



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Tiltaksanalyse for vannregion Glomma

Avrenning, tiltak og kostnader i landbruksområdene

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 173 | 2019



Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Marianne Bechmann, Alexander Engebretsen,
Dominika Krzeminska
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Tiltaksanalyse for vannregion Glomma. Avrenning, tiltak og kostnader i landbruksområdene.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Marianne Bechmann, Alexander Engebretsen, Dominika Krzeminska

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
13.01.2020	5/173/2019	Åpen	11287, 11365	18/01010
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02477-4	2464-1162	169	4	

OPPDRAUGSIVER/EMPLOYER:

Østfold fylkeskommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Helene Gabestad

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannkvalitet, Vanndirektivet, avrenning, erosjon, fosfor, miljømål for fosfor, leirvassdrag, avlastningsbehov, kilderegnskap, jordbruk, avløp, tiltak, kostnader, kostnadseffektivitet, matproduksjon

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jord og arealbruk, vannkvalitet

Soil and land use, water quality

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Et stort datamateriale er samlet inn og det er gjennomført mange former for beregninger for store deler av vannregion Glomma med en standardisert metodikk, for å belyse vannkvalitet og tiltak mot fosforavrenning, med hovedfokus på jordbruksareal. Følgende vannområder er inkludert: Haldenvassdraget med Enningdalselva, Glomma sør for Øyeren, Vansjø-Hobølvassdraget (Morsa), Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA), Indre Oslofjord vest, Leira-Nitelva, Øyeren, Hurdalvassdraget/ Vormå (Huvo) og deler av vannområdene Mjøsa og Glomma.

Det er samlet inn og sammenstilt data for målt nivå av fosfor for tilsammen 142 vannlokaliteter i vannområdene, både elver, bekker og innsjøer. I vanndirektivsarbeidet er det fastsatt grense mellom god og moderat tilstand for fosfor for vannforekomster og beregnet avlastningsbehov for fosfor for de samme vannlokalitetene. Analysene tyder på at et flertall av de undersøkte vannlokalitetene har målte gjennomsnittsnivåer av totalfosfor som overskrider grensen mellom god og moderat tilstand for fosfor, enten det er elver, bekker eller innsjøer.

I tiltaksanalysen er det beregnet hvor mye fosfor ulike kilder bidrar med i de 171 tiltaksområdene i regionen. Tilførsler av fosfor fra jordbruk er beregnet i modellen Agricat2, tilførsler fra spredt og kommunalt avløp er beregnet i Webgis avløp eller basert på data samlet inn fra vannområdene, og tilførsler fra skog/utmark, deponisjon på vannflater og samferdsel/bebyggelse er beregnet med koeffisienter. I grove trekk tilsier beregningene at fosfortap fra jordbruksareal dominerer i de fleste

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

tiltaksområdene, men ikke i alle. I Agricat2 er det videre beregnet effekter av en rekke tiltaksscenarier (ingen jordarbeiding om høsten, redusert fosforstatus i jord, grasdekte kantsoner i åker, grasdekte vannveier, og kombinasjoner av disse tiltakene) på fosfortap fra jordbruksareal. På vannområdeskala er det i tillegg beregnet kostnader for gårdbrukerne ved ulike jordbrukstiltak, kostnadseffektivitet av noen tiltaksscenarier, og mulige effekter på avling/matproduksjon.

Tiltaksscenariene er brukt i en analyse av hvorvidt det er et potensiale for at de ulike vannlokalitetene kan nå grensen mellom moderat og god tilstand for fosfor ved å gjennomføre disse tiltakene, sammen med avløpstiltak. Opptil flere av vannlokalitetene har ifølge disse beregningene middels til høyt potensiale for å nå grensen med definerte tiltak, noen også høyt til svært høyt potensiale, men det er også mange som har lavt eller lavt til middels potensiale, der tiltakskombinasjonen med høyest effekt ikke er tilstrekkelig og derfor bør suppleres med andre tiltak, både på jordbruksareal og mht. andre kilder. Det er stor usikkerhet knyttet til miljømål for fosfor i leirvassdragene.

Det er angitt noen risikofaktorer for hvert tiltaksområde, som koblet sammen med resultater av beregningene og lokal kunnskap kan danne grunnlag for prioritering og målretting av tiltak.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	-
STED/LOKALITET:	-

GODKJENT /APPROVED

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



EVA SKARBØVIK

SIGRUN H. KVÆRNØ



Forord

Denne rapporten er sluttproduktet av prosjektet «Avrenning, tiltak og kostnader i landbruks-områder i vannregion Glomma», tildelt NIBIO av vannregion Glomma ved Østfold fylkeskommune i juli 2018. Mål for prosjektet har vært å gi grunnlag for målretting av tiltak, og vurdering av tiltaksbehov og tiltaksomfang i vannområdene i vannregion Glomma. Prosjektet har omfattet en rekke modellberegninger og dataanalyser. Følgende personer har vært involvert i prosjektet: Sigrun H. Kværnø (prosjektleder), Stein Turtumøygard, Marianne Bechmann, Dominika Krzeminska, Alexander Engebretsen og Eva Skarbøvik (kvalitetssikrer).

Et viktig mål for dette prosjektet har vært å fremskaffe informasjon for hele vannregionen basert på en felles metodikk. Siden vannregionen både er stor og variert, vil det være helt nødvendig at våre resultater kvalitetssikres på lokalt. Av samme årsak vil analyser og anbefalinger i denne rapporten være på et overordnet/generelt nivå.

Arbeidet har vært svært tidkrevende, med behandling av et stort datamateriale. Databaser som Vannnett og Vann-miljø er ikke komplette, og feil kan derfor ha oppstått i forbindelse med bruk av slike ikke-komplette dataserier. Vi tar ikke ansvar for feil i rapporten som skyldes mangler i disse databasene. Arbeidet har også innebært behov for noe metodeutvikling, med prøving og feiling underveis.

Rapporten er kvalitetssikret i henhold til NIBIOs rutiner av avdelingsleder Eva Skarbøvik.

Ås, 13.01.20

Sigrun H. Kværnø

Innhold

1	Innledning.....	8
1.1	Bakgrunn for prosjektet.....	8
1.2	Mål for prosjektet.....	9
2	Materialer og metoder	10
2.1	Geografiske enheter	10
2.2	Målte konsentrasjoner av partikler og fosfor	14
2.3	Miljømål for fosfor.....	14
2.4	Beregning av avlastningsbehov for totalfosfor.....	17
2.5	Kilderegnskap for fosfortilførsler.....	17
2.5.1	Jord- og fosfortap fra jordbruksareal	17
2.5.2	Tilførsler av fosfor fra spredt og kommunalt avløp.....	22
2.5.3	Tilførsler av fosfor fra andre kilder/arealer.....	23
2.6	Tiltakseffekter og kostnader	23
2.6.1	Effekter av jordbrukstiltak.....	23
2.6.2	Kostnader og kostnadseffektivitet av jordbrukstiltak	24
2.6.3	Konsekvenser for matproduksjon	26
2.6.4	Tiltaksanalyse: potensiale for å oppnå miljømål for fosfor	27
3	Tiltaksanalyse for vannregion Glomma	30
3.1	Målt nivå av partikler og fosfor	30
3.2	Miljømål og avlastningsbehov for fosfor	30
3.3	Kilderegnskap for fosfor	34
3.3.1	Tilførsler fra dyrka mark, driftsår 2016	34
3.3.2	Tilførsler fra spredt og kommunalt avløp.....	38
3.3.3	Tilførsler av fosfor fra andre kilder.....	38
3.3.4	Totalt kilderegnskap	39
3.4	Gjennomførte tiltak	40
3.5	Beregnete tiltakseffekter i jordbruket	41
3.5.1	Ingen jordarbeiding om høsten, redusert gjødsling og grasdekt kantsone i åker.....	41
3.5.2	Grasdekt vannvei.....	43
3.5.3	Fangdammer	44
3.5.4	Grasstriper i åker (oppdeling av hellingslengder)	45
3.6	Andre tiltak	46
3.6.1	Fangvekster	46
3.6.2	Gjødslingsplanlegging.....	46
3.6.3	Tiltak mot avrenning fra husdyrgjødsel.....	46
3.6.4	Forebygging av jordpakking	47
3.6.5	Drenering	47
3.6.6	Hydrotekniske tiltak	47
3.6.7	Bekkeåpning og restaurering	48
3.6.8	Avløpstiltak.....	48
3.7	Kostnader og kostnadseffektivitet.....	49
3.7.1	Endret/ redusert jordarbeiding, kantsoner og redusert P-AL.....	49
3.7.2	Grasdekte vannveier	51

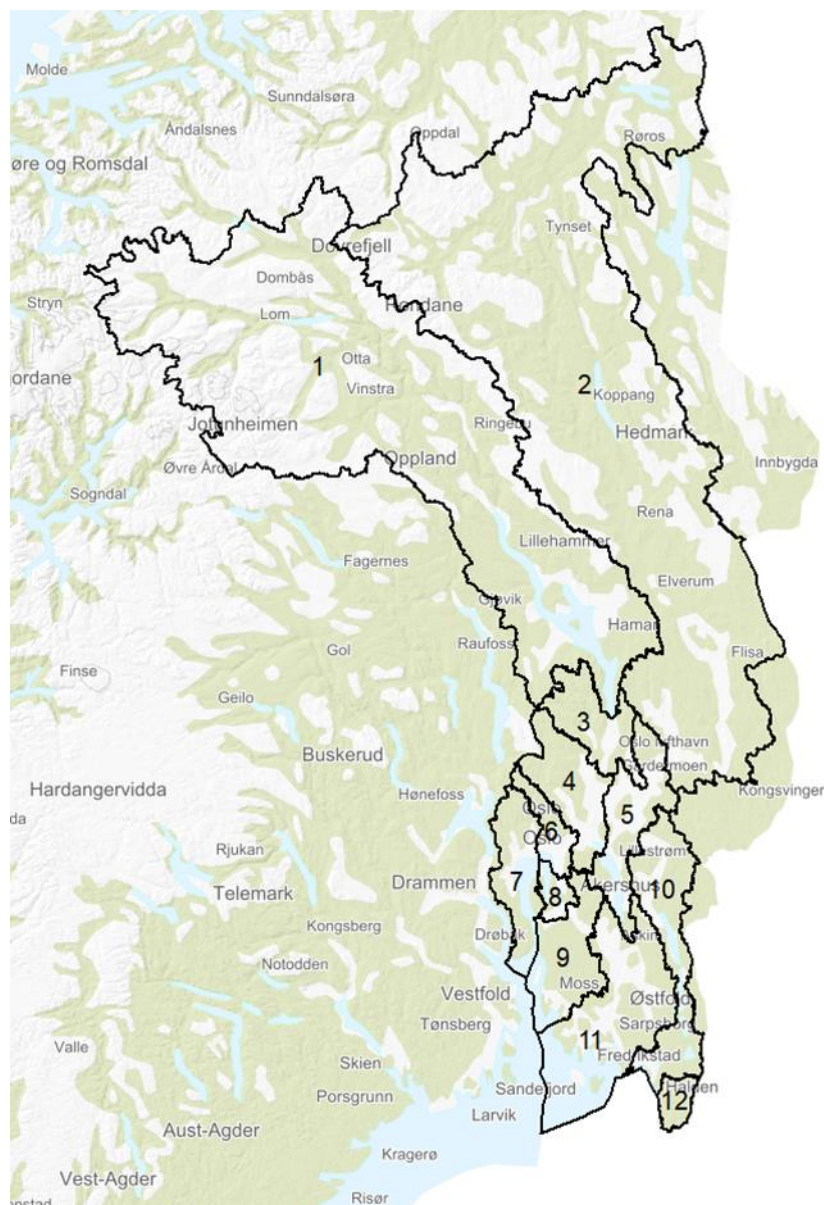
3.7.3	Fangdammer	52
3.8	Nasjonale føringer om økt matproduksjon	53
4	Tiltaksanalyse for VO Haldenvassdraget med VO Enningdalselva	55
4.1	Kilderegnskap	55
4.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	59
4.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	60
4.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	60
4.5	Kostnader for gårdbrukere og samfunn	64
4.6	Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	65
5	Tiltaksanalyse for VO Glomma sør for Øyeren	66
5.1	Kilderegnskap	66
5.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	71
5.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	73
5.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	75
5.5	Kostnader for gårdbrukere og samfunn	79
5.6	Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	80
6	Tiltaksanalyse for VO Morsa	81
6.1	Kilderegnskap	81
6.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	85
6.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	86
6.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	87
6.5	Kostnader for gårdbrukere og samfunn	91
6.6	Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	92
7	Tiltaksanalyse for VO PURA	93
7.1	Kilderegnskap	93
7.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	97
7.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	98
7.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	98
7.5	Kostnader for gårdbrukere og samfunn	103
7.6	Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	104
8	Tiltaksanalyse for VO Indre Oslofjord vest	105
8.1	Kilderegnskap	105
8.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	109
8.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	109
8.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	110
8.5	Kostnader for gårdbruker og samfunn	111
9	Tiltaksanalyse for VO Leira-Nitelva	113
9.1	Kilderegnskap	113
9.2	Risikofaktorer på jordbruksareal	117
9.3	Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	118
9.4	Avlastningsbehov og tiltakseffekter	119
9.5	Kostnader for gårdbruker og samfunn	123
9.6	Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	124

10 Tiltaksanalyse for VO Øyeren	125
10.1 Kilderegnskap	125
10.2 Risikofaktorer på jordbruksareal	129
10.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	130
10.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter	131
10.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn	134
10.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	135
11 Tiltaksanalyse for VO Hurdalsvassdraget/ Vorma	136
11.1 Kilderegnskap	136
11.2 Risikofaktorer på jordbruksareal	140
11.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	141
11.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter	141
11.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn	145
11.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	146
12 Tiltaksanalyse for VO Mjøsa	147
12.1 Kilderegnskap	147
12.2 Risikofaktorer på jordbruksareal	151
12.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	152
12.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter	152
12.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn	156
12.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	157
13 Tiltaksanalyse for VO Glomma	158
13.1 Kilderegnskap	158
13.2 Risikofaktorer på jordbruksareal	162
13.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter	162
13.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter	163
13.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn	165
13.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor	166
14 Konklusjon/sammendrag	167
Litteraturreferanser	169
Vedlegg 1: Beregning av jord- og fosfortap som følge av drågerosjon	171

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Vannregion Glomma (figur 1.1) dekker arealet som utgjør nedslagsfeltet til Norges lengste elv, Glomma, som strekker seg fra Trøndelag i nord til Østfold i sør. Glommas utløp ligger ved Fredrikstad. Vannregion Glomma er delt inn i 12 vannområder, som igjen består av flere mindre vassdrag. Ett av vannområdene (Enningdalsvassdraget) har et nedbørfelt som begynner i Sverige og munner ut i Norge. Vannregionmyndigheten for vannregion Glomma har også ansvar for de såkalte «Grensevassdragene», som er de delene av Västerhavets vattendistrikt som ligger i Norge, samt en liten del av Bottenvikens vattendistrikt.



Figur 1.1. Oversikt over vannområdene i vannregion Glomma: 1 – Mjøsa, 2 – Glomma, 3 – Hurdalsvassdraget/Vorma (Huvo), 4 – Leira-Nitelva, 5 – Øyeren, 6 – Oslo, 7 – Indre Oslofjord vest (IOV), 8 – Bunnefjorden m/Gjersjø- og Årungenvassdraget (PURA), 9 – Vansjø-Hobølvasdraget (Morsa), 10 – Haldenvassdraget, 11 – Glomma sør for Øyeren, 12 – Enningdalsvassdraget.

Vannområdene er delt inn i vannforekomster, som danner grunnenhetene i vannforskriften. Det er totalt 2369 vannforekomster i vannregion Glomma. Pga. den store geografiske utbredelsen, er det stor variasjon i klima, geologi, jordsmonn, arealbruk og befolkningstetthet. Brukerinteressene er mange (drikkevann, biologisk mangfold, friluftsliv og rekreasjon, fiske (laks, ørret, kreps) og jakt, reiseliv og turisme, kulturminner, industri, infrastruktur/transport, jordvanning, resipient for avløpsvann), og likeså utfordringene knyttet til miljøtilstanden i regionen.

Miljøtilstanden i vannforekomstene i vannregion Glomma er påvirket av en rekke faktorer. Ifølge forvaltningsplanen for 2016-2021 er det oppgitt at hovedutfordringene er som følger (med antall vannområder i parentes), gruppert i de fire hovedkategoriene i Vann-nett:

- Forurensing, bl.a. miljøgifter (11), spredt avløp (11), avrenning fra jordbruk (10), kommunalt avløp (10), langtransportert luftforurensing (8), øvrige diffuse kilder (2)
- Fysiske endringer, bl.a. vannføringsendring og vannuttak (9)
- Biologisk påvirkning, bl.a. fremmede arter og introduserte sykdommer (5)
- Andre påvirkninger, bl.a. befolkningsøkning (4)

Ifølge vannforskriften skal alle vannforekomstene i utgangspunktet nå målene om god økologisk tilstand (GØT) og kjemisk tilstand innen 2021. Alle vannområdene i vannregionen har vannforekomster som er i risiko for ikke å nå miljømålene innen 2021 (ref. forvaltningsplan). Av totalt 2164 vannforekomster har 1233 oppnådd god økologisk tilstand. Til sammen 941 vannforekomster er satt i risiko for ikke å nå miljømålet for fosfor, og det er disse vannforekomstene tiltaksprogrammene fokuserer på. Av disse har 233 vannforekomster fått utsatt frist for å nå GØT, 121 er karakterisert som SMVF (sterkt modifiserte vannforekomster) og har fått mål godt økologisk potensiale (GØP) innen 2021, 28 har fått utsatt frist for å nå GØP, og i 22 er det satt mindre strenge miljømål.

1.2 Mål for prosjektet

Det overordnede mål for dette prosjektet har vært, på bakgrunn av en enhetlig metodikk for hele regionen, å gi grunnlag for målretting av tiltak (rett tiltak på rett plass), og vurdering av tiltaksbehov og tiltaksomfang i vannområdene i vannregion Glomma, med forslag til tiltakspakker.

Bruk av en enhetlig metodikk har vært en viktig del av oppdraget, siden dette gir en objektiv vurdering av behovet for tiltak i alle vannområder i vannregion Glomma. Vannregionen er stor og variert, og det er derfor viktig at lokal kvalitetssikring utføres. Vårt mål har vært å gi et godt grunnlag for dette gjennom å fremskaffe resultater fra en felles metode.

Oppdraget er basert på oppdatert kunnskap om tiltak og tiltakseffekter, og oppdaterte beregninger i vannområdene, bl.a. basert på helt nye erosjonsrisikokart som ble ferdigstilt av NIBIO i april 2019, og skal tas i bruk i tilskuddsordningen i løpet av 2020. Det har også vært en målsetning å legge et grunnlag for prioritering av vannforekomster, og se på hvilke tiltak som vil være mest effektive. Resultatene av prosjektet skal kunne brukes som grunnlag for miljøråd, avdekke behov for ytterligere tiltak, behov for økonomiske tilskudd og eventuelle behov for andre virkemidler.

