunn av endring i dekningsbidrag for arealet. Det er i kalkulatoren lagt inn tre valg for utnyttelse av grasproduksjonen i buffersonen: høy til hestefôr, rundballer til storfe eller ingen bruk (avlingen slås likevel en gang pr år).

Beregningene viser at:

- Effekten er størst der erosjonsrisiko i nedbørfeltet er størst
- Kost-effekt av grasdekte buffersoner er avhengig av om det er avsetning på graset
- Grasdekte buffersoner med avsetning av hestehøy gir høyere inntekt for bonden sammenlignet med vârkorn
- Kost-effekt av grasdekte buffersoner er mindre enn 2000 kr/kg fosfor for nedbørfelt i erosjonsklasse 3 og 4 (når nedbørfeltarealene høstpløyes og uten avsetning for graset)

## 5.3 Fangdammer

Effekten av fangdammene avhenger av hvor mye fosfor som tilføres fangdammen og jo mindre fosfor som tilføres, desto mindre fosfor fjernes. Kostnader ved fangdammer er beregnet på bakgrunn av anleggs- og vedlikeholdskostnader, mens effekten av tiltaket er beregnet som endring i tilbakeholdt fosfor i fangdammen. I Norge anbefales det at arealet på fangdammen bør være minst 0,1 % av nedbørfeltets areal.

Beregningene viser at:

- Når erosjonsrisikoen og tilførslene er store, ligger kostnadene på mellom 40 og 80 kr/kg fosfor.
- Ved lav erosjonsrisiko (ER klasse 1) i nedbørfeltet er kostnadene over 1000 kr/kg fosfor.

## 5.4 Gjødsling

Normene for fosforgjødsling i landbruket er satt av hensyn til både avling og miljø. På grunnlag av forsøksresultater er normene satt slik at det ikke skal bli avlingstap og tapt fortjeneste ved å gjødsla etter norm, men samtidig minimere risikoen for fosfortap. Normene angir at det ikke skal tilføres fosfor til korn, oljevekster og gras når jordas fosforstatus er over P-AL 14, og at det ved fosforstatus P-AL mellom 5 og 7 P-AL, skal tilføres fosfor i en mengde som erstatter det som fjernes med avlingen. Det kan være ekstra kostnader forbundet med å skaffe fosforfri gjødsla for arealer med høy fosforstatus (slik gjødsla som ikke inneholder fosfor, men fortsatt flere ulike næringsstoffer må per i dag importeres og er derfor dyrere enn fosforholdig fullgjødsla).

Kostnadene ved å utelate fosfor i områder med husdyrgjødsla kan være store dersom det ikke er arealer der husdyrgjødslen kan spres. Da må en finne andre avsetningsmuligheter for gjødslen eller evt. frakte den over store avstander.

I den nettbaserte kost-effekt- kalkulatoren kan en beregne kost-effekt av endret fosforstatus i jorda, mens kost-effekt av redusert fosforgjødsla er ikke er inkludert.



## 5.5 Fangvekster og drenering

Det er gitt et anslag på kostnadene ved etablering av fangvekster ut fra en vurdering av mulige utgifter og ulemper. Effekten av fangvekst er i hovedsak knyttet til effekten på nitrogen- og jordtap, mens effekten av fangvekster på fosfortap varierer mye og er vanskelig å tallfeste. Fangvekster har god kostnadseffektivitet når det gjelder å redusere nitrogentap, særlig på sandjord (Aronson m.fl., 2016).

Kostnadene ved drenering varierer i følge Hauge m.fl. (2011) mellom om lag 2000 og 15000 kr/daa. I tillegg forventes det en avlingsøkning som følge av grøftingen og dersom investeringen skal være lønnsom bør inntektene over lang tid være høyere enn utgiftene. Grøfting er i første rekke et tiltak for økt avling, men har også effekt på næringsstoffavrenning. Grøfting kan gi mindre overflateavrenning og føre til reduserte jord- og fosfortap. Det er jord- og fosfortap med overflateavrenning som er vurdert i tabell 5.2. Reduksjonen i fosfortap er ikke kvantifisert.

## 5.6 Oppsummering kostnadseffektivitet

Vannmiljøtiltak i jordbruket har stor variasjon i kostnadseffektivitet, men tiltakene kan gi god effekt til lave kostnader om det rette tiltaket blir iverksatt på de rette arealer i vannområdene. Valg av tiltak krever informasjon om en rekke forhold; som lokal kunnskap om topografi, landskap, hvilke kilder det er til f. eks fosforavrenning, vannkvalitet i resipienten og type jordbruksdrift i området. I tillegg bør mål for vannkvalitet og behov for avlastning (rensekraft) være avdekket. Tiltakene bør rangeres etter kostnadseffektivitet for hvert vannområde, hvor tiltaket med høyest kostnadseffektivitet benyttes først. Gjennomføring av tiltak kan være begrenset i forhold til tilgang på aktuelle arealer og derfor må de mest kostnadseffektive tiltakene følges opp også med andre tiltak når det er et stort avlastningsbehov i de aktuelle områder. De aller fleste vannmiljøtiltak er mulig å kombinere.

Endret jordarbeiding er et av de mest kostnadseffektive av tiltakene, når det gjennomføres på arealer med høy erosjonsrisiko. Det har dessuten positiv effekt på både redusert fosfor, nitrogen og jordtap. Erosjonsrisikokartene er til stor hjelp for å identifisere arealer som gir høy kostnadseffektivitet, og resultatene våre viser at virkemidlene absolutt bør differensieres i forhold til erosjonsrisiko, slik det i stor grad gjøres i dagens RMP-ordning.