2 Materialer og metoder

2.1 Geografiske enheter

Beregningene er gjennomført for ulike geografiske enheter innenfor vannområdene. Sammenhengen mellom nedbørfeltkoder og nedbørfelt navn finnes i vedleggstabell V4. Utgangspunktet for prosjektet var at beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksarealer, samt tiltakseffekter, skulle beregnes for de samme enhetene som ble brukt av Kværnø m.fl. (2014a). Disse enhetene vil heretter bli kalt «tiltaksområder». Inndelingen i tiltaksområder ble i sin tid utformet i samråd med de enkelte vannområdelederne, og prinsippene for hvordan det har blitt gjort kan derfor variere. I mange tilfeller representerer tiltaksområdene helt avgrensede hydrologiske enheter, mens i andre tilfeller kan enhetene være hydrologisk tilknyttet andre tiltaksområder oppstrøms og/eller nedstrøms. Utløp av tiltaksområdene samsvarer noen ganger med lokaliteter for registrering av vannføring og/eller for uttak av vannprøver, mens andre ganger gjør de ikke det. Utløp av tiltaksområdene kan ligge ved innløpet eller ved utløpet av en innsjø. Et tiltaksområde kan ha ett eller flere utløp, sistnevnte er ofte tilfelle dersom tiltaksområdet drenerer ut i en større innsjø (f.eks. Mjøsa eller Øyeren) eller til Oslofjorden. Et tiltaksområde kan inneholde én eller flere vannforekomster.

Beregning av bakgrunnsavrenning, identifikasjon av miljømål for fosfor og beregning av avlastningsbehov, samt tiltakseffekter opp mot avlastningsbehov, er gjort for lokaliteter der det er tatt ut vannprøver og målt fosforkonsentrasjoner. Der tiltaksområdene er hydrologisk avgrensede og har sitt utløp direkte i en slik vannprøvelokalitet, kan tiltaksområdet brukes som beregningsenhet slik det er. Det gjelder også dersom en vannprøvelokalitet befinner seg nær utløpet/utløpene av et tiltaksområde som har tilførsler fra andre tiltaksområder oppstrøms. I såfall må hele arealet oppstrøms regnes med ved beregning av avlastningsbehov etc. Noen vannprøvelokaliteter ligger midt inni tiltaksområder, og i slike tilfeller har vi vært nødt til å generere nye nedbørfeltgrenser. Vi har brukt både ArcGIS og NVEs nettløsning NEVINA til dette formålet. Dette er tidkrevende arbeid, og vi har derfor vært nødt til å gjøre et utvalg mht. hvilke vannprøvelokaliteter vi har gjort beregninger for, basert på datakvalitet (se avsnitt 2.2). I det følgende vil vi bruke begrepet «vannlokalitet» om både vannprøvelokalitetene (slik det brukes i Miljødirektoratets vannkvalitetsdatabase), og om nedbørfeltet til vannprøvelokalitetene. De utvalgte vannlokalitetene og assosierte tiltaksområder er presentert i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Oversikt over utvalgte elvevannlokaliteter og hvilke tiltaksområder som har areal innenfor nedbørfeltgrensene til vannlokaliteten. Tiltaksområdet som vannlokaliteten har utløp i, er uthevet med fet skrift dersom det er flere tiltaksområder innenfor nedbørfeltet. Dersom bare deler av et tiltaksområde ligger innenfor nedbørfeltet, er dette uthevet i kursiv.

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Vanntype
Finstadbekken	Halden1 - del1	Elv/bekk
Hafsteinselva (Korselva)	Halden3	Elv/bekk
Lierelva, innløp Bjørkelangen	Halden1 - del2	Elv/bekk
Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva	Halden1,2	Elv/bekk
Tista, utløp Femsjøen (FEMU)	Halden1,2,3,4,5,6	Elv/bekk
Remmenbekken	Halden7 - del1	Elv/bekk
Unnebergbekken	Halden7 - del2	Elv/bekk
Enningdalselva (ENI 1)	Halden8	Elv/bekk
Bjørkelangen (BJØ1)	Halden1	Innsjø
Øgderen (Hemnessjøen), ØGD1	Halden3	Innsjø
Skulerudsjøen	Halden1,2,3,4	Innsjø
Rødenessjøen (RØD1)	Halden1,2,3,4,5	Innsjø
Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08	Halden1,2,3,4,5	Innsjø
Bunessjøen v/ odde	Halden6	Innsjø

Tabell 2.1. forts.

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Vanntype
Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3	GS11,12b,12a,10,9	Elv/bekk
Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)	GS16,17,18,20,21,19,22,23	Elv/bekk
Sarpsborg kommune St 3	GS9a,25,26,27a,27b	Elv/bekk
Øbybekken	GS26	Elv/bekk
Tveterbekken	GS28	Elv/bekk
Sarpsborg kommune St 1	GS36	Elv/bekk
Ingedalsbekken	GS32	Elv/bekk
Grimsøybekken (Bjønnengbekken)	GS33	Elv/bekk
Kallerødbekken (KA03)	GS40	Elv/bekk
Slevikbekken (SL02)	GS35	Elv/bekk
Lundebytjern (LUN1)	GS12a	Innsjø
Ertevannet	GS19,22,23	Innsjø
Rokkevatnet	GS27a	Innsjø
Skinnerflo (SKI1)	GS42a	Innsjø
Tunevannet (TUN1)	GS51	Innsjø
Isesjøen (ISE2)	GS9a,26,27a,27b,28	Innsjø
Kråkstadelva, KRB 2 (KRØV)	Morsa3 - del1	Elv/bekk
Kråkstadelva (KRÅ)	Morsa3 - del2	Elv/bekk
Hobølelva ved Kure (HOBK)	Morsa1,2,3,4	Elv/bekk
Guthusbekken (GUT)	Morsa9	Elv/bekk
Veidalselva (VEI)	Morsa5	Elv/bekk
Mørkelva (MØR)	Morsa6	Elv/bekk
Svinna (SVIN)	Morsa7 - del1	Elv/bekk
Svinna (SVIU)	Morsa7 - del2	Elv/bekk
Mosseelva oppstrøms Mossefossen (VANU)	Morsa1,2,3,4,5,6,7,8,9,10	Elv/bekk
Heiabekken ovenfor jernbane	Morsa14	Elv/bekk
Såna (Hølenelva), HOLN	Morsa11	Elv/bekk
Mjær, utløp	Morsa2	Innsjø
Sæbyvannet	Morsa7	Innsjø
Vansjø, Storefjorden (VAN1)	Morsa1,2,3,4,5,6,7,8	Innsjø
Vansjø, Grepperødfjorden (VAN3)	Morsa1,2,3,4,5,6,7,8,9	Innsjø
Vansjø, Sundet (VAN 5)	Morsa1,2,3,4,5,6,7,8,9	Innsjø
Vansjø, Vanemfjorden (VAN2)	Morsa1,2,3,4,5,6,7,8,9	Innsjø
Fåleslora (FÅL 1)	PURA2	Elv/bekk
Greverudbekken GRE 1	PURA4	Elv/bekk
Tussebekken, TUS 1	PURA5	Elv/bekk
Dalsbekken DAL 1	PURA6,7,8	Elv/bekk
Gjersjøelva GJE 1	PURA1,2,3,4,5,6,7,8	Elv/bekk
Bekkenstensbekken BEK	PURA9 - del1	Elv/bekk
Delingsdalsbekken DEL1	PURA9 - del2	Elv/bekk
Kaksrudbekken KAK	PURA11	Elv/bekk
Fålebekken FÅB 1	PURA12	Elv/bekk
Bonnbekken	PURA16	Elv/bekk
Skoklefallbekken SKO 1	PURA18 - del1	Elv/bekk
Dalsbekken, DAB 1	PURA18 - del2	Elv/bekk
Torvet bekken TOR 1	PURA18 - del3	Elv/bekk

Tabell 2.1. forts.

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Vanntype
Hasla nederst, HAS 1	PURA18 - del4	Elv/bekk
Østensjøbekken ØST 1	PURA15 - del1	Elv/bekk
Skuterudbekken (SKU 1)	PURA15 - del2	Elv/bekk
Bølstadbekken BØL 1	PURA14 - del1	Elv/bekk
Vollebekken VOL 1	PURA14 - del2	Elv/bekk
Brønnerudbekken BRØ 1	PURA14 - del3	Elv/bekk
Norderåsbekken NOR 1	PURA14 - del4	Elv/bekk
Smebølbekken SME 1	PURA14 - del5	Elv/bekk
Storgrava, STO 1	PURA14 - del6	Elv/bekk
Årungenelva, ÅRU 1	PURA14,15	Elv/bekk
Pollevann POL	PURA12	Innsjø
Årungen	PURA14	Innsjø
Østensjøvannet, AKEIHO01	PURA15	Innsjø
Tussetjernet TUS (St. 1)	PURA5	Innsjø
Midtsjøvannet MID	PURA7,8	Innsjø
Nærevannet	PURA8	Innsjø
Askerelva, ASK 2	IOV2*	Elv/bekk
Neselva, NES 2	IOV2*	Elv/bekk
Hukenbekken, HUK1	IOV2*	Elv/bekk
Drengsrudbekken, DRE 1	IOV2*	Elv/bekk
Frydendalsbekken, FRY 1	IOV2*	Elv/bekk
Skithegga, SKI	IOV3	Elv/bekk
Åroselva, ÅRO3	IOV3, IOV4*	Elv/bekk
Semsvannet, SEM	IOV2	Innsjø
Bondivannet, BON	IOV2	Innsjø
Kringlerdalen Leira L9	Leira4, del av 11	Elv/bekk
Songa SOG	Leira9	Elv/bekk
Leira ved Kråkfossen (L2)	Leira11,9,4,7,8	Elv/bekk
Haga Tveia T1	Leira10	Elv/bekk
Mikkelsbekken MIK	Leira1	Elv/bekk
Gjermåa øvre GJÅ	Leira3	Elv/bekk
Ulvedalsbekken ULV	Leira6,13	Elv/bekk
Frogner Leira L4	Leira5,6,10,13,15	Elv/bekk
Jeksla ved Haugli, J14	Leira2	Elv/bekk
Leira ved Borgen bru (L5)	Leira12+alleLeira	Elv/bekk
Nitelva ved Møllerdammen (N4)	Nitelva3,4	Elv/bekk
Nitelva ved Slattum (N5)	Nitelva2,3,4	Elv/bekk
Kjellerholen Nitelva N6	Nitelva2,3,4,6-del	Elv/bekk
Ellingsrudelva hovedmålestasjon	Nitelva5 - del1	Elv/bekk
Sagelva ved Skjetten bro (F3)	Nitelva5	Elv/bekk
Rud Nitelva N8 (PA6)	Nitelva6-del	Elv/bekk
Svellet ØY6	Nitelva6,5,4,3,2,1	Innsjø

Tabell 2.1. forts.

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Vanntype
Drogga, kanal ved rådhuset (DR-BIO)	Øyeren4	Elv/bekk
Mørdrebekken	Øyeren14 - del	Elv/bekk
Horsla ved Inngjerd bru - HOR1	Øyeren11 - del1	Elv/bekk
Rømua ved Kauserud mølle - RØM2	Øyeren11 - del2	Elv/bekk
Sønnabekken, utløp ved Tangen - SKJØ0	Øyeren11 - del3	Elv/bekk
Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1	Øyeren11 - del4	Elv/bekk
Rømua ved Lørenfallet - RØM1	Øyeren11	Elv/bekk
Bekk i Sørumsand sentrum ved Bekkefare PST - GNR2	Øyeren20	Elv/bekk
Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1	Øyeren3	Elv/bekk
Smalelva ved utløp (SMAL1)	Øyeren15	Elv/bekk
Bekk ved Dokknes	Hurdal4	Elv/bekk
Bekk ved Måevja	Hurdal12	Elv/bekk
Bekk i Eidsvoll sentrum	Hurdal14	Elv/bekk
Jøndalsåa ved utløp i Vorma (Hs 2)	Hurdal7	Elv/bekk
Brådalsbekken (Vo-S-Brå)	Hurdal3	Elv/bekk
Ilebekken ved Gullhaug	Hurdal9	Elv/bekk
Bekk ved Fosserud	hurdal2	Elv/bekk
Hurdalselva, nederst	Hurdal16 - del	Elv/bekk
Hæra ved Østli (HÆR 1)	Hurdal8 - del	Elv/bekk
Nessa nedstrøms Nesfossen (Ne1)	Hurdal10	Elv/bekk
Bjørtomtbekken (Elstad-Bjø3)	Hurdal6 - del	Elv/bekk
Gudmundsbekken (Risa 2)	Hurdal11 - del	Elv/bekk
Risa ved Haga (Risa-Ha)	Hurdal11,6	Elv/bekk
Løykjebekken (Løykj)	Hurdal15	Elv/bekk
Andelva ved Bårlidalen	Hurdal16,15,11,10,8,6,1	Elv/bekk
Hersjøen	Hurdal6	Innsjø
Næra	Mjosa1	Innsjø
Helsettjern	Mjosa5	Innsjø
Kauserudtjernet	Mjosa5	Innsjø
Nordtjern	Mjosa5	Innsjø
Sillongen	Mjosa5	Innsjø
Slomma	Mjosa5	Innsjø
Steffensrudtjern	Mjosa5	Innsjø
Gausa, utløp Lågen	Mjøsa 3,6,7	Elv/bekk
Nybubekken, nedstrøms doserer	Mjøsa15 - del	Elv/bekk
Flagstadelva	Mjøsa15	Elv/bekk
Svartelva, utløp Mjøsa	Mjøsa16	Elv/bekk
Hunnselva, utløp	Mjøsa10,11,12,13	Elv/bekk
Lena, utløp Mjøsa	Mjøsa4,9,14	Elv/bekk
Gjesåssjøen	Glomma3	Innsjø
Tørråssjøen	Glomma3	Innsjø

2.2 Målte konsentrasjoner av partikler og fosfor

Målte verdier av partikkel- og totalfosforkonsentrasjoner fra hele vannregion Glomma ble innhentet fra Miljødirektoratets database (D. Rosland, pers. medd.). Data for vannlokaliteter beliggende innenfor de aktuelle tiltaksområdene, for perioden 2012-2018, ble kategorisert i tre kvalitetsklasser på bakgrunn av prøvetakingsfrekvens: A) data tilgjengelig for minst ni av årets tolv måneder i minst tre år; B) data tilgjengelig for seks til åtte av årets tolv måneder i minst tre år; C) resten. Kvalitetsklassene ble brukt for å velge ut vannlokaliteter. Utvalg av vannlokaliteter i analysen er gjort på forskjellig måte for elver og innsjøer.

Utvalg av elver. For vannlokaliteter i elver ble det deretter beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner per år. Videre ble det beregnet gjennomsnitt av alle kvalifiserte år på ulike måter for de tre kvalitetsklassene: A) gjennomsnitt av alle år (minst tre) med data tilgjengelig for minst ni av årets tolv måneder; B) gjennomsnitt av alle år (minst tre) med data tilgjengelig for minst seks av årets tolv måneder; C) gjennomsnitt av alle år. Det er i beregningene og kategoriseringen ellers ikke gjort noen forskjell på hva slags prøvetakingsmetodikk eller analysemetoder som er brukt. Det understrekes at *alle* måledataene er beheftet med usikkerheter, men usikkerhetene er spesielt store for klasse B og ikke minst C.

For hver vannlokalitet er det identifisert miljømål for fosfor, beregnet bakgrunnsavrenning og avlastningsbehov. Dette var med utgangspunkt i anbefalingene i overvåkingsveilederen (Veileder 02:2009; versjon 1,5; 2010) og klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018; Klassifisering av miljøtilstand i vann). Førstnevnte tilsier at det for næringsstoff i elver er anbefalt å ta minimum 12 prøver per år i basisovervåkingen, og 24 prøver per år for tilstandsovervåkingen. Hvis det skal beregnes tilførsler/transport av næringsstoff anbefales i tillegg å ta ekstraprøver i flomsituasjoner (se også Skarbøvik m.fl. 2012). I klassifiseringsveilederen, på side 35, står det følgende om «Krav til prøvfrekvens og stasjonstetthet»: «Helst bør data fra en 3-års periode benyttes, for å midle forskjeller som skyldes naturlige variasjoner mellom år.»

Hvis vi skulle forholdt oss strengt til disse prinsippene ville det blitt svært få stasjoner vi kunne beregnet tilstand for TP og TP-tilførsler i. Derfor har vi lempet på prinsippene hvis nødvendig, for å få med flere stasjoner. For de utvalgte stasjonene holder dataene stort sett A-kvalitet, med noen unntak der det ikke eksisterer eller er få stasjoner med data av så god kvalitet. I såfall er det gjort et utvalg av vannlokaliteter med data av B-kvalitet.

Utvalg av innsjøer. For innsjøer er det sjelden å finne lokaliteter med data av A-kvalitet, så her har vi brukt data av alle kvalitetsklasser. Dette fordi innsjøer vanligvis kun prøvetas i vekstsesongen. For enkelhets skyld har vi satt innsjøer inn i samme system som i elver, men dette betyr at innsjøer i Klasse B har god datadekning, i klasse C øker usikkerheten. Innsjøer med avlastningsbehov for fosfor på null er ikke valgt ut.

2.3 Miljømål for fosfor

Miljømål for fosfor for de utvalgte vannlokalitetene er satt i henhold til veileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann» fra Direktoratgruppen for Vanddirektivet (2018). Data for klassifisert vanntype ble lastet ned via portalen Vann-nett, og disse ble knyttet opp mot N-GIG-kodene¹ i veilederen. Miljømålet for fosfor er grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse for fosfor.

¹ Northern Geographical Intercalibration Group.

For elvevannlokaliteter er definisjon av leirelver basert på %-vis leirdekning fra kvartærgeologisk kart fra NGU og det er ikke brukt andre kriterier for å identifisere leirelver. For elvevannlokaliteter med leirdekningsgrad mindre enn 20%, ble grenseverdiene i Tabell 2.2 benyttet (tilsvarende tabell 7.9a i veilederen). For elvevannlokaliteter med leirdekningsgrad høyere enn eller lik 20%, ble miljømål for fosfor satt lik klassegrenser definert i Tabell 7.12a) i veilederen, her gjengitt i tabell 2.3. Kartene over leirdekning fra NGU er grove og kan forårsake stor usikkerhet vedrørende identifikasjon av miljømål for disse lokalitetene. Arealet av løsmasser klassifisert som hav- og fjordavsetninger (sammenhengende dekke, kode 41 og tynt dekke, kode 43) oppstrøms prøvetakingslokaliteten ble summert per vannlokalitet, og leirdekningsgraden er da andelen disse løsmassetypene utgjør av totalt nedbørfeltareal, i prosent.

Tabell 2.2. Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – elver. a) Absoluttverdier (Tabell 7.9a i veileder 02:2018; Direktoratgruppen vanddirektivet, 2018).

N-GiG-type	Elvetype*	Ref. verdi	Totalfosfor (Tot-P) i elver (µg/L)				
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R-N2	R104, R105, R207	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60
R-N3	R106, R208	9	1 - 17	17 - 24	24 - 45	45 - 83	>83
R-N1, R-N4	R107, R109	9	1 - 15	15 - 25	25 - 38	38 - 65	>65
n.a.	R108, R110	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	>98
R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	5	1 - 8	8 - 15	15 - 25	25 - 55	>55
R-N9	R103, R203, R206	8	1 - 13	13 - 20	20 - 36	36 - 68	>68
R-N7	R301, R302, R305	3	1 - 5	5 - 8	8 - 17	17 - 30	>30
n.a.	R303, R306	5	1 - 8	8 - 12	12 - 25	25 - 40	>40

Beskrivelse: R-N2: Klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog); R-N3: Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog); R-N1, R-N4: Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland; n.a.: Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland; R-N5, R-N6: Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland); R-N9: Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland); R-N7: Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig; n.a.: Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig.

For innsjøer i leirvassdrag finnes det ikke en egen typologi; det er kun gitt typologi og fosfor-grenser for elver og bekker (se side 115 i veilederen).

Tabell 2.3. Naturtilstand og klassegrenser for a) Tot-P i vassdrag med 20-50 % leirdekningsgrad (Tabell 7.12a i veileder 02:2018; Direktoratgruppen vanddirektivet, 2018).

Leirdekningsgrad	Antatt naturtilstand for Tot-P (µg/l)	God/moderat-grense for TotP (µg/l)	God/moderat EQR for TotP
>50 %	40	80	0,5
40-50 %	30	60	0,5
30-40 %	25	50	0,5
20-30 %	20	40	0,5

Som sammenlikningsgrunnlag ble det for vannlokalitetene også beregnet såkalt referansetilstand eller «bakgrunnsavrenning» av totalfosfor ved bruk av en empirisk funksjon der bakgrunnskonsentrasjonen av totalfosfor (TotP_{ref} i µg/L) er en funksjon av nedbørfeltets leirdekningsgrad (Solheim m.fl., 2008):

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * \text{leirdekningsgrad\%}$$

Formel 1

For innsjøer ble grenseverdiene for totalfosfor oppgitt i tabell 7.8 i veilederen benyttet, her gjengitt i tabell 2.4. Noen innsjøer går under betegnelsen leirpåvirket, men har N-GIG-type n.a., hvilket i utgangspunktet skulle gitt et miljømål på 8 µg TP/L ifølge tabellen, noe som blir for lavt for slike innsjøer. De få dette gjelder, ble reklassifisert utfra typologien. Helt spesifikt gjelder dette de moderat kalkrike til kalkrike innsjøene Årungen, Østensjøvann og Pollevann i VO PURA, og disse fikk da et nytt miljømål på 20 µg TP/L.

Tabell 2.4. Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – innsjøer. a) Absoluttverdier (Tabell 7.8 i veileder 02:2018; Direktoratgruppen vanddirektivet, 2018).

N-GIG-type	Innsjøtype*	Ref. verdi	Totalfosfor (Tot-P) i innsjøer (µg/L)				
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	4	1 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 40	>40
L-N2b	L105b	3	1 - 4	4 - 9	9 - 16	16 - 38	>38
L-N3a	L106, L208	6	1 - 11	11 - 16	16 - 30	30 - 55	>55
L-N1	L107, L109	6	1 - 10	10 - 17	17 - 26	26 - 42	>42
L-N8a	L108, L110	7	1 - 13	13 - 20	20 - 39	39 - 65	>65
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	3	1 - 5	5 - 10	10 - 17	17 - 36	>36
L-N6a	L103, L203, L206	5	1 - 9	9 - 13	13 - 24	24 - 45	>45
L-N7	L301, L302, L304, L305	2	1 - 3	3 - 5	5 - 11	11 - 20	>20
n.a.	L303, L306	3	1 - 5	5 - 8	8 - 15	15 - 30	>30

Beskrivelse: L-N2a: Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog); L-N2b: Dyp, klar, kalkfattig, lavland; L-N3a: Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog); L-N1: Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland; L-N8a: Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland; L-N5a: Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland); L-N6a: Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland); L-N7: Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig; n.a.: Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig. For leirpåvirka innsjøer se beskrivelsen over.

2.4 Beregning av avlastningsbehov for totalfosfor

Avlastningsbehovet for totalfosfor (TP) for de utvalgte vannlokalitetene er beregnet med en enkel lineær modell:

Avlastningsbehov for TP = gjennomsnittlig målt TP – miljømål for TP **Formel 2**

Gjennomsnittlige målte fosforkonsentrasjoner er gitt jf. avsnitt 2.2, og miljømål for fosfor er beregnet jf. avsnitt 2.3. For elvevannlokaliteter er avlastningsbehovet beregnet som både konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) og mengde i kilogram. I sistnevnte tilfelle regnes TP-konsentrasjon om til TP-tap slik:

TP (kg) = TP ($\mu\text{g/L}$) \times Q (mm) \times NBA (km^2)/1000 **Formel 3**

Der Q er vannføring i mm og NBA er nedbørfeltareal.

For innsjøer krever en slik omregning bruk av en mer kompleks modell (f.eks. FOSRES) som trenger kvantitative data for f.eks. middeldyp, teoretisk oppholdstid o.l. Slike data er ikke tilgjengelig for alle innsjøer. Ettersom videre beregninger i tiltaksanalysen er gjort på en slik måte at resultatet ikke påvirkes av om inngangsdataene er i form av konsentrasjon eller tap, har vi valgt å beregne avlastningsbehov for innsjøer som konsentrasjon. Erfaringsmessig er det også det som benyttes i de fleste vannområdene vi arbeider i. Vi har gjort beregninger av avlastningsbehov for mange andre innsjøer enn det som presenteres i denne rapporten, men resultatene er ikke tatt med fordi avlastningsbehovet ble tilnærmet 0 for disse.

Det understrekes at alle beregninger av avlastningsbehov har høy usikkerhet, og at denne usikkerheten har vært utenfor vår kontroll. Den viktigste årsaken er antakelig usikre beregninger av dagens tilstand, noe som først og fremst skyldes at overvåkingsprogrammene ofte har for lav prøvetakingsfrekvens. Videre er miljømålene for TP innen elve- og innsjøtyper beheftet med usikkerhet, og da særlig for leirevassdrag (pers. komm. Eva Skarbøvik), samt at typologien av vannforekomstene kan være satt feil i Vann-nett.

2.5 Kilderegnskap for fosfortilførsler

Tilførsler av fosfor fra ulike kilder er beregnet med ulike metoder for avløp, jordbruk og andre kilder. Metodene beskrives herunder.

2.5.1 Jord- og fosfortap fra jordbruksareal

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene i regionen er beregnet med Agricat 2 (Kværnø m.fl., 2014b). Dette er en enkel, empirisk modell som er utviklet ved Bioforsk (nå NIBIO), og denne modellen og forgjengeren Agricat (Borch m.fl., 2014) har vært mye brukt i tiltaksanalyser på bestilling fra forvaltningen. Agricat har tidligere vært kjørt for vannområdene Haldenvassdraget, Glomma sør for Øyeren, Morsa, PURA, Øyeren, Leira-Nitelva, Huvo, og noen utvalgte nedbørfelter i vannområdene Glomma og Mjøsa (Kværnø m.fl., 2014a). Agricat 2 har vært kjørt for Øyeren og PURA. I dette prosjektet er Agricat 2 kjørt for alle disse områdene, samt noen nye nedbørfelt i vannområdene Glomma, Mjøsa og Indre Oslofjord Vest.

Modellen tar hensyn til samspillseffekter. Først beregnes jordtapet med utgangspunkt i erosjonsrisiko ved høstpløying, modifisert gjennom empiriske formler («jordarbeidings-faktorer») for å representere aktuell drift (vekst og jordarbeiding). Verken erosjonsrisikokart eller jordarbeidingsfaktorer tar hensyn til andre erosjonsformer enn flateerosjon, f.eks. erosjon i dråg. Det «aktuelle» jordtapet modifiseres så ved retensjon i en eventuell grasdekt kantsone, og deretter ved retensjon i en eventuell fangdam. Grasdekte vannveier behandles i modellen ikke som et eget tiltak, men kun som et grasdekt areal, det vil si at effekten på sedimentasjon av partikler fra det

tiløfrende arealet ikke er tatt med og effekten kan derfor være noe underestimert.

Jordarbeidingsfaktorene og retensjonsprosentene beregnes utfra empiriske formler basert på målinger i norske feltforsøk. Fosfortapet beregnes basert på jordtapet og fosforinnhold på jordpartiklene. Fosforinnholdet beregnes vha. empiriske formler basert på fosforstatus i jord (P-AL) og jordart, og tar hensyn til at fosforinnholdet er høyere på de minste jordpartiklene. Jord- og fosfortap fordeles på henholdsvis overflate- og grøfteavrenning.

Beregningene gjøres for små enheter (polygoner kalt GID) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter som f.eks. nedbørfelter.

I tiltaksanalyser kjøres først Agricat 2 for en referansesituasjon, som vanligvis er faktisk/aktuell drift for arealene et gitt år, og deretter for utvalgte «scenarier», som kan representere f.eks. ulike tiltakspakker (se avsnitt 2.6.1). I dette prosjektet er året **2016** valgt som referanseår for faktisk drift.

Agricat 2 bruker en rekke kart og tabeller som grunnlag (inputdata) for beregningene. Hvordan disse dataene brukes inn i beregningene er beskrevet i større detalj av Kværnø m.fl. (2014b). I dette prosjektet har vi brukt følgende datakilder som input til Agricat 2:

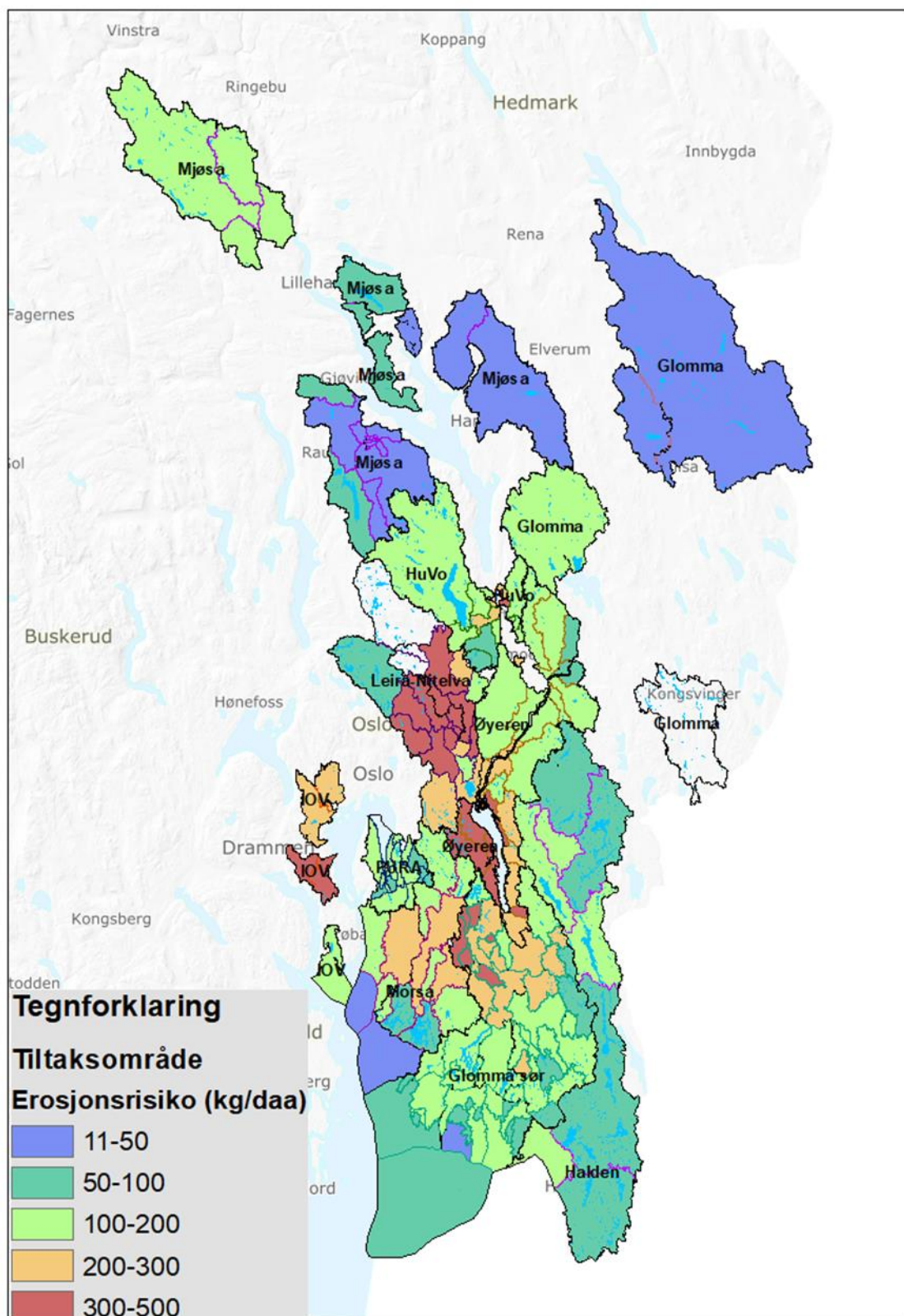
- Kart over nedbørfelt-/tiltaksområdegrensener – for vannområder der modellen har vært kjørt før, har vi brukt de mest oppdaterte feltgrensene vi har. Der modellen ikke har vært kjørt før, er det utarbeidet feltgrenser i samråd med vannområdelederne i de aktuelle områdene.
- Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkeldata).
- Jordsmonniskart med informasjon om jordart og bakkeplanering, og kart med kontinuerlige verdier for erosjonsrisiko ved høstpløying – fra NIBIO. Verdier for erosjonsrisiko (flateerosjon) er hentet fra det nye erosjonsrisikokartet (versjon 1,0, ferdigstilt 05.04.2019). For å få korrekt arealfordeling, måtte vi imidlertid bruke erosjonsrisikoklassene fra det gamle erosjonsrisikokartet som grunnlag for arealfordelingen, da tilskuddsordningen på det tidspunktet (2016) var basert på de gamle erosjonsrisikokartene. Det er ikke gjort beregninger i felt der det mangler erosjonsrisikokart eller der det er dårlig dekning av erosjonsrisikokart.
- Informasjon om/kart over jordbruksdrift (vekst, jordarbeiding), grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i 2016 – fra Landbruksdirektoratet gjennom søknad om produksjonstilskudd og RMP-tilskudd (via eStil). På eiendommer der slik informasjon mangler, tas det utgangspunkt i gjennomsnittlig fordeling av drift i resten av delnedbørfeltet, evt. vannområdet. Kantsoner og vannveier er kartfestet i form av linjer, som vi konverterer til soner med 6 m bredde, jf. krav i RMP. Da det ikke eksisterer kartgrunnlag for kantsonenes nedbørfelter, brukes det en forenklet tilnærming der alt areal innenfor en 50 m influensbredde regnes å dreneres til kantsonen. Valget av denne influensbredden stammer fra arbeidet med tiltaksplan for Morsa fra 2009 (Øygarden m.fl., 2010).
- Informasjon om jordleie – fra Landbruksdirektoratets Jordleieregister.
- Kart over fangdammer og deres nedbørfeltgrenser – dette er inkludert for et fåtall vannområder der slike data allerede var tilgjengelig (PURA og Øyeren). Fangdammer fins imidlertid i flere vannområder.
- Informasjon om fosforstatus i jord (P-AL) – fra Jordatabanken ved NIBIO. Der data mangler, brukes gjennomsnitt for nedbørfeltet/tiltaksområdet, evt. vannområdet.

Erosjon og fosfortap relatert til erosjon i f.eks. «dråg» og langs elve-/bekkekanter kan i utgangspunktet ikke kvantifiseres på nåværende tidspunkt, pga. mangelfullt data- og kunnskapsgrunnlag. Det er likevel gjort en svært grov beregning av fureerosjon for å gi et mer helhetlig bilde av jordbrukets bidrag til jord- og fosfortap i forbindelse med kilderegnskap og avlastningsbehov. Funksjonen for beregning av mengde fureerosjon per nedbørfelt er basert på måledata på

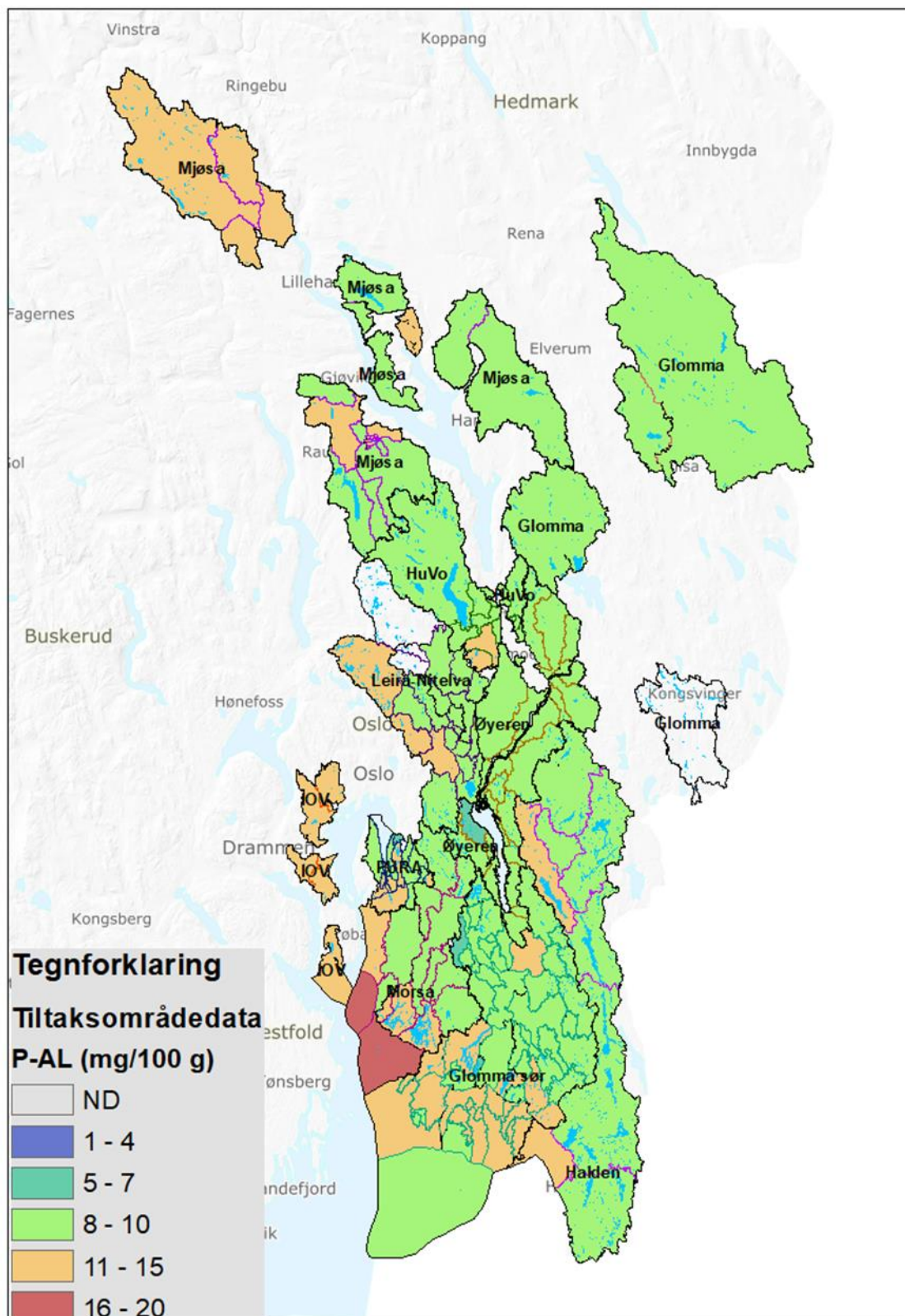
nedbørfeltskala og på fureerosjonskart som nylig er utviklet ved NIBIO. Beregningen er gjort som beskrevet i vedlegg 1, og bruker følgende datakilder:

- Sum lengdemeter med potensiale for drågerosjon per nedbørfelt/tiltaksområde – fra kart utviklet ved NIBIO.
- Gjennomsnittlig K-faktor (eroderbarhet) i dråglinjene per nedbørfelt/tiltaksområde – nasjonal jordsmonnsdatabase ved NIBIO.
- Arealfordeling av vekst og jordbeiding ved faktisk drift 2016 per nedbørfelt/tiltaksområde, fra Agricat2.
- Fosforinnhold i jord – fra Agricat2.

Gjennomsnittlig erosjonsrisiko (sum av flate- og drågerosjon) og gjennomsnittlig P-AL er vist per tiltaksområde i figur 2.1 og 2.2.



Figur 2.1. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko (sum av flate- og drågerosjon) ved høstpløying per tiltaksområde.



Figur 2.2. Gjennomsnittlig fosforstatus i jord (P-AL) per tiltaksområde.