De foreslåtte gjødslingstiltakene er basert på at de ikke skal gi avlingsreduksjon. Bruk av fosforfri mineralgjødsel på arealer med meget høy fosforstatus (P-AL) har ikke gitt avlingsnedgang i forsøk gjennomført de siste årene. Nitrogengjødsling etter norm på bakgrunn av middelavling forventes heller ikke å gi avlingsnedgang.

Grasdekte buffersoner har normalt noe lavere kostnadseffektivitet, målt i kr per redusert kg fosfor, men gir i tillegg noen positive tilleggseffekter som økt biologisk mangfold. Effekten til grasdekte buffersoner er også i stor grad avhengig av erosjonsrisikoen. Fangdammer har ofte stor effekt, men har også høye kostnader ved etablering og vedlikehold. Men samtidig gir den et bidrag til økt biologisk mangfold og plante- og dyreliv.

Generelt gjelder det at kostnadseffektiviteten av vannmiljøtiltak er vurdert for forbedret vannkvalitet som f.eks. redusert erosjon eller redusert fosforavrenning. Effekt på andre miljøtema /økosystemtjenester er ikke inkludert. Det er opplagt noen slike synergier men slik virkemidler er utformet med målretting for bedre vannkvalitet- så vurderes ikke effekter på andre miljøtema.

# 6 Metode for samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket

## 6.1 Hovedtyper av samfunnsøkonomisk analyser

En samfunnsøkonomisk analyse innebærer å vurdere i hvilken grad tiltak endrer velferden i samfunnet som helhet. En samfunnsøkonomisk analyse brukes ofte som beslutningsstøtte og til å konsekvensvurdere offentlige tiltak. Det er i hovedsak tre metoder for samfunnsøkonomisk analyse (Finansdepartementet, 2005):

- **Nytte-kostnadsanalyse** – systematisk kartlegging av kostnader og nyttevirksomheter målt i pengeverdier
- **Kostnadseffektivitetsanalyse** – systematisk verdsetting av kostnader ved ulike alternative tiltak for å nå et oppgitt mål (for eksempel miljøstandard i vassdrag)
- **Kostnads-virkningsanalyse** – kartlegging av kostnader for ulike tiltak rettet mot samme problem, men hvor tiltakene har noe ulike effekter

Både nytte-kostnad- og kostnadseffektivitetsanalyse gir muligheter for rangering av tiltak for å nå et oppgitt mål, mens en kostnads-virkningsanalyse ikke gir sammenligningsgrunnlag for en direkte rangering av ulike tiltak. Til dette kreves at det gjennomføres en nytte-kostnadsanalyse hvor alle effekter blir omgjort til en sammenlignbar størrelse, som kroneverdi. En nytte-kostnadsanalyse inneholder en systematisk kartlegging og sammenstilling av virkninger av tiltakene, og skal i prinsippet omfatte alle kostnader og verdier som skapes for samfunnet i hele levetiden til tiltaket.

En samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket krever dermed analyser som omfatter mer enn kostnader og inntekter for gårdsbedrifter og landbruket. Analysen må også ta hensyn til de personer, aktører og økosystemer som blir direkte eller indirekte påvirket av vannmiljøtiltak i jordbruket.

Økosystemtjenester omfatter alle goder og tjenester som naturen gir mennesker og ved å verdsette disse er det mulig å si noe om nytten av et tiltak, f.eks tiltak som påvirker blant annet vannkvalitet. Verdsetting av miljøgoder og økosystemtjenester gir spesielle utfordringer i samfunnsøkonomiske analyser, da de ofte ikke verdsettes i markedet og dermed ikke har en lett tilgjengelig pris. I tillegg er økosystemtjenester del av komplekse biologiske prosesser med egne utfordringer for kvantifisering. Samfunnsøkonomiske analyser skal gjengi virkninger av tiltak i kronebeløp kun «*der det er mulig og gir meningsfull informasjon*» (NOU 2013, s 234).

I NOU 2013:10 «Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester» er hovedelementene i en samfunnsøkonomisk analyse beskrevet, med utgangspunkt i NOU 2012:16 «Samfunnsøkonomiske analyser». En samfunnsøkonomisk analyse tar utgangspunkt i 1) et problemområde som ønskes å løses. Videre 2) blir det aktuelle tiltak beskrevet, etterfulgt av 3) identifisering og beskrivelse av alle virkninger (både kostnader og nytteverdier) av de aktuelle tiltakene. Siste trinn av en samfunnsøkonomisk analyse er å 4) gjøre en sammenstilling og vurdering av resultatene (NOU 2013).

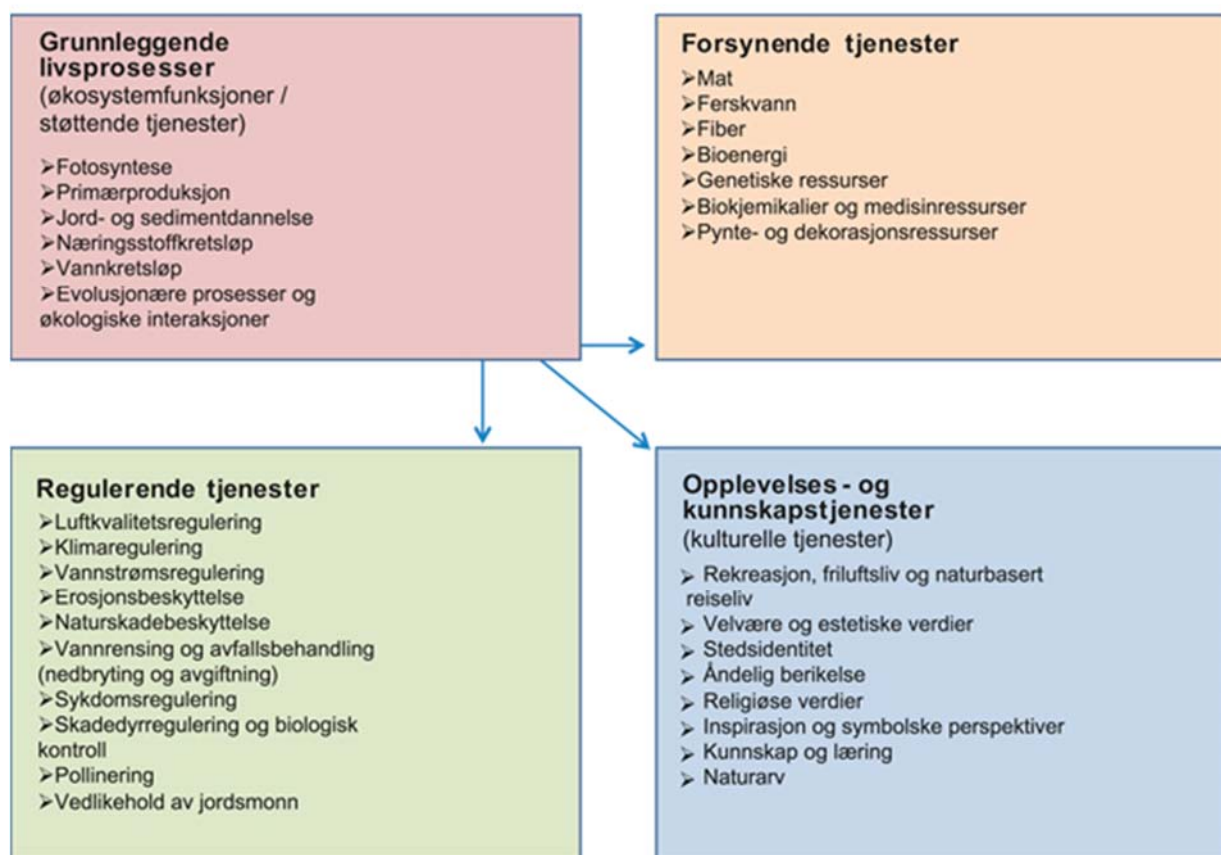
Vannmiljøtiltak i jordbruket har som hovedhensikt å forbedre vannkvaliteten til vassdrag. Vannets kvalitet er av stor betydning for økosystemene som vassdraget er en del av, samtidig kan vannmiljøtiltak ha effekter utover det å rense og hindre at næringsstoffer og jordpartikler kommer på avveie. For å kunne analysere den samfunnsøkonomiske betydningen av vannmiljøtiltak er det nødvendig å identifisere, kartlegge og verdsette dette økosystemet og de tjenestene/funksjonene som økosystemet har for menneskelig aktivitet. Denne økosystemtjenestetilnæringsingen kan kombineres

med beregninger av kostnader og effekter av vannmiljøtiltakene for en helhetlig vurdering av samfunnsnyttene av tiltakene.

Både problemområdet (punkt 1) og vannmiljøtiltakene (punkt 2) er tidligere godt beskrevet. I tillegg er kostnadseffektiviteten beregnet, målt i kr per redusert kg fosfor. Kostnadseffektiviteten beskriver derimot ikke hvilken verdi vannmiljøtiltak kan ha for samfunnet, målt i kroneverdier. I de følgende underkapitlene tar vi for oss punkt 3 ovenfor, hvor vi gjengir metoder for hvordan identifisering, beskrivelser og beregninger av kostnader og nytteverdier kan gjøres i en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket. Kapittelet avsluttes med en sammenstilling av indikatorer på økosystemtjenester som potensielt blir påvirket av tiltakene, både positivt og negativt.

## 6.2 Kategorisering og identifisering av økosystemtjenester

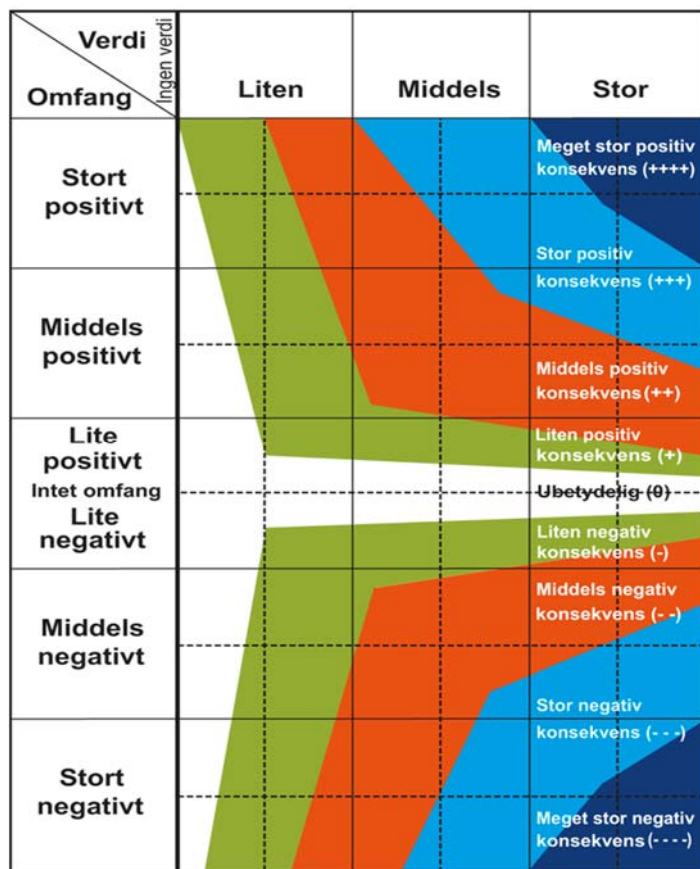
Det finnes flere alternative måter å kategorisere økosystemtjenester. EUs arbeidsgruppe for økosystemvurderinger og økosystemtjenester (MAES) har lenge arbeidet med å utarbeide et felles verktøy for identifisering, klassifisering og verdsetting av økosystemtjenester. De mest brukte metodene er basert på FNs globale økosystemstudie i 2005 Millenium Ecosystem Classification (MA), prosjektet The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) eller The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). De ulike måtene å kategorisere økosystemtjenester på dekker i store trekk de samme tjenestene, men har noe ulikt fokus. CICES retter seg i større grad inn på menneskelig adferd enn MA. MA har en styrke i å beskrive de mange typer tjenester vi får fra naturen, men har vist seg å være mindre egnet til verdsetting og til miljøregnskap. I mange land har det blitt utviklet en landspesifikk kategorisering av økosystemtjenester med bakgrunn i hva som er de viktigste økosystemene og bidrag til folks velferd. Figur 6.1 viser hvordan utvalget som utarbeidet NOU 2013:10 Naturens goder har valgt å kategorisere norske økosystemtjenester.