Fosfortap relatert til husdyrproduksjon anslås å utgjøre en forholdsvis liten del av de totale fosfortapene i denne regionen, og er derfor ikke inkludert i beregningene. Tap av løst fosfor fra jord (som kommer i tillegg til tap av partikkelbundet fosfor og fosfor som løses ut fra partikler etter at partiklene har kommet ut i vann) og plantemateriale er heller ikke beregnet.

Biotilgjengelig fosfor består av løst fosfat samt en del av det partikkelbundne fosfor og er beskrevet nærmere i Øgaard m.fl. (2012). Avhengig av oppholdstiden i innsjøen og algenes evne til å trekke ut fosfor av partiklene vil en større eller mindre del av det partikkelbundne fosfor være tilgjengelig for algevekst. En del forskere mener at all fosfor, altså også det partikkelbundne, på lang sikt vil kunne bli tilgjengelig for algene. For å kunne sammenligne ulike kilder til fosfor, f.eks. avløp og erosjonsfosfor, kan en imidlertid velge å illustrere biotilgjengeligheten på grunnlag av andel løst fosfat. Brod m.fl. (2017) har gjort en gjennomgang av andel løst fosfat i avrenning fra ulike driftssystemer. Løst fosfat utgjør 17 % av totalfosfor i avrenning fra korndyrkingsområder på Østlandet, 43% for husdyrintensive arealer med eng og beite og 30 % fra arealer med en blanding av husdyr og kornproduksjon. Disse faktorene kan brukes som grunnlag for estimering av den biotilgjengelige fosforfraksjonen i avrenning fra ulike driftssystemer. Da kun fosfortap som resultat av erosjon er beregnet her, er andel biotilgjengelig fosfor satt til 20%.

2.5.2 Tilførsler av fosfor fra spredt og kommunalt avløp

Tall for fosfortilførsler fra avløp per nedbørfelt er levert av VO Øyeren, VO Glomma sør for Øyeren, VO Hurdalsvassdraget/Vorma, Morsa, VO PURA og delvis VO Haldenvassdraget (privat avløp). Etter avtale med oppdragsgiver har vi derfor utført et tilleggsoppdrag med innhenting av avløpsdata og beregning av tilførsler for VO Indre Oslofjord vest, VO Leira-Nitelva, VO Glomma og VO Mjøsa, i tillegg til VO Haldenvassdraget (store anlegg). Av ressursensyn er beregningene gjort med en svært forenklet metode, der datagrunnlaget i hovedsak har vært Glommadata (for privat avløp) og SSBs avløpsstatistikk for 2018 (for store renseanlegg).

Privat avløp:

Ved innhenting av avløpsdata til Glommadata i 2017-2018 ble de private renseanleggene klassifisert i to grupper: OK (minst 90% rensing av fosfor), og ikke OK (mindre enn 90% rensing av fosfor). For de sistnevnte anleggene har vi benyttet en gjennomsnittlig P-reksegrad på 20%, anslått på grunnlag av data fra WebGIS avløp for sammenlignbare områder. For to av nedbørfeltene i VO Glomma (Flisa og Hasla) finnes det ingen data om privat avløp, men vi har benyttet datagrunnlaget fra Turtumøygard og Fjøsne (2018), sammenholdt med Kostradata og en grov vurdering av lokale grunnforhold, og anslått en gjennomsnittlig P-reksegrad på 40% i disse to nedbørfeltene. Som belastning på de enkelte anleggene har vi antatt et gjennomsnitt på 0,6 kg P/år per person og en gjennomsnittlig husstandsstørrelse på 2,6 pe.

Det må understrekes at disse beregningene er meget usikre, spesielt det som gjelder anslag av reksegrad. For å øke kvaliteten på beregningene, bør man innhente data om det enkelte anlegg.

Store renseanlegg:

Fra SSBs avløpsstatistikk for 2018 har vi hentet data om utslipp av Tot-P fra store renseanlegg (belastning > 50pe). Tallene er en blanding av estimerte og rapporterte tall. Vi har ikke data om overløp/lekkasjer i ledningsnett. Lekkasjene vil blant annet avhenge av alderen på nettet. Som et gjennomsnitt har vi valgt å anta 4% lekkasje fra ledningsnett. Dette tallet kunne evt ha vært mer nøyaktig beregnet ved å benytte alder fra digitale kart over kommunale ledningsnett. Overløp har vi ikke beregnet, det vil komme i tillegg.

En del store renseanlegg har utslipp direkte til store resipienter utenfor det delnedbørfeltet de ligger i. Dette gjelder blant annet Veas i Asker (utslipp på 40 meters dyp i Oslofjorden) og flere av anleggene

ved Mjøsa og Glomma. For disse har vi ikke beregnet P-tilførsler fra selve anlegget, kun lekkasjer i ledningsnettet.

I kilderegnskapet er andel biotilgjengelig fosfor for avløp satt til 80%.

2.5.3 Tilførsler av fosfor fra andre kilder/arealer

Vi har beregnet fosfortilførsler fra andre kilder enn jordbruk og avløp ved å multiplisere en koeffisient (Kværnø m.fl., 2014a; Bechmann m.fl., 2016) med arealet av den aktuelle arealtypen. Arealet avledes fra arealressurskart AR5. Disse tallene representerer summen av antropogene og naturlige tilførsler. Kildene omfatter:

- «Våtavsetning»: Deposisjon av fosfor fra regnvær og støvavsetninger direkte på vannflater (ARTYPE = 81). Koeffisienten er satt til 16 g TP/daa/år (Bechmann m.fl., 2016). Andel biotilgjengelig P er satt til 50%.
- «Beite og overflatedyrka jord» er avrenning fra beite og overflatedyrka jord (ARTYPE = 22 og 23). Koeffisienten er satt til 15 g TP/daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til hhv. 80% og 20%.
- «Utmark» er avrenning fra skog (ARTYPE = 30) og annen utmark som åpen fastmark/fjell (ARTYPE = 50), og myr (ARTYPE = 60). Koeffisientene er satt lik hhv. 6, 5 og 8 g TP/daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 10%.
- «Samferdsel og bebyggelse» omfatter samferdsel (ARTYPE = 12), som er avrenning fra veier, og bebyggelse (ARTYPE = 11), som er diffus avrenning fra bebygde arealer (bebygde areal og tunarealer). Koeffisienten er satt til 7,5 g TP/daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 33%.

2.6 Tiltakseffekter og kostnader

2.6.1 Effekter av jordbrukstiltak

Agricat 2 er kjørt for «standard» scenarier som allerede ligger i modellen (SC1 – SC10), i tillegg til at det er definert ett nytt scenario (SC11). Scenariene omfatter ingen jordarbeiding om høsten (stubb) av ulikt arealomfang, grasdekte kantsoner langs alle bekker og elver, redusert fosforstatus i jord der fosforstatus overskrider gitte nivåer, og ulike kombinasjoner av disse tiltakene. Vassdragsnært areal defineres her som areal med mindre enn 50 meter til vassdraget. Arealene kan være flomutsatte, men de trenger ikke være det. Utgangspunktet for scenariene er arealfordelingen ved faktisk drift 2016. I SC1 er alt kornareal gjort om til høstpløying. I SC2-10 er det gjort tiltak i tillegg til det som allerede er gjort ved faktisk drift 2016. Arealfordelingen ved faktisk drift 2016 er basert på inndelingen i erosjonsrisikoklasser i det gamle erosjonsrisikokartet, da det var dette som var tilgjengelig da RMP-midler ble omsøkt. Ytterligere tiltak er fordelt utfra erosjonsrisikoklassene i det nye erosjonsrisikokartet, som er grunnlaget for beregningene i dette prosjektet.

Effektene av tiltaksscenariene over er beregnet for flateerosjon, men i de videre analysene der det kreves tall for jord- og fosfortap som summen av flate- og drågerosjon, har vi antatt at disse tiltakene har samme effekt på drågerosjon som på flateerosjon, noe som medfører usikkerhet ettersom dette mangler dokumentasjon. Det er i tillegg beregnet et scenario (SCD0) med grasdekt vannvei i alle potensielle dråglinjer. Da er beregningsmetoden i vedlegg 1 brukt, med gras som erstatning for all annen drift på kornarealet. I tiltaksanalysen er grasdekt vannvei også kombinert med de ulike tiltaksscenariene for flateerosjon, i SCD2-SCD11. Alle scenariene er listet opp i tabell 2.5.

Det er videre gjort noen mer generelle beregninger av andre tiltak der effekten til en viss grad kan kvantifiseres, dvs. grasstriper i åker (oppdelt hellingslengde) og fangdammer, men det er ikke beregnet

spesifikke tiltakseffekter for de ulike tiltaksområdene, da nødvendige data for slike beregninger ikke er tilgjengelige. Mht. fangdammer (f.eks. forslag til antall dammer og plassering av fangdammer, og effekter av dette på jord- og fosfortap) ville slike beregninger forutsatt feltkartlegging og terrenyanalyser som ikke har kunnet gjennomføres innenfor prosjektets gjeldende pris- og tidsramme.

Andre tiltak vil omtales under et eget avsnitt i kapittel 3.

Tabell 2.5. Scenarier for jordbruksdrift.

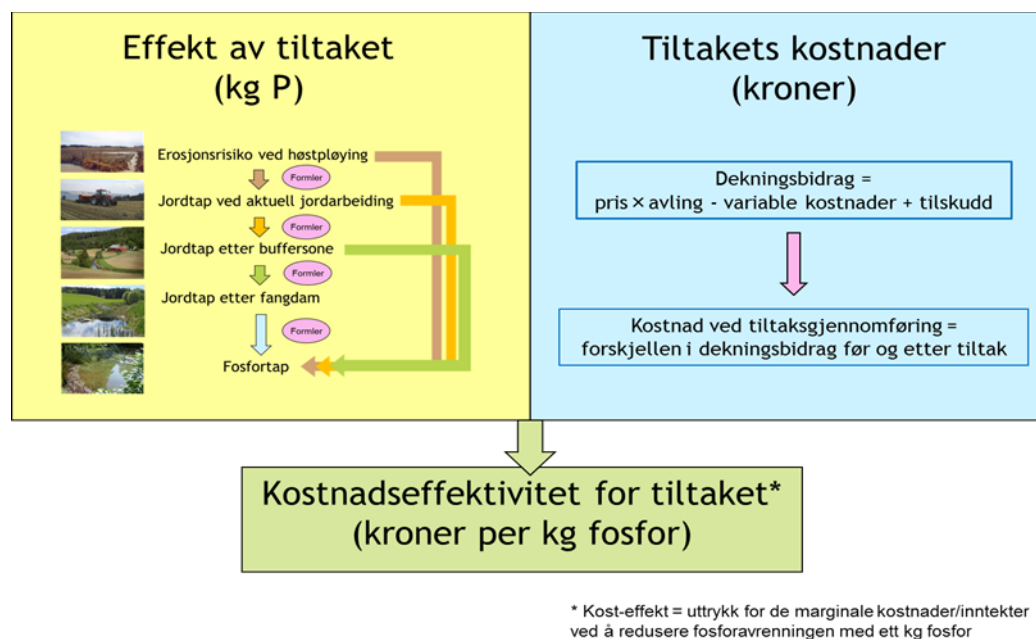
Scenario	Beskrivelse
Flateerosjon	
0	Faktisk drift
1	Alt kornareal høstpløyd
2	Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb
3	Kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb
4	Alt kornareal legges i stubb
5	Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb
6	Maksverdi for P-AL settes til 10
7	Maksverdi for P-AL settes til 7
8	6m kantsoner langs alle bekker og elver
9	Kombinasjon av 2, 7 og 8: Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver
10	Kombinasjon av 4, 7 og 8: Alt kornareal legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver
11	Kombinasjon av 5, 7 og 8: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver
Flate- og drågerosjon	
D0	Faktisk drift + grasdekt vannvei
D2	Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb + grasdekt vannvei
D3	Kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb + grasdekt vannvei
D4	Alt kornareal legges i stubb+ grasdekt vannvei
D5	Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb + grasdekt vannvei
D6	Maksverdi for P-AL settes til 10 + grasdekt vannvei
D7	Maksverdi for P-AL settes til 7 + grasdekt vannvei
D8	6m kantsoner langs alle bekker og elver
D9	Kombinasjon av 2, 7 og 8: Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver+ grasdekt vannvei
D10	Kombinasjon av 4, 7 og 8: Alt kornareal legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver + grasdekt vannvei
D11	Kombinasjon av 5, 7 og 8: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb + Maksverdi for P-AL settes til 7 + 6m kantsoner langs alle bekker og elver + grasdekt vannvei

2.6.2 Kostnader og kostnadseffektivitet av jordbrukstiltak

Kostnader er beregnet med utgangspunkt i metode beskrevet i Refsgaard m.fl. (2013), illustrert i figur 2.1. Dekningsbidraget etter maskiner og arbeid er oppdatert jf. Øygarden m.fl. (2018), der kostnadstallene er indeksjustert for 2017. Tilskudd er ikke regnet inn.

Det er beregnet kostnader for alle scenariene som er beregnet i Agricat2 (ingen jordarbeiding om høsten, grasdekte kantsoner i åker og grasdekte vannveier), men arealfordelingen er korrigeret slik at

utgangspunktet for scenariene er at alt kornareal er høstpløyd (tilsvarende SC1) i stedet for at utgangspunktet er faktisk drift 2016 (SC0), da sammenlikningsgrunnlaget for kostnadsanalysene per definisjon skal være høstpløying.



Figur 2.2. Prinsippkisse for beregning av kostnader og kost-effekt. Basert på Refsgaard m.fl. (2013).

Følgende forutsetninger er ellers lagt til grunn i beregningene:

- Alt høstharvet areal har vårkorn, selv om det en del steder vil være et visst areal med høstharving til høstkorn. Dette fordi vi ikke skiller mellom høstkorn med høstharving og vårkorn med høstharving i beregningene i Agricat2, og dermed ikke har noe tall å basere en fordeling på.
- I scenarier der høstpløyd og høstharvet areal legges om til stubb, er driften satt til vårkorn med vårpløying uavhengig av om det er vårkorn eller høstkorn ved scenario 1.
- Vårpløying til vårkorn er valgt fordi det antas at vårpløying er mer utbredt enn vårharving.
- Der areal med høstpløyd høstkorn skal legges om til stubb og faktisk drift tilsier direktesådd høstkorn, blir det direktesådd høstkorn i scenariene.
- I scenarier der det legges kantsoner langs alle vannflater og vannlinjer og/eller der det er omlegging av vassdragsnært areal til stubb, går dette på bekostning av arealet av både høstkorn og vårkorn. Det antas at fordelingen av høstkorn og vårkorn er den samme innenfor beltet som blir lagt om til kantsoner og i det vassdragsnære arealet som ellers i vannområdet, og arealene av de to vekstene reduseres tilsvarende denne fordelingen.
- I scenarier med både kantsoner og vassdragsnært areal i stubb, blir vassdragsnært areal redusert tilsvarende arealet av kantsonen.
- Reduksjon av fosforstatus i jord antas å ikke ha noen kostnader.
- For grasdekte kantsoner er det beregnet et gjennomsnittlig dekningsbidrag for Østlandet utfra enkeltverdier som representerer at det ikke tas ut noen grasavling (dekningsbidrag -121), at graset høstes og legges i rundballer (dekningsbidrag 76) og at graset høstes og selges til hestehøy (dekningsbidrag 185). Gjennomsnittet (47) slår dermed ut som en inntekt.
- Alle kantsoner og vannveier er antatt å være 6 m brede.

Kostnadene ved tiltaksgjennomføring, som er lik forskjellen i dekningsbidrag før tiltak (dvs. scenario 1, alt kornareal høstpløyd) og etter tiltak (dvs. alle andre scenarier, korrigert slik at kornareal som ikke er berørt av tiltak er høstpløyd), er summert opp for hvert vannområde.

Det er også beregnet kostnader ved å anlegge grasdekte vannveier. Dette er gjort med utgangspunkt i beregningen av drågerosjon. Antall lengdemeter drågerosjonslinjer er summert opp for hvert vannområde, og danner grunnlag for å bestemme antall lengdemeter grasdekt vannvei man potensielt kan anlegge. Det er brukt dekningsbidrag for Østlandet med utgangspunkt i at det ikke tas ut noen grasavling (dekningsbidrag -121). Alle grasdekte vannveier er antatt å være 6 m brede.

Kost-effekt beregnes ved å dividere kostnadene på oppnådd endring i fosfortap ved tiltaket. Ettersom standard scenarier i Agricat2 per i dag beregnes med utgangspunkt i faktisk drift og ikke med utgangspunkt i alt kornareal høstpløyd, er det ikke mulig å bruke resultatene fra fosfortapsberegningene til vurdering av kost-effekt, annet enn for scenarier der alt kornareal legges i stubb (SC4 og SC10) og et scenario med grasdekt vannvei kombinert med høstpløying på resten av arealet (SCD1) samt en kombinasjon av SCD1 og SC10 (ScD10). For disse scenariene har vi beregnet kost-effekt. Kost-effekt er også illustrert med noen generelle figurer (se kapittel 3).

For fangdammer er det brukt erfaringstall for kostnader fra tidligere prosjekter (Hauge m.fl., 2008; Refsgaard m.fl., 2013). Kostnadene er oppgitt til 14,27 kr/m² for fangdammer som er mindre enn 1 daa, 9,57 kr/m² for fangdammer på 1-3 daa, og 6,49 kr/m² for fangdammer større enn 3 daa.

Kostnader og kost-effekt ved andre typer tiltak er ikke vurdert i dette prosjektet.

2.6.3 Konsekvenser for matproduksjon

Det er gjennomført en enkel beregning av hvordan omfang av tiltaksgjennomføring, representert ved scenariene i Agricat2, kan påvirke nasjonal føring med mål om økt matproduksjon. Som i kost-effekt-beregningene er beregningene gjort på overordnet nivå, per vannområde. For hvert scenario er det beregnet hvor stort areal som berøres av omlegging fra korn til grasdekt kantsone, fra høstkorn til vårkorn og fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb. Det er beregnet avlingsmengde for hvert scenario, og avlingsreduksjon for hvert scenario sammenliknet med faktisk drift 2016:

Der kornareal blir lagt om til grasdekt kantsone, blir det 100% reduksjon i kornavling.

Kornareal som høstpløyes blir lagt om til overvintring i stubb, noe som *kan* medføre endret avlingsnivå pga. effekt av selve jordarbeidingen og effekt av å gå over fra høstkorn til vårkorn. Det er forutsatt at vårkorn erstatter høstkorn ved omlegging fra høstpløying til stubb. Agricat2 gir ikke informasjon om arealfordeling av høstkorn og vårkorn innenfor den sonen som berøres av stubb på vassdragsnært areal og kantsone, så det antas at areal som endres har samme fordeling av disse vekstene som på alt areal. Koeffisienter for å beregne endring i avlingsnivå (tabell 2.6) er avledet fra informasjon gitt i Refsgaard m.fl. (2013).

Tabell 2.6. Koeffisienter for å beregne effekt av endringer i jordarbeidingstype og/eller kornslag på kornavling.