Figur 6.1. Kategorisering av norske økosystemtjenester (NOU 2013:10).

### 6.3 Verdsetting av økosystemtjenester

Verdsetting av økosystemtjenester er viktig for å kunne illustrere, sammenligne og ta beslutninger som berører økosystemer. Markedspriser er godt egnet til å verdsette goder og tjenester, men ofte blir ikke økosystemtjenester vurdert i markedet. Samtidig er det av og til forhold som gjør at en kvantitativ monetær verdsetting ikke er mulig eller gir god informasjon. Naturens egenverdi er et eksempel som kan være vanskelig å sette et kronebeløp på. Det finnes metoder for å beskrive verdier kvalitativt eller med bruk av kvantitative størrelser uten pengeverdier. Figur 6.2 viser et eksempel på en konsekvensmatrise hvor ikke-prissatte virkninger av et tiltak beskrives utifra betydning/verdi og omfang, med tre kategorier for betydning og sju kategorier for omfang. Statens vegvesen anvender denne type matrise for å vurdere konsekvenser av tiltak på alle såkalte ikke-prissatte konsekvenser, det vil vil si miljøgoder og økosystemtjenester (Statens Vegvesen, 2018). Først vurderes (den nasjonale) betydningen/verdien av det området, miljøet eller objektet som påvirkes av et tiltak (liten- middels-, eller stor betydning). Deretter blir omfanget vurdert fra stort positivt til stort negativt. Da kan alternativene rangeres etter hvor stor negativ eller positiv konsekvens det har, målt som hhv (----) eller (++++). Med denne metoden kan aktuelle tiltak vurderes opp mot hverandre sammenlignet med et basisalternativ. Denne metoden er derimot ikke særlig godt egnet til å sammenligne med tiltak som ikke er vurdert innenfor denne konsekvensmatrisen. Det er heller ikke mange eksempler på samfunnsøkonomiske analyser hvor ikke-prissatte virkninger er veid sammen med prissatte virkninger i praksis (Magnussen m.fl., 2012). Multikriterieanalyse er en mulig metode for å sammenligne verdier som har ulike måleenheter og som NIVA har benyttet i en vurdering av vannmiljøtiltak og effekter i vannområdene Mjøsa, Øyeren og Glomma Sør (Seifert-Dähnn, 2018)