Vannområde	Vekst	Gj.sn. avling (kg/daa)	Avling ved omlegging til stubb* (andel ifht. høstpløying)
Halden	Høstkorn	510	0,79
Halden	Vårkorn	412	0,90
Glomma sør for Øyeren	Høstkorn	525	0,73
Glomma sør for Øyeren	Vårkorn	463	0,90
Morsa	Høstkorn	553	0,73
Morsa	Vårkorn	450	0,90
PURA	Høstkorn	531	0,79
PURA	Vårkorn	452	0,90
IOV	Høstkorn	522	0,75
IOV	Vårkorn	417	0,90
Leira-Nitelva	Høstkorn	522	0,75
Leira-Nitelva	Vårkorn	417	0,90
Øyeren	Høstkorn	522	0,75
Øyeren	Vårkorn	417	0,90
Huvo	Høstkorn	522	0,75
Huvo	Vårkorn	417	0,90
Mjøsa	Høstkorn	433	0,85
Mjøsa	Vårkorn	431	0,97
Glomma	Høstkorn	500	0,85
Glomma	Vårkorn	512	0,97

*Direktesåing til høstkorn, og vårpløying/vårharving til vårkorn

2.6.4 Tiltaksanalyse: potensiale for å oppnå miljømål for fosfor

Tiltaksanalysen er gjennomført for de utvalgte vannlokalitetene, med fokus på avlastningsbehov for totalfosfor. Analysen er svært forenklet, med de usikkerhetene det medfører, og er gjennomført på følgende måte:

Målt TP ($\mu\text{g/L}$) i vannlokaliteten fordeles på de tre kildene avløp (TP avløp), jordbruk (TP jordbruk) og andre kilder (TP andre) jf. prosentvis fordeling i kilderegnskapet (avsnitt 2.5). Ettersom disse kilderegnskapene er utført per tiltaksområde, må fordelingen justeres for å gjelde vannlokalitetens nedbørfelt dersom dette avviker fra tiltaksområdet. Med andre ord, for å få med alt oppstrøms areal, eller for å dele opp tiltaksområder der vannlokalitetens nedbørfelt er betydelig mindre enn tiltaksområdet. På samme måte er de prosentvise tiltakseffektene for tiltaksområdene, beregnet i Agricat2, justert for å gjelde vannlokalitetenes nedbørfelt. Avlastningsbehovet ($\mu\text{g/L}$) er differansen mellom målt TP og miljømålets TP:

$$\text{TP avlastningsbehov} = \text{TP målt} - \text{TP miljømål} = (\text{TP avløp} + \text{TP jordbruk} + \text{TP andre kilder}) - \text{TP miljømål} \quad \text{Formel 4}$$

Med andre ord er målt TP i vannforekomsten en funksjon av det som kommer fra avløp, jordbruk og alle andre oppstrøms kilder (herunder bakgrunnsavrenning, industri, m.m.).

Det er gjort to alternative beregninger av potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom tiltakscenariene fra Agricat2 og avløpstiltak:

Alternativ 1:

Det beregnes separate avlastningsbehov kun for jordbruk og avløp, med utgangspunkt i at hver kilde må avlaste utfra sitt prosentvise bidrag til totalt avlastningsbehov. Andre kilder holdes utenfor. Totalt avlastningsbehov fordeles dermed slik:

$$\text{TP avlastningsbehov jordbruk} = \text{TP avlastningsbehov} \times \text{TP jordbruk} / (\text{TP jordbruk} + \text{TP avløp}) \quad \text{Formel 5}$$

$$\text{TP avlastningsbehov avløp} = \text{TP avlastningsbehov} - \text{TP avlastningsbehov jordbruk} \quad \text{Formel 6}$$

Det beregnes så hvor stor andel av TP jordbruk som må fjernes for at TP avlastningsbehov jordbruk skal bli 0, og tilsvarende hvor stor andel av TP avløp som må fjernes for at TP avlastningsbehov avløp skal bli 0:

$$\text{TP avlastningsbehov jordbruk (\%)} = \text{TP avlastningsbehov jordbruk} \times 100 / \text{TP jordbruk} \quad \text{Formel 7}$$

$$\text{TP avlastningsbehov avløp (\%)} = \text{TP avlastningsbehov avløp} \times 100 / \text{TP avløp} \quad \text{Formel 8}$$

Tilslutt beregnes potensialet for å nå «jordbrukets miljømål for fosfor» (TP avlastningsbehov = 0) for de ulike tiltaksscenariene som det er beregnet effekter av i Agricat2:

$$\text{Scenariets potensiale (\%)} = \text{Scenariets tiltakseffekt (\%)} - \text{avlastningsbehov TP jordbruk (\%)} \quad \text{Formel 9}$$

Dersom scenariets potensiale blir et positivt tall, er det et potensiale for at tiltaket vil være tilstrekkelig til å nå miljømålet for fosfor, mens et negativt tall indikerer at miljømålet for fosfor ikke kan nås med å gjennomføre tiltaket. Scenariets potensiale kategoriseres for å ta høyde for noe av usikkerhetene i beregningene, i følgende klasser:

- Høyt til svært høyt potensiale (scenariets potensiale >20%)
- Middels til høyt potensiale (scenariets potensiale = 0-20%)
- Lavt til middels potensiale (scenariets potensiale = -20-0%)
- Lavt potensiale (scenariets potensiale <-20%)

TP avlastningsbehov avløp (%) klassifiseres direkte på en tilsvarende måte, under antakelse om at jo høyere reduksjon som er nødvendig, jo vanskeligere er det å gjennomføre:

- Høyt til svært høyt potensiale (TP avlastningsbehov avløp (%) < 20%)
- Middels til høyt potensiale (TP avlastningsbehov avløp (%) = 20-50%)
- Lavt til middels potensiale (TP avlastningsbehov avløp (%) = 50-70%)
- Lavt potensiale (TP avlastningsbehov avløp (%) > 70%)

For at miljømålet for fosfor skal nås, er det nødvendig at både jordbruk og avløp klarer å avlaste så mye som det kreves av hver av disse kildene. Samlet potensiale bestemmes derfor av kilden med dårligst potensiale.

Alternativ 2:

Det forutsettes at vi ikke deler opp det totale avlastningsbehovet etter kildenes bidrag. I stedet legger vi inn at avløp reduseres med en fast prosent på 50%, som et meget usikkert anslag for å illustrere en mulig effekt av fremtidige avløpstiltak. TP avlastningsbehov jordbruk (%) beregnes deretter som:

$$\text{TP avlastningsbehov jordbruk (\%)} = (\text{TP avlastningsbehov} - 50\% \times \text{TP avløp}) \times 100 / \text{TP jordbruk} \quad \text{Formel 10}$$

Scenariets potensiale beregnes som i formel 10, og klassifiseres som beskrevet over. Det gjøres ingen klassifisering for avløp, da tiltakseffekten er satt til en fast verdi på 50%. Med dette alternativet kan jordbruk avlaste «på vegne» av avløp. Generelt vil potensialet for å nå miljømålet for fosfor da bli noe høyere i enkelte vannlokaliteter, men stort sett gir begge alternativer omtrent samme resultat.

Det presiseres at disse beregningene gir høyst usikre resultater. Noen steder er avlastningsbehovet så lavt at det ligger innenfor bl.a. feilmarginene for måling av fosforkonsentrasjoner i vann. Vi har valgt å sette en grenseverdi på 10% av miljømålet for fosfor for dette, og vurderer det slik at der avlastningsbehovet er mellom 0 og 10% av miljømålet for fosfor, er det usikkert om miljømål allerede er nådd eller ikke, og dermed om ytterligere tiltak i det hele tatt er nødvendig.

Grunnlag for prioritering av tiltaksområder er gjennomført som en analyse av risikofaktorer på jordbruksareal, der vi har vurdert gjennomsnittlig total erosjonsrisiko, gjennomsnittlig P-AL, andel av areal med P-AL over anbefalt verdi (7 mg/100 g), andel jordbruksareal som er jordarbeidet om høsten, andel jordbruksareal med potet- og/eller grønnsaksproduksjon, andel jordbruksareal med høstkorn, og andel jordbruksareal med gras. Det er i tillegg satt opp en oversikt over nåværende tiltaksomfang, representert ved faktisk drift 2016.

3 Tiltaksanalyse for vannregion Glomma

3.1 Målt nivå av partikler og fosfor

Gjennomsnittlige målte konsentrasjoner av partikler og totalfosfor i utvalgte elve- og innsjølokaliteter er presentert i vedlegg 2, tabell V2.1. Variasjonsområdene i nivåer for disse vannlokalitetene er oppsummert per vannområde i tabell 3.1, og visualisert i figur 3.1. De høyeste nivåene av partikler er målt i vannlokaliteter i VO Øyeren, VO Leira-Nitelva og VO PURA. De høyeste nivåene av totalfosfor i elver og bekker er målt i VO Øyeren, VO Glomma sør for Øyeren, VO Morsa og VO PURA. De høyeste nivåene av totalfosfor i innsjøer er målt i VO PURA, VO Leira-Nitelva og VO Glomma.

Tabell 3.1. Variasjonsområder i gjennomsnittlig målt konsentrasjon av partikler (SS) og totalfosfor (TP) i bekker og elver, og totalfosfor (TP) i innsjøer i vannområdene.

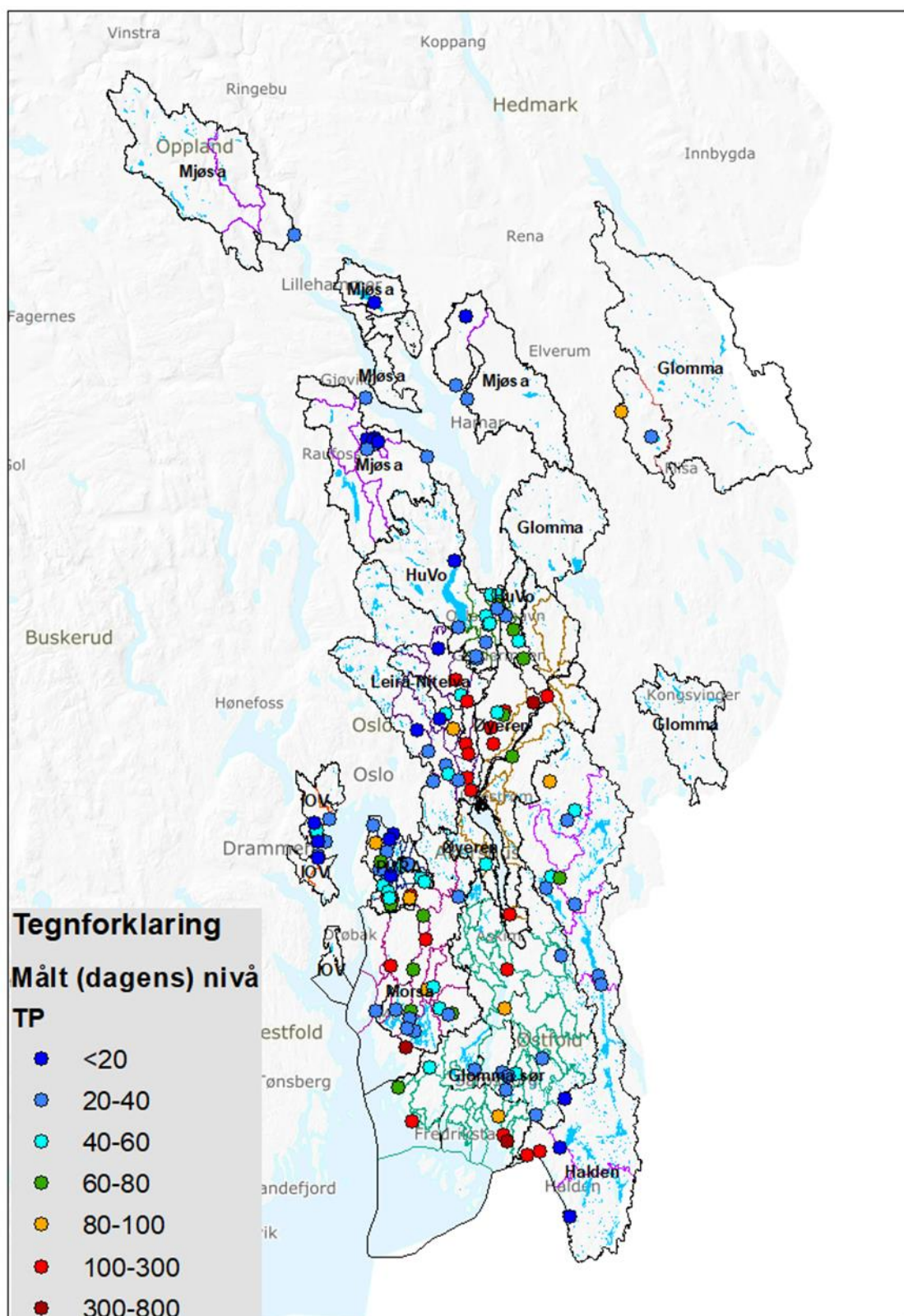
Vannområde	SS (mg/L) i bekker/ elver	TP (µg/L) i bekker/elver	TP (µg/L) i innsjøer
Halden	5-100	15-150	20-35
Glomma sør	10-40	15-600	20-55
Morsa	5-80	15-450	10-40
PURA	80-150	15-350	20-110
IOV	3-6	15-40	10-20
Leira-Nitelva	1-300	5-260	60-100
Øyeren	10-300	40-800	20-90
Huvo	2-30	10-80	5-30
Mjøsa	-*	10-30	10-30
Glomma	-*	-*	20-80

* For dårlig datakvalitet til å bli inkludert i tabellen.

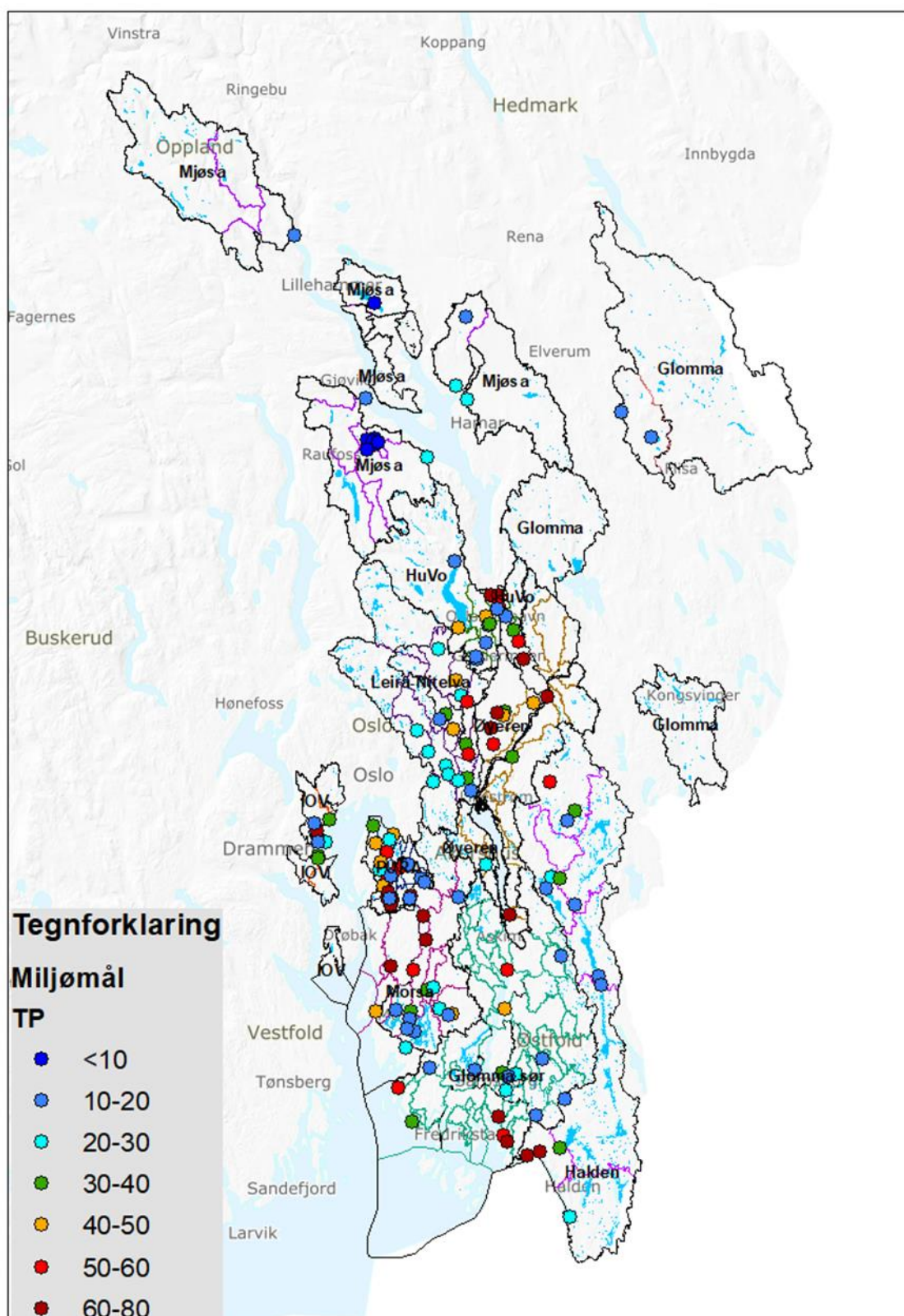
3.2 Miljøsmål og avlastningsbehov for fosfor

Fastsatte miljøsmål for fosfor varierer fra 17-29 µg TP/L i elvevannlokaliteter med ingen/liten utbredelse av marine leiravsetninger (VO Mjøsa, deler av VO Huvo og enkelte vannlokaliteter i de andre vannområdene), og mellom 40 og 80 µg TP/L der deknningen av marine leiravsetninger er over 20%. I innsjøer varierer miljømålet for fosfor mellom 8 og 20 µg TP/L. Fastsettelse av miljømålet for fosfor er beheftet med usikkerheter, og særlig for såkalte leirvassdrag. Kartet i figur 3.2. viser miljøsmål for fosfor for de utvalgte vannlokalitetene.

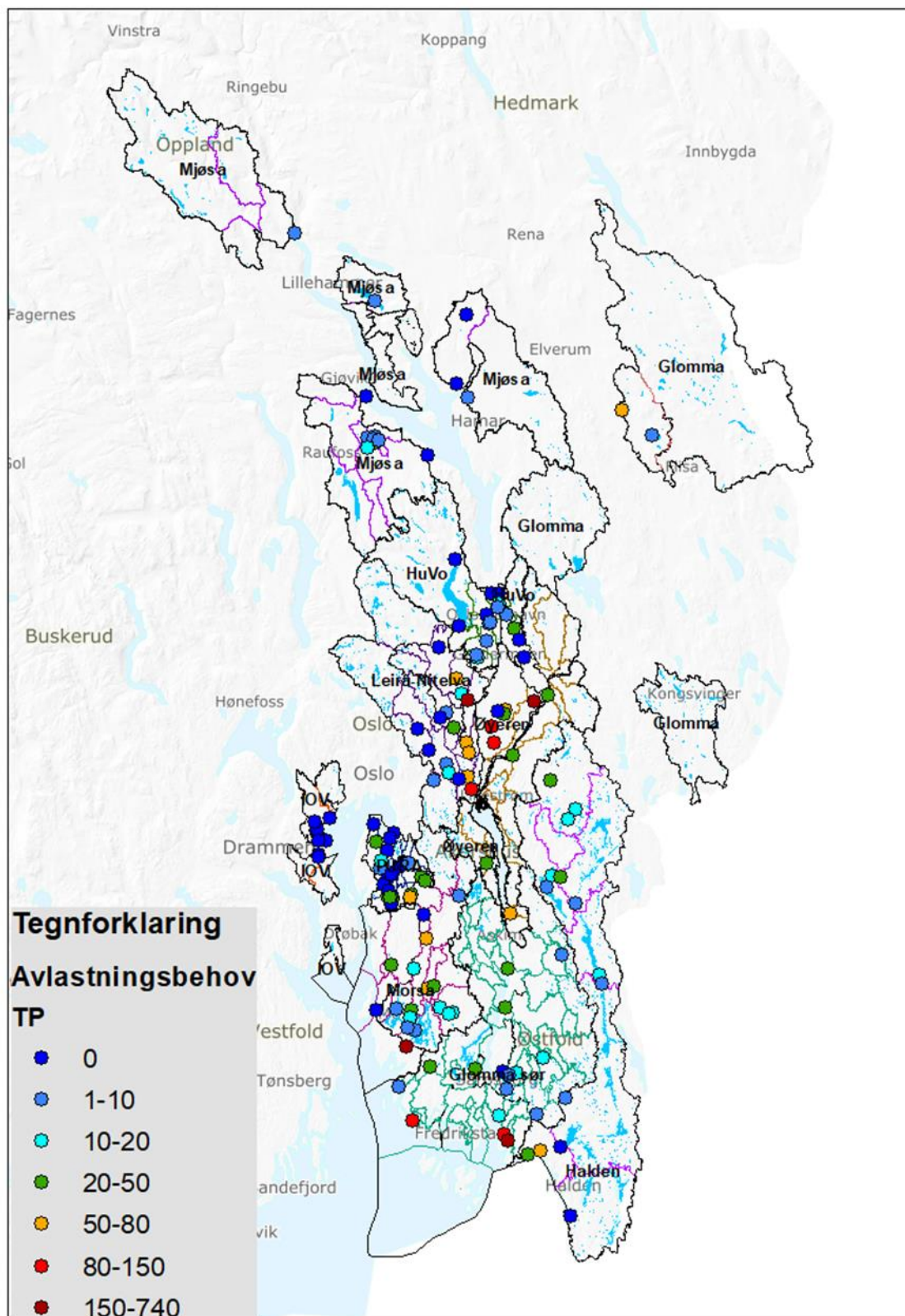
Alle vannområdene har opptil flere vannlokaliteter der det er beregnet et avlastningsbehov, dvs. at målt nivå av totalfosfor er høyere enn miljømålet for fosfor (se tabell 3.2 for oversikt). I noen av vannlokalitetene er avlastningsbehovet (angitt som konsentrasjon) såpass lavt at det er usikkert om det er reelt, pga. usikkerheter knyttet til miljømålet for fosfor, prøvetaking, målemetoder for TP-konsentrasjon og representativitet av data som inngår i beregnet gjennomsnittlig målt TP-konsentrasjon. Kartet i figur 3.3. viser avlastningsbehovet for de utvalgte vannlokalitetene. Beregnet potensiale for å nå miljømålet for fosfor gjennom å gjennomføre definerte tiltak (se avsnitt 2.6.4) er oppsummert i tabell 3.2. For mer detaljerte resultater, henvises det til kapitlene for de enkelte vannområdene.