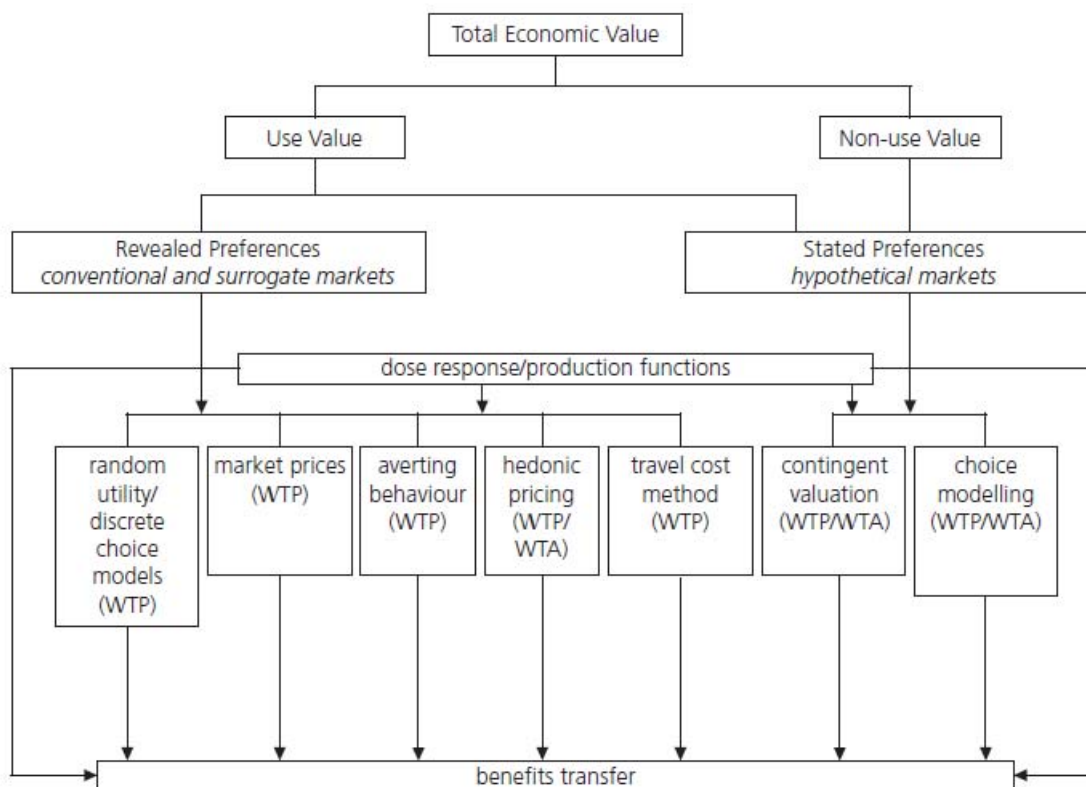


Figur 6.2 Konsekvensmatrise, verdi (betydning) og omfang

Kilde: NOU (2013)

For å finne en prissatt virkning av et tiltak, er det i hovedsak tre hovedkategorier av økonomiske verdsettelsesmetoder, som alle tar utgangspunkt i en markedsbasert tilnærming hvor befolkningens betalingsvillighet blir målt enten direkte i faktiske markeder, eller blir avslørt eller oppgitt gjennom konstruering av parallelle eller hypotetiske markeder. Figur 6.3 viser en oversikt over mulige verdsettelsesmetoder, avhengig av om det inndeles i bruks- eller ikke-bruksverdier.

Analyse av parallelle markeder kan for eksempel være å se på eiendomssprisene rundt et vassdrag som måleenhet på folks betalingsvillighet for god vannkvalitet, eller hvor langt folk reiser til et spesielt sted for å oppleve en sjø med god vannkvalitet. Denne metoden avdekker faktiske preferanser. Ved å konstruere hypotetiske markeder, blir folk bedt om å oppgi deres preferanser i et tenkt tilfelle, for eksempel hvor mye de hadde vært villig til å betale for å få bedre badevann, eller unngå en situasjon med dårligere vannkvalitet. Verdsettelsesmetodene for å måle betalingsvillighet gjennom hypotetiske markeder er ofte ressurskrevende å gjennomføre. Et unntak er bruk av metoden 'benefit transfer' (se for eksempel Navrud og Ready (2007), Johnston m.fl. (2015); Lamprinakis m.fl. (2017)) hvor en verdsettelsesstudie fra ett geografisk område anvendes på et annet analyseområde som har mange av de samme karakteristikene og kan sammenlignes (se figur 6.3). I en samfunnsøkonomisk analyse vil det være nødvendig å kombinere flere ulike metoder for å avdekke den totale økonomiske verdien. Videre vil det også være hensiktsmessig å bruke en kombinasjon av kvantitative og kvalitative metoder for datainnsamling («mixed method approach» (Creswell og Clark, 2007), hvor informasjon gitt i intervjuer av både fagpersoner og berørte aktører blir kombinert med data fra spørreundersøkelser og dokumentanalyser.



Figur 6.3 Oversikt over samfunnsøkonomisk analyse ved bruk av ulike økonomiske verdsettelsesmetoder for konsekvenser av tiltak Kilde: Defra (2007).

## 6.4 Oversikt over økosystemtjenester påvirket av vannmiljøtiltak i jordbruket

Tabell 6.1 viser eksempel på hvordan RMP - og SMIL vannmiljøtiltak kan vurderes også for andre økosystemtjenester. Det er valgt å dele inn i de fire hovedkategoriene; materielle, kulturelle, regulerende og støttefunksjoner. Hver av disse hovedkategoriene kan deles inn i flere undertema. I tabellen er det vist inndeling med noen få undertema, hovedsakelig to. I en fremtidig analyse må det vurderes hvilke hovedtema og undertema som ønskes analysert. Da kan en også vurdere å inkludere andre tiltak enn de som her er illustrert hovedsakelig ved RMP og SMIL ordningene.

I tabellen er det angitt om det er positive eller negative effekter, men ikke grad av effekt. Tabellen er delvis basert effekter angitt i rapporten om Synergier av miljø og klimatiltak (Øygarden og Bechmann, 2017). Det vises til denne rapporten for detaljer om effekter. Noen kommentarer til tabell 6.1:

**Effekter på drikkevann:** Synergirapporten (Øygarden og Bechmann, 2017) har vurdert effekter for drikkevann inndelt i nitrogen, fosfor, partikler og pesticider. I tabell 6.1 er det for arealtiltak effekt av reduserte partikler i vann som er illustrert og likeledes effekt av redusert erosjon (partikler) på de ulike økosystemtjenester. I en analyse av drikkevann, kan en inkludere flere av kvalitetselementene.

**Flomdempende:** For flom kan tiltak være flomdempende (redusere flomstørrelse) eller tiltak kan sette arealer i stand til å tåle oversvømmelse uten erosjonsskader. I tabellen er det valgt å illustrere den flomdempende effekten (der fangdammer kan ha positiv effekt og drenering negativ effekt).

**Klimaeffekter** kan deles inn i reduserte klimagassutslipp (flere gasser), binding av karbon i jord og tilpasning til endret klima. I tabellen er det effekt på reduserte utslipp av klimagasser som inngår – hovedsakelig vurdert for lystgass (påvirket av gjødsling og drenering). Grasdekte arealer kan bidra til mer karbonbinding sammenlignet med åpen- åker- arealer, men i tabellen er det utslipp som er illustrert. I en større analyse kan flere undertema inkluderes.