Figur 3.1. Målt nivå av totalfosfor (TP, µg/L) i utvalgte elver, bekker og innsjøer.



Figur 3.2. Miljøsmål for totalfosfor (TP, µg/L) i utvalgte elver, bekker og innsjøer.



Figur 3.3. Avlastningsbehov for totalfosfor (TP, $\mu\text{g/L}$) i utvalgte elver, bekker og innsjøer.

Tabell 3.2. Antall vannlokaliteter som har nådd miljømålet for fosfor, som har middels til høyt potensiale for å nå miljømålet med definerte tiltak og som har lavt til middels potensiale for å nå miljømålet med definerte tiltak. Tall i parentes trekker fra eller legger til lokaliteter der det er usikkert om miljømålet er nådd eller ikke.

Vannområde	Nådd målet	Høyt potensiale	Lavt potensiale	Nådd målet	Høyt potensiale	Lavt potensiale
Elver/bekker			Innsjøer			
Halden	2	2	4	(2)	4 (2)	2
Glomma	1 (2)	5 (4)	4	(1)	2 (1)	4
Morsa	2	2	7	-	4	2
PURA	15	7	2	1	2	3
IOV	7	-	-	1 (2)	-	-
Leira-Nitelva	5	4	7	-	-	1
Øyeren	1	4	5	-	-	-
Huvo	7 (8)	4 (3)	4	-	-	1
Mjøsa	3 (4)	2 (1)	1	-	1	6
Glomma	-	-	-	-	-	2

3.3 Kilderegnskap for fosfor

3.3.1 Tilførsler fra dyrka mark, driftsår 2016

Jord- og fosfortap fra dyrka mark ved faktisk drift i 2016, beregnet i Agricat2 og med tilleggsmodell for drågerosjon, er oppsummert for vannområdene i tabell 3.3 (sum av flate- og drågerosjon). Totalt jordtap var mellom ca. 3 og 49 kilotonn, og totalt fosfortap mellom 4 og 76 tonn. Tapene var høyest i de store vannområdene Øyeren og Glomma sør for Øyeren, og lavest i de små vannområdene PURA, IOV og Huvo, samt Glomma. I tillegg er det beregnet fosfortap fra beite og overflatedyrka arealer vha. koeffisienter, og verdiene varierer fra bare noen tiltalls kilogram i IOV til nesten ett tonn i Mjøsa (tabell 3.4). Dette utgjør dermed lite av de totale tilførslene fra jordbruket.

Forskjeller mellom vannområdene kommer best fram ved å se på jord- og fosfortap per arealenhet. Mjøsa, Glomma og Huvo hadde lavest tap, i størrelsesorden ca. 20-50 kg SS/daa og 30-80 g TP/daa. Det var høyest tap per arealenhet i IOV og Leira-Nitelva (ca. 140 kg SS/daa og ca. 200 g TP/daa). Øyeren, Glomma sør for Øyeren, PURA og Morsa hadde middels tap per arealenhet (ca. 100 kg SS/daa og ca. 150 g TP/daa). Tapene var aller lavest i Mjøsa (ca. 20 kg SS/daa og ca. 30 g TP/daa).

Variasjonen i totalt fosfortap mellom alle tiltaksområder er framstilt i figur 3.4 og 3.5.

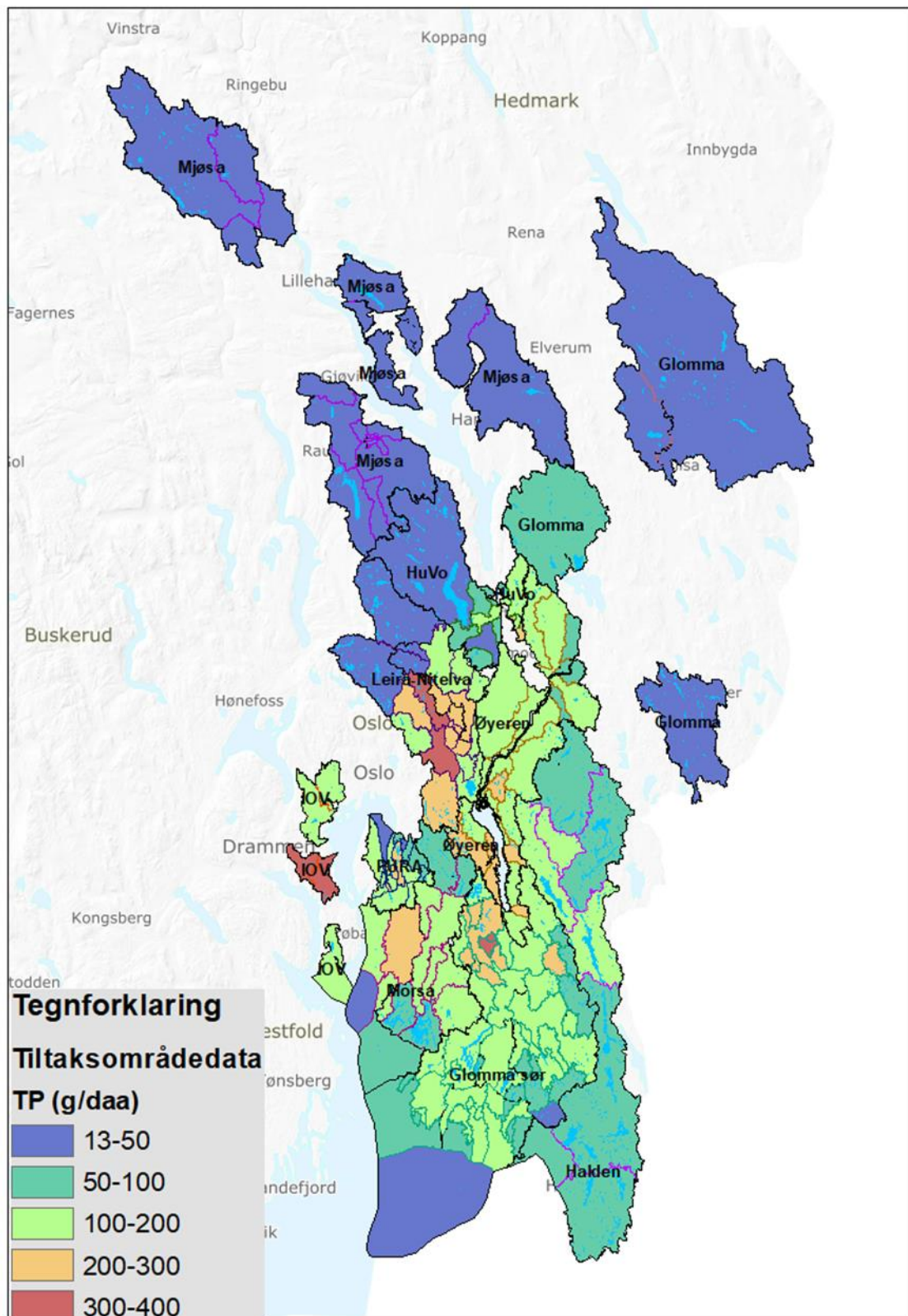
Tabell 3.3. Beregnet jordtap (SS) og fosfortap (TP) som følge av summen av flate- og drågerosjon på dyrka mark, summert opp per vannområde (kolonner 2-4) og fordelt på totalt jordbruksareal i vannområdene (kolonne 5-7).

Vannområde	SS kilotonn/år	TP tonn/år	BIO-P tonn/år	SS kg/daa/år	TP g/daa/år	BIO-P g/daa/år
Halden	11	18	4	62	116	23
Glomma sør	49	76	15	108	167	33
Morsa	18	30	6	87	146	29
PURA	4	7	1	93	154	31
IOV	5	7	1	144	224	45
Leira-Nitelva	21	32	6	138	209	42
Øyeren	33	46	9	113	158	32
Huvo	3	4	1	51	80	16
Mjøsa	7	11	2	18	28	6
Glomma	3	4	1	39	46	9

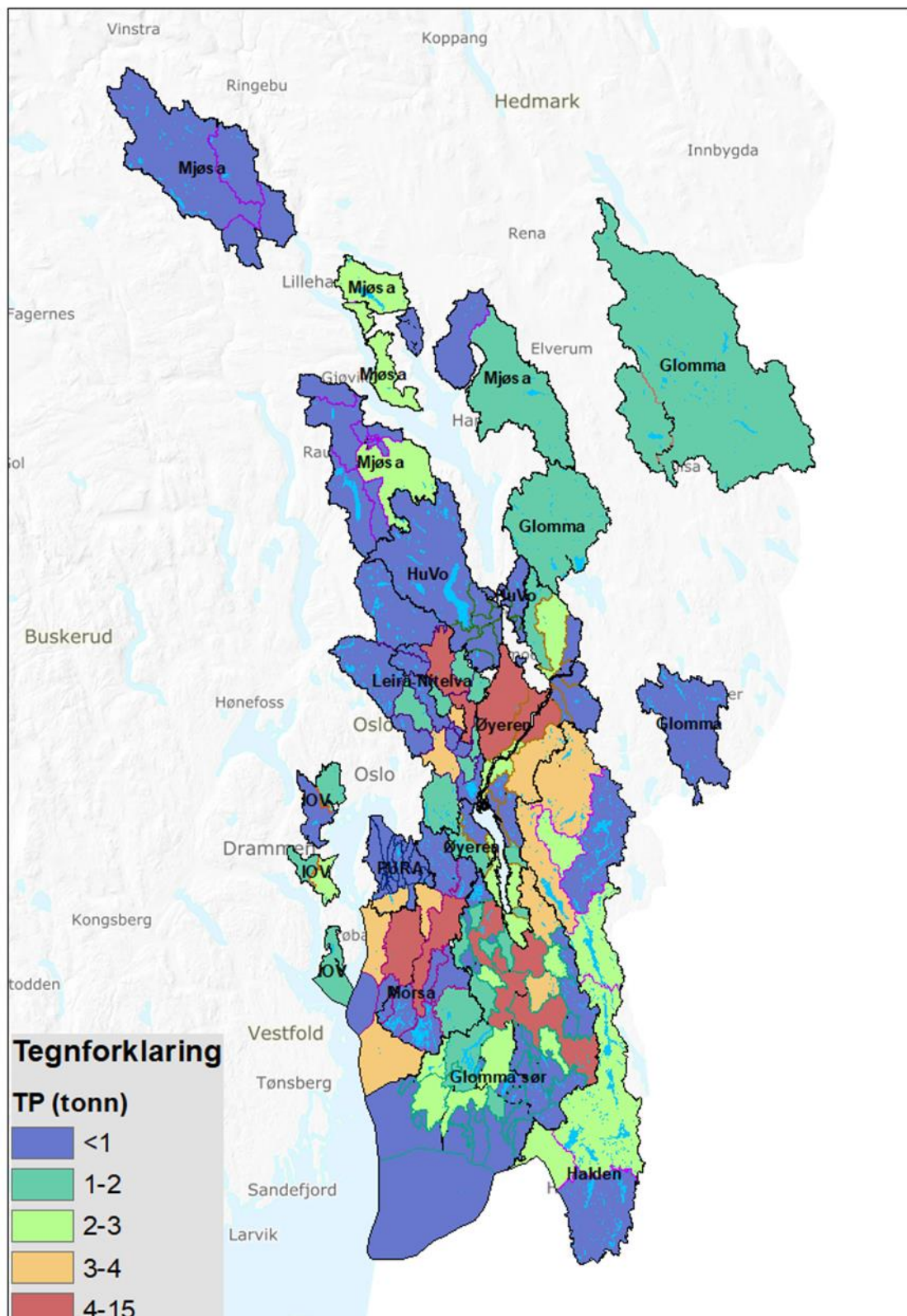
Tabell 3.4. Fosfortilførsel (kg/år) fra beite og overflatedyrka mark, beregnet med koeffisienter, summert opp per vannområde.

Vannområde	TP (tonn/år)	BIO-P (tonn/år)
Glomma	0,1	0,1
Glomma sør	0,3	0,2
Halden	0,1	0,1
Hurdalsvassdraget/Vorma	0,1	0,1
IOV	0,0	0,0
Leira-Nitelva	0,2	0,2
Mjøsa	0,8	0,6
Morsa	0,1	0,1
Øyeren	0,3	0,2
PURA	0,0	0,0

Det er også andre kilder til fosfortap fra jordbruksareal. Bl.a. kan spredning og lagring av husdyrgjødsel være en kilde noen steder. Det kan også tapes løst fosfor fra både jord og plantedeler, ved både overflate- og grøfteavrenning, særlig hvis P-AL er høy. Det er ikke gjort noe forsøk på å beregne bidrag fra disse kildene for de enkelte tiltaksområdene, men det er gjort en meget grov beregning per vannområde utfra kommunevise data fra et annet prosjekt (Selvik m.fl. 2017). Disse tallene anslår et bidrag til totalfosfor på ca. 4 tonn i Glomma sør for Øyeren, ca. 0,5-1 tonn i Leira-Nitelva, Mjøsa, Øyeren, Haldenvassdraget og Morsa, og 1-200 kg i Glomma, Hurdalsvassdraget/Vorma, PURA, Indre Oslofjord vest. Dette blir i så fall rundt 1-10% av totalt tap (TP fra Agricat pluss TP fra denne grove beregningen), med høyest andel i Glomma og Mjøsa.



Figur 3.4. Beregnet tap av totalfosfor per arealenhet (g/daa), som følge av flate- og fureerosjon på fulldyrka mark, per tiltaksområde.



Figur 3.5. Beregnet tap av totalfosfor (tonn), som følge av flate- og fureerosjon på fulldyrka mark, per tiltaksområde.

3.3.2 Tilførsler fra spredt og kommunalt avløp

Estimerte tilførsler av fosfor fra kommunalt og privat avløp er presentert som sum for hvert vannområde i tabell 3.5. Tilførslene er særlig høye i Leira-Nitelva, Morsa, Mjøsa og Glomma sør for Øyeren. Det varierer hvor mye de enkelte tiltaksområdene bidrar med til totalen for vannområdet. De tiltaksområdene som bidrar prosentvis mest i sitt vannområde, er også indikert i tabell 3.4. Disse bidrar med rundt 1 tonn fosfor eller mer. I VO Morsa og VO Mjøsa er det flere tiltaksområder som bidrar nesten like mye som det tiltaksområdet som bidrar mest.

Tabell 3.5. Estimerte tilførsler av fosfor fra kommunalt og privat avløp, sum per vannområde, samt tiltaksområdet som bidrar mest.

Vannområde	TP (tonn/år)	BIO-P (tonn/år)	Tiltaksområde med høyest andel av total tilførsel
Halden	5	4	Halden7 (Iddefjorden; 40%)
Glomma sør	10	8	GS2 (Hyllibekken; 35%)
Morsa	10	8	Morsa14 (Kystbekker Mosseelva til Drøbak; 35%)
PURA	3	2	PURA9 (Ås/Oppegård til Bunnefjorden; 10%)
IOV	1	1	IOV4 (Røyken; 55%)
Leira-Nitelva	15	12	Nitelva6 (Slattum-Åros; 60%)
Øyeren	6	5	Øyeren11 (Rømua; 20%)
Huvo	4	3	Hurdal1 (Andelva; 35%)
Mjøsa	10	8	Mjøsa1 (Moelv og Tingnes-Brøttum; 20%)
Glomma	4	3	Glomma4 (Tilløp Flisa; 50%)

3.3.3 Tilførsler av fosfor fra andre kilder

Bidrag fra andre kilder enn jordbruk og avløp, dvs. skog, utmark, myr, åpen fastmark, deponisjon på vannflater og samferdsel/bebyggelse (herunder tette flater) er beregnet med koeffisienter, og resultater per vannområde er presentert i tabell 3.6. Tilførsler fra skog og utmark bidrar med den største andelen fosfor blant disse kildene, inntil ca. 10 tonn i VO Glomma, Mjøsa, Haldenvassdraget og Enningdalselva og Glomma sør for Øyeren. Deponisjon og samferdsel/bebyggelse bidrar stort sett med ca. 1 tonn totalfosfor eller mindre i alle vannområdene.

Tabell 3.6. Fosfortilførsel (tonn/år) fra naturlige og antropogene kilder utenom jordbruk og avløp, beregnet med koeffisienter.