**Kulturelle tjenester** er inndelt i rekreasjon i ferskvann og rekreasjon i kulturlandskapet. Her er det vurdert at tiltak som eks redusert erosjon gir bedre vannkvalitet som påvirker almenhetens bruk av vannet til rekreasjon. Samtidig kan tiltak som eks arealer i stubb , eller fangdammer påvirke rekreasjon og bruken av arealene. Inndelingen illustrerer at verdi av rekreasjon kan være ulik for vann og for arealbruk.

**Biologisk mangfold** inkludere flere tema, men er ikke spesifisert i tabellen. Arealtiltak som grasdekte områder kan bidra positivt som leveområder for vilt for jakt og mat samt som habitat og korridor for bla. pollinerende insekter. Tiltak som gir god vannkvalitet kan påvirke fisk og krepsdyr som igjen også kan gi opplevelser, rekreasjon og mat.

**Kantvegetasjon:** I tabellen er det flere «grastiltak» som grasdekte vannveier, grasdekte buffersoner og andre grasdekte arealer (beskrivelser og vilkår i de ulike RMP, se eks Blankenberg m.fl (2017). Det kan også være innslag av trær og busker i buffersoner. I tillegg til buffersoner kan det være en kantsoner mot bekk som kan ha både tre og buskvegetasjon. Slike kantsoner kan gå over i grasdekte buffersoner eller være etablert uten grasdekte buffersoner. I Tabell 6.1 er det effekten av kantsoner med trær som er vurdert og sammenlignet med grasdekte buffersoner bidrar de positivt til karbonlagring i den stående biomassen. Eksempel på beskrivelse og effekter av kantsoner er gitt av Skarbøvik m.fl (2018).

Tabell 6. 1 Oversikt over økosystemtjenester påvirket av vannmiljøtiltak i jordbruket

Indikator	Potensiell påvirkning av vannmiljøtiltak i jordbruket på økosystemtjenester								
	Forsynende tjenester		Kulturelle tjenester			Regulerende tjenester		Støttefunksjoner	
	Drikkevann	Mat og fôr	Badevann	Rekreasjon i ferskvann	Rekreasjon i kulturlandskap	Erosjonskontroll	Flomdempende	Reduksjon i klimagassutslipp	Biologisk mangfold
	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter	Effekter
<b>Arealtiltak - RMP</b>									
Ingen/utsatt jordarbeiding sammenlignet med høstpløying	+	-	+	+	+	+	0	0	+
Direktesådd høstkorn versus høstpløying	+	-	+	+	0	+	0	0	+
Fangvekster i tillegg til utsatt jordarbeiding	+	-	+	+	+	+	0	0	+
Grasdekte vannveier	+	-	+	+	0	+	0	0	+
Grasdekt buffersone	+	-	+	+	+	+	(+)	0	+
Andre grasdekte arealer	+	-	+	+	+	+	+	0	+
<b>Hydroteknikk og økologiske rensetiltak - SMIL</b>									
Hydrotekniske tiltak	+	+	+	+	0	+	-	0	0
Drenering	+	+	+	+	0	+	-	+/0	0
Fangdammer etc.	+	+	+	+	+	0	+	0	+
Kantvegetasjon	+	0	+	+	+	+	+	+	+
Gjødslingstiltak	+	0	+	+	0	0	0	+	0

Effekt indikert med (+) i tabellen betyr at tjenesten øker i mengde og/eller kvalitet. Effekt indikert med (-) i tabellen betyr at tjenesten reduseres i mengde og/eller kvalitet. Det er ikke angitt grad av effekt (antall + og -), men bare om det er en positiv eller negativ effekt. Effekt indikert med (0) i tabellen angir at det ikke forventes at vanntiltak påvirker tjenesten i noen grad.

## 6.5 Databehov for en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak i jordbruket

Datagrunnlaget for en samfunnsøkonomisk analyse av vannmiljøtiltak vil bestå av data som lett tilgjengelige markedspriser og data som kreves et omfattende arbeid for å innhente eller beregne. Nedenfor har vi tatt utgangspunkt i de økosystemtjenestene som er skissert i kapittel 6.4 og tabell 6.1 og det er gitt en oversikt (tabell 6.2) over hvilke datakilder som kan brukes til å verdsette økosystemtjenester som blir påvirket, eventuelt verdien av konsekvensen av iverksetting av tiltak. Merk at på samme måte som for tabell 6.1, er ikke denne oversikten fullstendig. Den er ment å gi eksempler på økosystemtjenester som blir påvirket og databehov som kreves for analyse av dem. I tillegg kan disse tjenestene ha flere funksjoner som gjør at de bidrar på flere typer økosystemtjenester. Vår tilnærming er å størst mulig grad finne en kroneverdi på konsekvensene for økosystemtjenestene, men det vil være tilfeller hvor dette ikke er hensiktsmessig eller fornuftig. Da vil dette kunne bli vurdert utfra en konsekvensmatrise (se figur 6.2).

Tabell 6.2. Oversikt over ulike økosystemtjenester og databehov for samfunnsøkonomisk analyse.