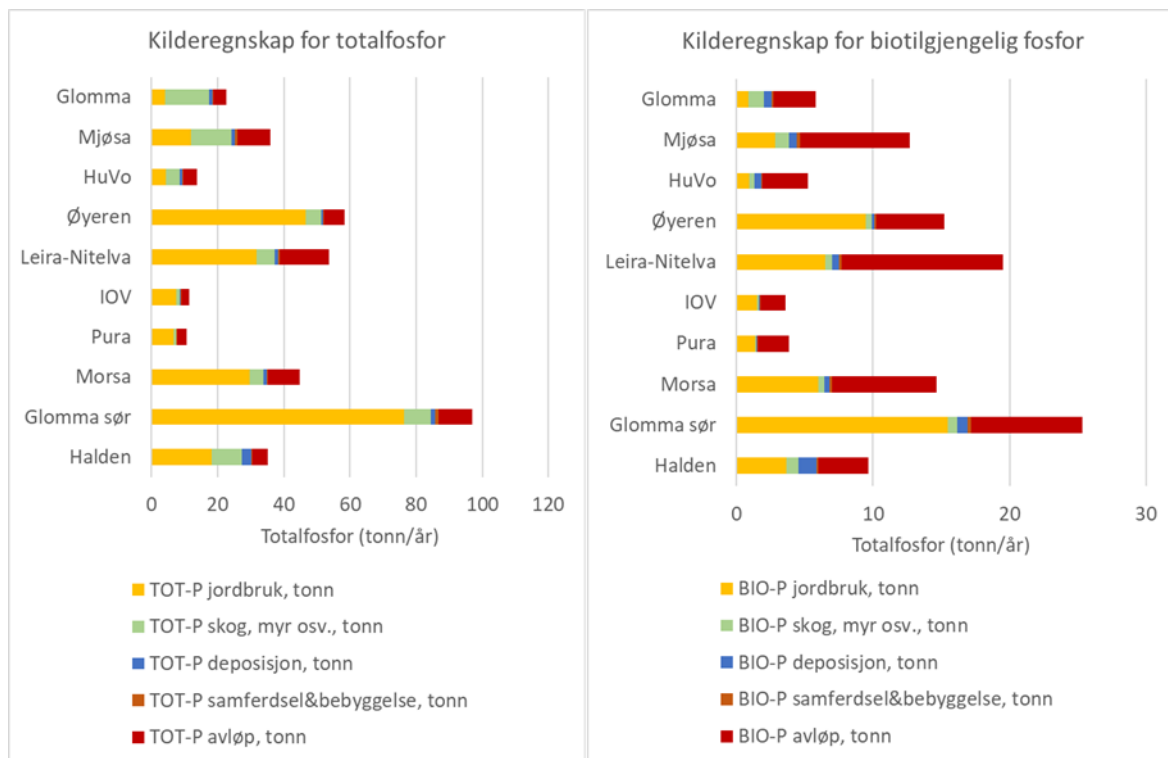
Vannområde	Skog, myr, åpen fastmark		Deponisjon		Samferdsel, bebyggelse		
	TP	BIO-P	TP	BIO-P	TP	BIO-P	
Halden		9	1	3	1	0,4	0,1
Glomma sør		8	1	1	1	1	0,3
Morsa		4	0,4	1	0,4	1	0,2
PURA		1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
IOV		1	0,1	0,1	0	0,3	0,1
Leira-Nitelva		6	1	1	1	2	0,2
Øyeren		5	1	0,4	0,2	0,4	0,1
Huvo		4	0,4	1	1	0,2	0,1
Mjøsa		12	1	1	1	1	0,2
Glomma		13	1	1	1	0,3	0,1

3.3.4 Totalt kilderegnskap

Det totale kilderegnskapet er oppsummert per vannområde i tabell 3.7 og i figur 3.5. Beregningene antyder at tilførsler av totalfosfor fra jordbruksareal utgjør ca. 20-80% av de totale tilførslene, mens kommunalt og privat avløp utgjør ca. 10-30% og andre kilder (skog, utmark, deponisjon på vannflater, samferdsel/bebyggelse) ca. 10-65%. Fordelingen varierer mellom vannområdene. Tilførslene fra jordbruksareal utgjør mest der det er mye jordbruksareal og samtidig høye fosfortap fra disse arealene, slik som i VO Øyeren og VO Glomma sør for Øyeren. Andelen biotilgjengelig fosfor er mer likt fordelt mellom jordbruk og avløp ettersom biotilgjengelig fosfor regnes for å utgjøre en stor andel av totalfosforet i avløpsvann (80%), mens andelen er mindre for jordbruksavrenning (20%). Avløp står dermed for ca. 30-65% av biotilgjengelig fosfor, mens jordbruk står for ca. 15-60%, og andre kilder 5-30%.

Tabell 3.7. Prosentvis fordeling av fosfortilførsler fra ulike kilder oppsummert per vannområde. Andre kilder omfatter skog/utmark, deponisjon på vannflater og samferdsel/bebyggelse (herunder tette flater).

Vannområde	Jordbruk, %	Avløp, %	Andre kilder, %
TP			
Halden	52	13	35
Glomma sør	79	11	11
Morsa	66	21	12
PURA	63	27	10
IOV	67	20	13
Leira-Nitelva	59	28	13
Øyeren	80	11	10
Huvo	32	31	37
Mjøsa	33	28	39
Glomma	18	17	65
BIO-P			
Halden	38	38	24
Glomma sør	61	32	7
Morsa	41	52	7
PURA	35	60	5
IOV	42	51	7
Leira-Nitelva	33	61	6
Øyeren	62	33	5
Huvo	18	65	17
Mjøsa	22	63	14
Glomma	15	54	31



Figur 3.6. Kilderegnskap for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor, oppsummert per vannområde.

3.4 Gjennomførte tiltak

Tabell 3.8 viser en oversikt over areal som ble omsøkt (det er her ikke skilt mellom godkjente og ikke godkjente søknader) i RMP-ordningen i 2016, i prosent av totalt jordbruksareal, og sier noe om omfang av gjennomføring av ulike RMP-tiltak i regionen. Her kommer det tydelig fram at ingen/utsatt jordarbeiding er mest utbredt, og er omsøkt på ca. 10-40% av totalt jordbruksareal. Alle andre tiltak er omsøkt på mindre enn 10% av jordbruksarealet. Ser man på de enkelte tiltaksområdene, er det større spredning i omfanget. Ingen/utsatt jordarbeiding er da omsøkt på ca. 0-65% av jordbruksarealet. Andre grasdekte arealer er omsøkt på inntil ca. 30%, direktesådd høstkorn på inntil 20%, miljøavtale på inntil drøyt 30%, ellers er det generelt mindre enn 10% av arealet som er omsøkt for resten av tiltakene. Samlet tiltaksgjennomføring varierer mellom 0 og 85% for de ulike tiltaksområdene. Bare 25 av de 171 tiltaksområdene har et omfang på over 50%, mens 78 har et omfang mellom 25 og 50%, og 17 har et omfang lavere enn 10%. Tiltaksomfanget vil naturligvis variere fra år til år, så disse tallene gir bare en viss indikasjon på generelt omfang av tiltaksgjennomføring.

Tabell 3.8. Omfang av tiltaksgjennomføring i 2016 (% av totalt jordbruksareal), omsøkt areal.

Tiltak	Halden	Glomma sør	Morsa	PURA	IOV
Andre grasdekte arealer	3	2	3	1	1
Direktesådd høstkorn	1	0	1	1	0
Fangvekster etter høsting	0	0	0	0	0
Fangvekster sådd sammen med vekster	1	1	0	1	0
Høstharving	0	0	0	1	0
Ingen/utsatt jordarbeiding	37	22	31	27	10
Miljøavtale	0	0	1	0	4
Stubb i flomutsatte og vassdragsnære områder	4	1	2	0	0
Utsatt omlegging av eng	1	1	0	1	0
Vedlikehold av fangdammer	0	0	0	0	0
Gras i dråg*	66	270	110	11	1
Kantsoner i åker*	140	900	940	140	6
Tiltak	Leira-Nitelva	Øyeren	Huvo	Mjøsa	Glomma
Andre grasdekte arealer	7	4	3	0	0
Direktesådd høstkorn	2	1	1	0	0
Fangvekster etter høsting	0	0	0	0	0
Fangvekster sådd sammen med vekster	2	1	2	0	0
Høstharving	0	0	0	0	0
Ingen/utsatt jordarbeiding	31	28	21	18	36
Miljøavtale	0	0	0	0	0
Stubb i flomutsatte og vassdragsnære områder	1	0	0	0	0
Utsatt omlegging av eng	1	0	1	0	0
Vedlikehold av fangdammer	0	0	0	0	0
Gras i dråg*	32	200	15	117	6
Kantsoner i åker*	140	400	15	60	37

*For gras i dråg og kantsoner i åker er det oppgitt dekar

3.5 Beregnede tiltakseffekter i jordbruket

3.5.1 Ingen jordarbeiding om høsten, redusert gjødsling og grasdekt kantsoner i åker

Tiltakene som det ble beregnet effekter av i Agricat2 hadde ulik effektivitet, både mellom tiltak/tiltakskombinasjoner og mellom vannområder (tabell 3.9). Det gjelder tiltak mot tap av jord og partikkelbundet fosfor som følge av flateerosjon, og omfatter jordarbeidingstiltak (stubb), redusert fosforstatus og grasdekte kantsoner i åker. I gjennomsnitt var tiltakseffektene i % lavest i vannområdene Mjøsa, Glomma og Huvo (maks ca. 30 % for mest effektive tiltak), middels i Morsa, PURA og Haldenvassdraget (max ca. 45 %), og høyest i IOV, Øyeren, Leira-Nitelva og Glomma sør for Øyeren (maks ca. 60 %). Årsaker til at prosent tiltakseffekt varierer når den oppsummeres på nedbørfelt-/vannområdeskala, er at 1) prosent tiltakseffekt øker med økende erosjonsrisiko, fordi jordarbeidingsfaktorene er funksjoner av erosjonsrisiko, 2) prosent tiltakseffekt kommer an på hvor mye tiltak som er gjort i utgangspunktet, da scenariene tar utgangspunkt i faktisk drift og legger på ytterligere tiltak – jo større tiltaksgjennomføringen er i utgangspunktet, dess lavere blir den oppsummerte tiltakseffekten, og 3) prosent tiltakseffekt kommer an på hva P-AL var i utgangspunktet – f.eks., hvis en stor del av arealet har P-AL under 10, vil SC6 komme ut med lav tiltakseffekt.

Tabell 3.9. Prosent reduksjon i fosfortap ved flateerosjon ved ulike kombinasjoner av tiltak, per vannområde. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Scenario	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11
Tiltaksområde	Tiltakseffekt (%)										
Halden	-27	5	12	19	8	2	7	10	19	31	21
Glomma sør	-23	21	34	38	17	2	8	13	34	48	29
Morsa	-40	9	25	29	12	4	9	12	25	42	26
PURA	-30	7	29	33	9	3	10	9	22	44	22
IOV	-11	28	44	46	28	5	12	24	51	62	46
Leira-Nitelva	-47	30	37	38	21	2	7	18	45	52	36
Øyeren	-34	25	35	37	21	1	4	18	41	50	35
Huvo	-54	8	14	19	5	2	8	7	22	31	17
Mjøsa	-9	0	0	6	0	6	13	6	19	25	19
Glomma	-26	0	9	17	4	4	9	9	13	30	17

*Fargene synliggjør effektene ved at mørkere farge representerer høyere tiltakseffekt.

Kombinasjonsscenarioer med både arealer lagt i stubb, P-AL-reduksjon og grasdekt kantsoner i åker (scenario 10 og 9), var mest effektive, med scenario 10 (alt kornareal legges i stubb, 6 m grasdekt kantsoner i åker langs alle bekker, maksverdi for P-AL settes til 7) som det aller mest effektive scenariet i samtlige vannområder, med 25 – 62 % reduksjon i fosfortap grunnet flateerosjon.

Scenarier med areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 lagt i stubb (scenario 3) eller alt kornareal lagt i stubb (scenario 4), og ingen andre tiltak i tillegg, samt kombinasjonsscenario med vassdragsnært areal lagt i stubb, grasdekt kantsoner i åker og redusert P-AL (scenario 11), kom også brukbart ut i ca. halvparten av vannområdene, med en oppnådd fosfortapsreduksjon på ca. 30-45 %. Den andre halvparten av vannområdene oppnådde maks 20% fosfortapsreduksjon med disse scenariene. Scenarier med stubb kun i klasse 3 og 4 (scenario 2) ga 20-30 % reduksjon i fosfortap i halvparten av vannområdene, og mindre enn 10% reduksjon i resten av vannområdene.

Med kun grasdekt kantsoner i åker (scenario 8) eller kun vassdragsnære arealer i stubb (scenario 5) ble det jevnt over oppnådd mindre enn 20 % reduksjon i fosfortap. Det må her påpekes at det ikke er regnet med reelle nedbørfelt til grasdekte kantsoner i åker, kun en standard 50 m influenssone langs kantsonen. Det er ikke utenkelig at arealet som drenerer til kantsonen i virkeligheten er større, og da vil tiltakseffekten også bli større. På den annen side vil en del areal som ligger innenfor kantsonens nedbørfelt kanskje ikke drenerer til kantsonen fordi overflatevann med evt. partikler og fosfor ledes ned i en kum før kantsonen nås. Gode kantsoner som også har en kant med naturlig vegetasjon mot bekken eller elva vil dessuten redusere kanterosjon. I leirvassdrag kan slik kanterosjon gi betydelige mengder fosfor til vannforekomsten (f.eks. Skarbøvik og Blankenberg 2014; Blankenberg m.fl. 2017).

Scenarier med kun P-AL-reduksjon (scenario 7 og 8) var generelt mindre effektive sammenlignet med jordarbeidingstiltakene mht. tap av partikkelbundet fosfor. P-AL-reduksjon ga inntil 13 % reduksjon i

fosfortap ved å sette maksverdi for P-AL til 10, og 20 % ved maks P-AL = 7. Det må her påpekes at disse scenariene kun beregner effekten på partikkelbundet fosfor. Ved forhøyede verdier av P-AL vil også direkte tap av løst fosfor kunne bidra til totalt fosfortap, så effekten av scenariene er noe underestimert.

Tabell 3.8 viser også prosent avvik mellom scenario 0, som representerer faktisk drift 2016, og scenario 1, der alt kornareal er høstpløyd. Dette sier til dels noe om «tiltaksgraden» det spesifikkte året 2016, og denne var da høyest i Huvo, Leira-Nitelva og Morsa (>40% forskjell), og lavest i Mjøsa og IOV (<15 % forskjell).

3.5.2 Grasdekt vannvei

Der vann samler seg i forsenkninger i terrenget («dråg» eller «vannveier»), kan vannet begynne å grave i jorda, og vi får «drågerosjon». Slike erosjonsspor kan bli både dype og brede, og mye jord og fosfor kan tapes på denne måten. Ved å unngå at jorda i disse vannveiene ligger åpne, særlig gjennom vinteren, kan drågerosjonen reduseres eller unngås. Grasdekt vannvei regnes som et ganske effektivt tiltak i så måte. Et annet alternativ er å sette igjen stubb i vannveiene (eller på hele åkeren), noe det ikke er tilskudd til i dag, og effektiviteten er lite dokumentert. Plantedekke i vannveiene kan kombineres med inntakskummer og andre former for kontroll med overflatevann fra oppstrøms areal (avskjæring mot skog, dammer osv.). I tillegg til effekten på erosjon i selve dråget vil grasdekt vannvei også kunne bremse vannhastigheten, infiltrere overflatevann og dermed føre til sedimentasjon i dråg med grasdekt vannvei. Europeiske undersøkelser har dokumentert at 77-97% av tilførte jordpartikler holdes tilbake i grasdekte vannveier. I Norge er det utført en undersøkelse av dette tiltaket i et lite nedbørfelt på Romerike, og her ble det målt 55% lavere tap av jordpartikler i overflateavrenning i år med grasdekt vannvei i kombinasjon med inntakskum, sammenliknet med årene før disse to tiltakene ble gjennomført. Feltet for øvrig var høstpløyd. Det er i Norge også gjennomført feltregistreringer av erosjonsformer i to små nedbørfelt på Østlandet, i regi av JOVA-programmet.

I dette prosjektet er det gjort en meget grov beregning av drågerosjon på jordbruksarealene i tiltaksområdene. Drågerosjon utgjorde på vannområdebasis mellom 40 og 75% av det totale jordtapet, og 25-50% av tapet av partikkelbundet fosfor. Dersom vi bruker samme beregningsmetode som beskrevet i avsnitt 2.5.1 og vedlegg 1 og gjør om til grasareal alt som ikke er gras eller stubb fra før, blir reduksjonen i jord- og fosfortap som følge av drågerosjon ca. 50-85% (tabell 3.10), med høyest effekt der det er mye areal som er jordarbeidet om høsten, og lavest effekt der det er mye gras fra før. Hvis vi ser tiltakseffekten opp mot total erosjon (sum flate- og drågerosjon), blir prosentvis effekt lavere fordi det i beregningene ikke er tatt med at flateerosjonen berøres av dette tiltaket. Effekten av grasdekte vannveier varierer da mellom ca. 25-40% for jordtap og ca. 10-30% for partikkelbundet fosfortap. I virkeligheten vil også flateerosjonen påvirkes av grasdekte vannveier, ved at grasdekket fungerer som en grasdekt kantsone som fanger opp partikler og fosfor fra areal oppstrøms. Effekten av grasdekt vannvei kan dermed være noe underestimert.

Det må tas flere forbehold mht. denne beregningen, som er meget forenklet. F.eks. tar den ikke hensyn til hvordan arealfordelingen ved faktisk drift 2016 sammenfaller med drågerosjonskartet. Dersom det er større tetthet av dråglinjer der det allerede var grasarealer eller grasdekte vannveier, så vil tiltakseffekten her være overestimert. Beregningen forutsetter videre at tiltakseffekten skyldes grasdekt vannvei alene, men i realiteten kan det være nødvendig å kombinere med andre tiltak for å kontrollere overflatevann (hydrotekniske løsninger, avskjæringsgrøfter) for å oppnå estimert tiltakseffekt. Beregningen forutsetter at det ikke skjer fosforanrikning ved drågerosjon. Det har vi lite kunnskap om på nedbørfeltsskala. Dersom det også skjer betydelig anrikning ved denne prosessen, f.eks. pga. sedimentasjon av tyngre partikler, kan også dette bidra til at både totalt fosfortap og effekten av grasdekt vannvei på fosfortapet kan være underestimert.

Tabell 3.10. Prosent reduksjon i jord- og fosfortap grunnet drågerosjon ved full dekning av grasdekt vannvei, per vannområde. Tiltakseffekten er angitt for den delen av jord- og fosfortapet som skyldes drågerosjon alene, men også for det totale jord- og fosfortapet (sum flate- og drågerosjon).

Tiltaksområde	% reduksjon i SS- og TP-tap pga. drågerosjon	% reduksjon i SS-tap pga. flate+drågerosjon	% reduksjon i TP-tap pga. flate+drågerosjon
Halden	68	35	21
Glomma sør	78	31	19
Morsa	61	25	15
PURA	78	39	25
IOV	84	27	18
Leira-Nitelva	65	25	15
Øyeren	72	32	20
Huvo	50	22	13
Mjøsa	53	37	22
Glomma	55	40	27

3.5.3 Fangdammer

Fangdammer kan holde tilbake partikler og næringsstoffer. I dette prosjektet har det ikke vært rom for å se på plassering av fangdammer, men det er gjort en generell beregning av tiltakseffekten. Det har vært gjort en del undersøkelser av renseeffekter av fangdammer i kornområder, og på bakgrunn av dette er det laget en funksjon for renseeffekt som avhenger av fangdammens størrelse i forhold til størrelsen på nedbørfeltet som drenerer til fangdammen. I tabell 3.11 er det presentert renseeffekter for ulike fangdamstørrelser. Renseeffekten i % er uavhengig av erosjonsrisiko, P-AL og vekst/jordarbeiding, så lenge disse faktorene er like før og etter fangdam er inkludert som tiltak i beregningen.

Anbefalt fangdamstørrelse er mellom 0,1 og 1 % av nedbørfeltets størrelse (opptil 0,4 % for partikler og opptil 1 % for fosfor), og det er ikke anbefalt å etablere fangdammer i nedbørfelt som er over 2-3 km². Fangdammen bør plasseres så nær forurensningskilden som mulig.

Tabell 3.11. Renseeffekter for fangdam, i % reduksjon i jord- og fosfortap, beregnet for forskjellige forholdstall mellom fangdammens størrelse og nedbørfeltets størrelse (FD/NBF), for planert og ikke planert jord.