Økosystemtjeneste	Data behov
Verdien av forbedret drikkevann	Innhente markedspris for renskostnader for vann fra lokale vannverk. Vurdere fremtidig betydning av rent drikkevann Innhente markedspris på matproduksjon
Verdien av redusert mat- og fôrproduksjon	Innhente markedspris på matproduksjon og matprodukter Bruke foretaksøkonomiske kostnadsberegninger for vannmiljøtiltak (kapittel 3). Vurdere ringvirkninger for matproduksjon og jordbruket på mellomlang sikt
Data for verdien av forbedret badevann	Vurdere inntektspotensial tilknyttet badevann – camping og kioskdirift mv. Bruk av hypotetiske/parallele markeder - verdsettelsesmetoder (se kap 6.3)
Verdien av rekreasjon i ferskvann	Vurdere inntektspotensial tilknyttet rekreasjon i ferskvann – camping, utleie av utstyr mv. Bruk av hypotetiske/parallele markeder verdsettelsesmetoder (se kap 6.3)
Verdien av rekreasjon i kulturlandskap	Vurdere inntektspotensial tilknyttet rekreasjon i kulturlandskap Bruk av hypotetiske/parallele markeder - verdsettelsesmetoder (se kap 6.3)
Erosjonskontroll	Bruk av kost-nyttevurderingene for reduksjon i fosfor, nitrogen og jord (kapittel 5)
Flomdemping	Innhente kostnadsvurderinger for konsekvenser av flom
Reduksjon i klimagassutslipp	Bruke eksisterende vurderinger av kostnader ved klimagassutslipp Bruk av hypotetiske/parallele markeder - verdsettelsesmetoder (se kap 6.3)
Biomangfold	Bruk av hypotetiske/parallele markeder - verdsettelsesmetoder (se kap 6.3)



## 6.6 Oppsummering og anbefalinger

Det er behov for mer dokumentasjon og forskning på konsekvenser av miljøtiltak i jordbruket. Det finnes oppdatert kunnskap om kostnader og effekter av ulike jordarbeidingsmetoder, men dette er ikke tilfelle for alle typer miljøtiltak, verken for kostnader, effekter eller samfunnsøkonomisk nytte. Det er særlig behov for mer dokumentasjon når en skal gjøre analyser for ulike geografiske områder som vannområder i hele landet.

Det er viktig at miljøtiltakene i jordbruket blir vurdert i en samfunnsøkonomisk analyse hvor både konsekvensene av tiltakene og eventuelt fravær av tiltak blir vurdert utfra de konsekvensene dette får for økosystemtjenester. Vi har gjennom å bruke økosystemtjenester som utgangspunkt, vist at vannmiljøtiltak kan ha konsekvenser på andre områder enn det som er umiddelbart er kjent og tilsiktet. Det er videre nødvendig at en samfunnsøkonomisk analyse gjøres innenfor et geografisk område som dekker problemområdet og samtidig er tilpasset de forholdene som er rådende i det aktuelle vannområdet. Våre kostnads- og effektberegninger viser at tiltakene har varierende kostnadseffektivitet i ulike vannområder, og det er naturlig å tro at en slik variasjon også vil være tilstede ved en utvidet samfunnsøkonomisk analyse. Regionale faktorer som befolkningsmengde og – tetthet rundt vannområdet er for eksempel avgjørende for verdien av (fravær av) tiltak.

En sentral del av den samfunnsøkonomiske analysen vil være å finne priser som kan brukes til å beregne verdi og konsekvensene av et tiltak. For miljøgoder og økosystemtjenester finnes det ikke en tilgjengelig pris i et marked som speiler verdien. Da må andre metoder brukes. Statens vegvesen har i sin håndbok for konsekvensanalyser valgt å bruke en matrise etter i hvor stor grad et problemområde er av verdi i et nasjonalt perspektiv og områdets påvirkning av tiltak, sammenlignet med en referanseverdi. Denne metoden er nyttig når det ikke gir mening å bruke verdsettingsmetoder som kan sette en kroneverdi for et område og tiltak. Vi foreslår at det for hver enkelt økosystemtjeneste vurderes om det er mulig og fornuftig å anvende økonomiske verdsettingsmetoder for å avdekke en kroneverdi, som dermed er direkte sammenlignbar for alle andre tiltak med konsekvenser som har en kroneverdi. Metoden tar da utgangspunkt i ulike typer økosystemtjenester og gir et godt grunnlag for å avdekke miljøgodenes verdi, både naturen egenverdi og for menneskelig aktivitet.

En slik analyse vil kreve kompetanse fra flere fagmiljøer; naturvitenskapelig fagområder for å avdekke problemets og de ulike tiltakenes påvirkning på økosystemer og (miljø- og samfunns-) økonomi for å gjøre en verdsetting av økosystemtjenestene og konsekvensene av tiltak eller problem. Både identifisering og versetting av økosystemtjenester krever forståelse og samarbeid på tvers av fagdisipliner. I dette oppdraget er det ikke gjort vurdering og sammenstilling av hvilke fagmiljø og institutter som kan bidra med kunnskap til en samfunnsøkonomisk analyse og heller ikke oversikt over konkrete gjennomførte analyser - som kan bidra i dette arbeidet. Det er identifisering av databehov som er vurdert. NIBIO har kompetanse innenfor disse områdene, samtidig er det flere fagmiljøer i Norge som kan bidra i et slik arbeid. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Statistisk sentralbyrå (SSB) og MENON er eksempler på institusjoner som har kompetanse og data på relevante områder for en samfunnsøkonomisk analyse.

Det foreslås å gjennomføre en workshop der ulike fagmiljøer inviteres til å presentere sin kompetanse og analyser av økosystemtjenester og for videre diskusjon av hvordan analyser av samfunnsnytte av vannmiljøtiltak kan gjennomføres.

# Referanser

- Aronssen, H., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Liu, J., Øgaard, A.F., Känkänen, H., Ulén, B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *J. of soil and water conservation* vol. 71, no. 1, 41-55.
- Budsjettnemnda for jordbruket (2017). Totalkalkylen for jordbruket - Jordbrukets totalregnskap 2015 og 2016 Budsjett 2017. Avgitt august 2017.
- Bechmann, M., Øgaard, A.F., Veidal, A. Unpubl. Fosforgjødsling på arealer med meget høye fosfortall. NIBIO rapport (in prep.).
- Bechmann, M., Starkloff, T., Kværnø, S., Eklo, O.M., Tveiti G. 2017. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2016–2017 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. 2017. NIBIO Rapport 3/148/2017 47 s.
- Bechmann, M., Prestvik, A., Morken, J., Nesheim, L. og Grønlund, A. 2016. Gjødselfareforskriften Evaluering av forslag til krav i gjødselfareforskriften for å redusere klimagassutslipp, ammoniakktap og nitrogenavrenning fra jordbruket. NIBIO Rapport 2/133/2016 57 s.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. og Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap. Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. Bioforsk Rapport 6/2011. 73 s.
- Braskerud. 2001. Sedimentation in Small Constructed Wetlands. Doctor Scientiarum Theses 2001:10. Agricultural University of Norway. ISBN 82-575-0458-0. 146 s.
- Creswell, J.W. and Clark, V.L.P. (2007). *Designing and Conducting Mixed Methods Research*. Wiley Online Library
- Defra (2007). *An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services*. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. Report number: PB12852. 66s.
- Hauge, A., Blankenberg, A.-G., Hanserud, O. S. 2008. Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL. Bioforsk rapport 3(140) 2008. 43 s
- Hauge, A., Kværnø, S., Hovland, I., Stornes, O.K., Deelstra, J. og Bechmann, M. 2011. Dreneringsbehov i norsk landbruk – økonomi i grøftingen. Bioforsk Rapport 6(128) 2011. 48 s.
- Johnston, R. J., Rosenberger, R. S., Rolfe, J., and Brouwer, R. (2015). *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners*. Dordrecht, Springer Netherlands.
- Kværnø, S. og Bechmann, M. 2014. Presentasjon for PURA vannområde. PPT.
- Kværnø, S. og Bechmann, M. 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. Sammenstilling av resultater fra rutefelter og småfelter i Norge. 2010. Bioforsk Rapport 5(30)/2010. 76 s.
- Lamprinakis, L., Rodriguez, D. G. P. Prestvik, A. S., Veidal, A. and Klimek, B. (2017). A Mixed Methods Approach Towards Mapping and Economic Valuation of the Divici-Pojejena Wetland Ecosystem Services in Romania. *Proceedings in System Dynamics and Innovation in Food Networks*, 2017, s.31-46.
- Lemola, R & Turtola, E. 2000. Undersowing Italian rygrass diminishes nitrogen leaching from spring barley. 2000. *Agricultural and food science in Finland*. Vol 9 (2000):201-215.
- Magnussen, K., Lindhjem, H. og Navrud, S. Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser? Rapport for Kystverket utarbeidet av Vista Analyse og SWECO. Rapport nr 2012/09.

- Navrud, S., & Ready, R. C. (Eds.). (2007). Environmental value transfer: issues and methods. Dordrecht: Springer. 290s
- NOU 2013:10. Naturens goder – om verdien av økosystemtjenester. 2013. Norsk offentlig utredning. ISBN 978-82-583-1181-9. 431s.
- Refsgaard, K. & Bechmann, M. 2016. M. Cost-effectiveness of tillage methods to reduce phosphorus loss from agricultural land. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59:9, 1560-1579, DOI: 10.1080/09640568.2015.1082902
- Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A. G., Kvakkestad, V., Kristoffersen, A., Veidal, A. 2013. Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Norge. Kost-effekt vurderinger. 2013. NILF-rapport;2013-3, Research report, 2013
- Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A. G., Skøien, S., Veidal, A. 2010. Kostnadseffektivitet for tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Østfold og Akershus. NILF Rapport; 2010-2, Research report, 2010-04. 89 s.
- Seifert-Dähnn, I. (2018). Kostnadsrapportering, nyttevurdering og verktøy for prioritering av tiltak i vannforvaltningsplanarbeidet i vannregion Glomma. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 7228-2018, 32s.
- Skarbøvik, E., Martinsen, S., Blankenberg, A-G., Isdahl, C.R. 2018. Treplanting langs vann i jordbruksområde. Overlevelse av trær og grunneiers erfaringer. Våler kommune i Østfold (Vannområde Morsa). 45 s.
- Statens Vegvesen. 2018. Konsekvensanalyser. Håndbok V712. 248 s.
- Stokker, R., Walseng, B., Brittain, J., Dolmen, D. & Sloreid, S. E. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. NINA Fagrapport 034: 1-48
- TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Veidal, A. og Refsgaard, K. 2014. Økonomiske konsekvenser av landbrukstiltak i Vannområde Haldenvassdraget. NILF notat 2014-10. 60 s.
- Øgaard, A. F., Kristoffersen, A. Ø. og Bechmann, M. 2016. Utredning av forslag til forskriftskrav om tillatt spredemengde av fosfor i jordbruket. NIBIO Rapport 2/131/2016. 51 s.
- Øgaard, A. F., Knutsen, H., Kårstad, S., Fystro, G., Bechmann M. og Morken, J. 2014. Konsekvensvurderinger av utkast til revidert forskrift om lagring og bruk av gjødsel til landbruksformål. Bioforsk Rapport 148/2014. 60 s.
- Øgaard, A. F., Krogstad, T., Skarbøvik E. og Bechmann, M. 2012. Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning – kunnskapsstatus. VANN 03/2012. 12 s.
- Øygarden, L. og Bechmann, M. 2017. Synergier av miljøtiltak i jordbruket. Klimagassutslipp, klimatilpassing, vannforvaltning og luftforurensinger i norsk jordbruk. NIBIO Rapport 3 (51). 39 s.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.