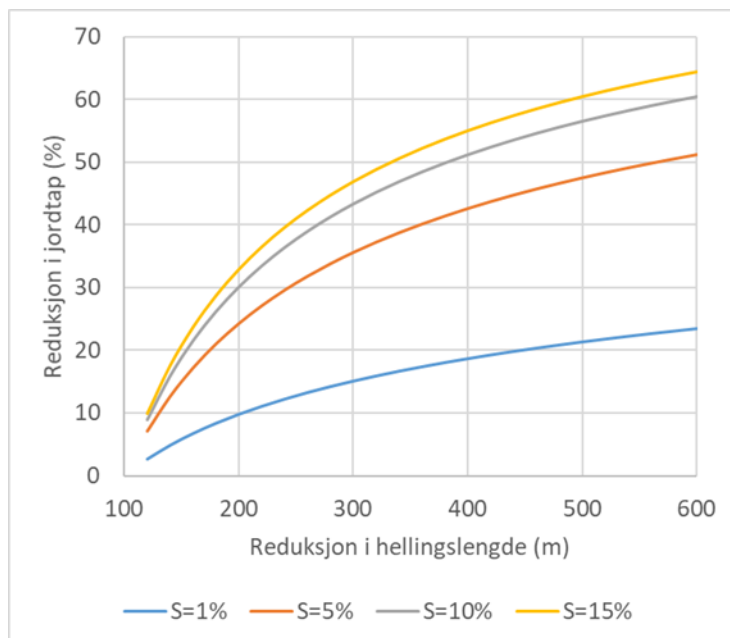
FD/NBF (%)	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0
Renseeffekter (%) jordtap										
Ikke planert	61	66	71	75	80	84	89	90	90	90
Planert	46	51	56	60	65	69	74	79	83	88
Renseeffekter (%) fosfortap										
Ikke planert	36	39	42	45	48	51	54	55	55	55
Planert	27	30	33	35	38	41	44	47	50	53

3.5.4 Grasstriper i åker (oppdeling av hellingslengder)

På lange hellinger øker risiko for erosjon og fosfortap sammenliknet med på kortere hellinger, ettersom det akkumuleres vann nedover hellingen, og vannet får stadig større fart. Tiltaket «grasstriper i åker» innebærer å dele opp hellingen med en stripe med gras, med mål om å senke vannhastigheten og vannmengden (infiltrasjon av overflatevann i grasstripen) og dermed redusere jord- og fosfortap. En slik grasstripe kan også fungere som en grasdekt kantsone, der partikler og næringsstoffer sedimenteres og holdes tilbake.

Vi har ingen måledata som sier noe om effekten av et slikt tiltak under norske forhold, men teoretiske beregninger vha. hellingslengde-funksjonen som er brukt i de nye erosjonsrisikokartene, kan gi en pekepinn. Dersom vi anser tiltaket som 100% effektivt i å redusere partikkeltransport ved flateerosjon (i den forstand at hvert segment man deler hellingen i, ikke lenger er forbundet med segmenter oppstrøms), og ser bort fra potensialet for retensjon av partikler (som ville økt effektiviteten), kan vi i figur 3.7 få en indikasjon på prosentvis effekt av redusere hellingslengder til 100 m segmenter. Prosentvis effekt blir, med valgte funksjon, høyere jo høyere hellingsgraden er. Som eksempel vil oppdeling av en 200 m helling til to 100 m hellinger gi en jordtapsreduksjon for hellingen som helhet på ca. 10% ved 1% hellingsgrad, og 30% ved 15% hellingsgrad, mens oppdeling av en 600 m helling til seks 100 m hellinger gir 20 og 60 % reduksjon i jordtap ved henholdsvis 1 og 15% hellingsgrad. Selv ved kun 5% hellingsgrad kan den teoretiske effektiviteten være stor – ca. 50% ved oppdeling av en 600 m helling. Altså kan oppdeling av hellingslengder i teorien være et ganske effektivt tiltak en del steder.

Det kan antas at tiltaket ikke bare vil kunne redusere flateerosjon, men til en viss grad også drågerosjon, ettersom ansamling av vann i forsenkningene potensielt kan bli mindre. Vi kan ikke tallfeste dette.



Figur 3.7. Prosentvis reduksjon i jordtap ved å redusere fra hellingslengder mellom 120 og 600 m, til hellingslengder på 100 m. Tall beregnet for hellingsgrader (S) mellom 1 og 15%.

3.6 Andre tiltak

Det er flere tiltak mot jord- og fosfortap som kan gjennomføres, men som ikke er belyst eller beregnet effekten av i denne rapporten, og som derfor heller ikke er diskutert i detalj. Herunder følger en kort beskrivelse av noen slike tiltak.

3.6.1 Fangvekster

Erosjon og tap av partikkelbundet fosfor blir redusert ved bruk av fangvekster sammenlignet med overvintring i stubb uten fangvekst (Aronsson m.fl. 2016; Bøe m.fl. 2019). Effekten på løst fosfat varierer og kan under noen omstendigheter være negativ på grunn av utfrysing av fosfor fra plantematerialet. Et forsøk på Hellerud i Akershus har vist at fangvekster ga økt avrenning av løst fosfat en vinter med vekslende snødekke, mens det i en vinter med sammenhengende snødekke ikke var økning i avrenning av løst fosfat fra arealer med fangvekster (Øgaard, unpubl.). På jord med høy fosforstatus vil en kunne fjerne fosfor med fangvekster som høstes sent om høsten. Høyere fosforstatus i jorda gir høyere fosforinnhold i graset, mer fosfor kan fjernes ved høsting av graset og det kan gi større fosfortap ved avrenning etter utfrysing av fosfor fra plantematerialet.

Den samlede effekten av fangvekst i stubb på det totale fosfortapet er varierende, men reduksjonen i fosfortap er størst fra arealer med mye erosjon, det vil si fortrinsvis bratte arealer og i områder med stabilt snødekke.

3.6.2 Gjødslingsplanlegging

Gjødslingsplanlegging er et generelt krav i søknad om produksjonstilskudd. Bedre tilpasning av gjødslingen til plantenes opptak av næringsstoffer bidrar til reduserte utslipp. Gjødslingsplanen kan evt. bidra til å fremme delt gjødsling med redusert bruk av nitrogen og reduserte utslipp i år med dårlige vekstforhold.

Når det gjelder fosfor er det viktig at fosforgjødslingen relateres til jordas fosforinnhold. Det inngår i Forskrift om gjødselplanlegging at det skal tas ut jordprøver for analyse av fosfor minst hvert 8. år slik at fosfortilførslene kan reduseres der fosforinnholdet i jorda er høyt. Gjødslingsplanen er et godt verktøy for å holde fokus på riktig gjødsling med næringsstoffer og dermed spare ressurser og redusere risiko for avrenning av næringsstoffer.

Presisjonslandbruk omfatter økt differentiering i bruk av både husdyrgjødsel og mineralgjødsel innenfor et skifte i forhold til variasjon i jordas egenskaper. Bedre kunnskap om næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel vil også føre til mer presis gjødsling og dermed mindre risiko for utslipp til luft og vann.

3.6.3 Tiltak mot avrenning fra husdyrgjødsel

Avrenning fra husdyrgjødsel kan reduseres ved å redusere mengden husdyrgjødsel som spres på et areal, tilpasse spredeperioden til plantenes opptak av næringsstoffer og bruke spredemetoder som reduserer risiko for avrenning.

Mengden av husdyrgjødsel reguleres bl.a. av spredearealkravet. Ofte gir tilførsel av maksimal mengde husdyrgjødsel i forhold til spredearealet et overskudd av fosfor i forhold til det som fjernes med planteproduksjon. Det betyr at fosforinnholdet i jorda bygges opp over tid. Fordeling av husdyrgjødsel på alt tilgjengelig spredeareal vil bidra til å unngå oppbygging av høye fosfortall i jorda og dermed redusere risiko for avrenning.

For å få best mulig utnyttelse av fosfor i husdyrgjødsel bør den spres rett før eller i vekstsesongen. Det bør ikke spres husdyrgjødsel etter høsting av den aktuelle veksten.

Spredemetoder som betyr at det blandes vann i husdyrgjødsel vil gi økt infiltrasjon, bedre utnyttelse av husdyrgjødsel og redusert risiko for overflateavrenning. Det kan skje enten ved nedfelling, med

slepeslanger eller stripespreder. Slike metoder gir større presisjon enn ved bruk av bredspredning. Fordelingen kan imidlertid være noe dårligere siden husdyrgjødsel kan ligge i striper og ikke være fordelt over hele arealet. Fordelen er først og fremst bedre infiltrasjon.

3.6.4 Forebygging av jordpakking

Jordpakking fører til at jorda blir tett, med dårlig struktur og redusert infiltrasjonsevne. Dette gir økt risiko for overflateavrenning, erosjon og næringsstofftransport på overflata. Jordpakking i ploglaget kan «repareres» ved å løsne jorda ved jordarbeiding, men pakkingsskader under ploglaget har vist seg å være nærmest uopprettelige. Det er derfor viktig å forebygge jordpakking ved å ikke bruke for tunge maskiner, ha dekk som er brede nok for å fordele marktrykket på størst mulig flate, og ikke minst ved å kjøre og jordarbeide når jorda er laglig, dvs. ikke for våt jord. På noen jordarter vil drenering være nødvendig for å bidra til raskere opptøking av jorda.

3.6.5 Drenering

Drenering er et viktig tiltak for å skape gode vekstforhold for plantene, og kan til en viss grad redusere overflateavrenning og dermed også risiko for erosjon og tap av fosfor med overflatevann, gjennom å lede unna vann i jordprofilen. Grøftesystemer vil ikke kunne hindre overflateavrenning ved ekstremepisoder, men bidrar til å drenere vannet raskere ut etter episoder.

Grøftesystemer kan imidlertid også fungere som en snarvei for partikler, fosfor og nitrogen gjennom jorda og ut i bekken/vassdraget, noe som særlig har vist seg når det er liten avstand mellom dreneringene (Øygarden, 2000; Lundekvam 1997; Kladvik m.fl., 2004), når jorda har mye sprekker (Øygarden m.fl., 1997) og makroporer (Oskarsen m.fl., 1994; Haraldsen, 1998). Det er også økt risiko for partikkeltap gjennom grøftesystemet de første årene etter drenering, for det kan ta tid før grøftefyllet får «satt» seg. I undersøkelsene til Øygarden (2000) og Lundekvam (1997), på bakkeplanert leirjord, ble det vist at fire meter grøfteavstand var ikke tilstrekkelig til å redusere erosjon med overflatevann, og at partikkeltap via grøfteavrenning kunne være betydelige selv flere år etter at grøftingen ble gjort. Drenering som tiltak må derfor kombineres med andre tiltak, som jordarbeiding. De samme studiene dokumenterte at når arealet ble lagt i stubb, ble partikkeltransporten redusert i både overflate- og grøfteavrenningen.

Grøftesystemer har et filtermateriale for å hindre utvasking og transport av jordpartikler til åpne vannsystemer og sedimentering i grøftene, men kan ikke være for tette for å hindre god vanntransport. Type filtermateriale kan ha betydning for partikkeltapet og også forholdene ved grøftingen. Dersom grøftingen utføres under ugunstige forhold som gir mye klump i grøftefyllet, kan det gi mye åpne sprekker med muligheter for partikkeltransport. Tradisjonelt har det ved grøfting i Norge vært brukt mest sagflis og eller grus med riktig (spesiell) kornfordeling. De siste årene er bruk av rør med pårullet teppefilter tatt i bruk.

Nitrogen tapes fortrinnsvis gjennom drenering (Kværnø & Bechmann, 2010), og drenering kan gi økte tap av nitrogen til vann dersom nitrogenoverskuddet ikke reduseres.

Målretting av drenering med prioritering av arealene med størst behov gir den mest positive effekten på vannmiljø.

3.6.6 Hydrotekniske tiltak

Hydrotekniske anlegg omfatter rørgrøfting og annen drenering, lukningsanlegg og kummer, og etableres for å redusere overflateavrenningen, erosjon og fosfortap, spesielt i drag. De hydrotekniske anleggene har liten eller ingen betydning for nitrogentapene. Grasdekke anbefales i forbindelse med hydrotekniske tiltak, siden gras rundt inntakskummer vil kunne redusere erosjonsskader.

Hydrotekniske anlegg som er feil dimensjonert, plassert eller konstruert, eller som har blitt ødelagte, kan medføre økt risiko for erosjonsskader, og slike anlegg bør repareres/utbedres.

Hvis overflatevann renner inn på jorden fra omkringliggende skogsareal, er det flere andre aktuelle tiltak som kan gjennomføres:

- Kvist- og stokkdammer – lave terskedammer av kvister og stokker, som reduserer mengde vann og vannets hastighet.
- Fordrøyningsdammer/sedimentasjonsdammer – kunstige dammer som vann ledes inn i for å dempe flom nedstrøms, gjerne kombinert med en sedimentasjonsdam i forkant. Disse er egnet til kortvarige ekstremepisoder, mens ved langvarig nedbør kan dammen fylles opp så den ikke virker etter hensikten.
- Hastighetsdemper i små bekker – terskler eller lave demninger bygd av betong, naturstein eller/og tremateriale som bremser vannet.
- Forebygging av jordpakking under skogsarbeid – jordpakking medfører økt overflateavrenning.
- Avskjæringsgrøft – en grøft lagt mellom jordbruksarealet og omkringliggende areal, som leder vann bort fra jordbruksarealet.

Det er også en rekke tiltak som kan gjennomføres i urbane områder, dersom disse bidrar til overflatevann ut på jordbruksareal: grasdekte vannveier, grønne tak, regnbed, regnhøsting, permeable overflater og kunstige overflommingsområder.

3.6.7 Bekkeåpning og restaurering

I landbrukslandskapet er mange bekker lukket i rør, mens andre er rettet ut eller senket. Våtmarker og dammer er drenert for å vinne land. Dette har gitt et fattigere kulturlandskap, mindre biologisk mangfold, forurensning og større flomtopper. Mange steder er det ønskelig å reversere denne utviklingen, og et av tiltakene kan være å gjenåpne lukkede bekker.

Andre tiltak kan være remeandring av kanaliserte strekninger, fjerning av uheldig utformede sikringstiltak, samt reetablering av kantvegetasjon. Dersom en åpner et lukkingsanlegg har en muligheter til å skape forhold som begrenser forurensningen fra landbruksarealene. Uten særlig merkostnad kan bekkeløpet utformes for optimal selvrensingsevne.

Sedimentasjon er den viktigste renseprosessen. Partikler bunnfeller pga. tyngdekraften. Fosfor bindes lett til slike jordpartikler. De små anleggene som er aktuelle ved gjenåpning av bekker vil derfor først og fremst ha god virkning når det gjelder fosfor. Planter, alger og bakterier trenger nitrogen og fosfor til egen vekst og forbruker en del av næringsstoffene i vannet. Organismene sedimenterer når de dør, og næringsstoffene vil bli liggende tilbake. Det er derfor viktig å optimalisere sedimentasjonsprosessen. Dette gjøres ved å lage terskler og dammer som gir minimal fart på vannet, og ved å øke bredden av bekken. I tillegg vil planter bremse farten på vannet og beskytte sedimentene mot å bli spylt ut i flom.

Renseeffekten øker med fangdammenes størrelse. Når et bekkeløp åpnes, har en mulighet til å lage en forholdsvis stor dam, ofte med en langsmal form langs bekkeløpet. Forventet flomstørrelse må beregnes slik at demninger og terskler bygges så solide at de tåler de største flomtoppene.

3.6.8 Avløpstiltak

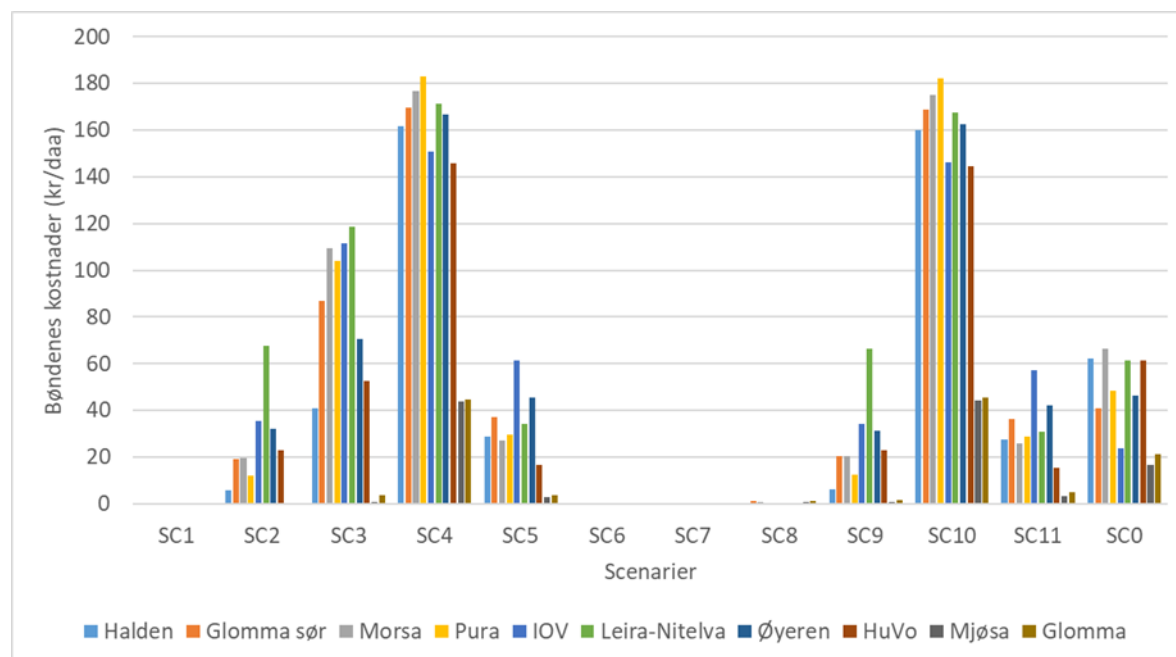
Potensialet for redusert utslipp fra avløp vil i noen grad ligge i forbedringer i de store renseanleggene, men antagelig i større grad ved opprydning i spredt avløp og utbedring av lekkasjer og overløp i kommunale ledningsnett. Dette potensialet vil naturlig nok variere mye mellom

vannområder/nedbørfelt, avhengig av dagens tilstand. Det anbefales at man vurderer å foreta mer konkrete beregninger av potensialet på avløpsområdet pr vannområde/nedbørfelt.

3.7 Kostnader og kostnadseffektivitet

3.7.1 Endret/reduisert jordarbeiding, kantsoner og redusert P-AL

Beregning av kostnader er utført for scenarier som skiller seg fra scenariene som er brukt i fosfortapsberegningene: I kostnadsscenariene er kornareal som ikke er berørt av tiltak, høstpløyd, mens i fosfortapsscenarioene har kornareal som ikke er berørt av tiltak, samme drift som faktisk drift 2016.



Figur 3.8. Kostnader ved ulike scenarier, i kroner per arealenhet totalt kornareal. SC0: Faktisk drift 2016; SC1: alt kornareal høstpløyd (referansetilstand); SC2: kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb; SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb; SC4: alt kornareal legges i stubb; SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb; SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner langs alle bekker og elver; SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8; SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner alle bekker, maksverdi for P-AL settes til 7; SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er det i disse scenariene høstpløyd.

Kostnadene ved å gjennomføre de ulike tiltakene som er skissert i scenariene fra Agricat2, varierte fra vannområde til vannområde, da totalt jordbruksareal er forskjellig. F.eks. var de totale kostnadene ved dyreste scenario 57 mill. kroner i Glomma sør for Øyeren, og kun 3 mill. kroner i Glomma og IOV. Kostnadene per arealenhet (figur 3.8) var stort sett høyest for scenarier der alt kornareal legges i stubb (SC4). Kostnadene var lavere ved å ikke legge de lavere erosjonsrisikoklassene i stubb (SC3 og SC2) eller ved å kun legge vassdragsnære arealer i stubb (SC5). Det er i beregningen forutsatt at P-AL-reduksjon hverken fører til avlingstap eller andre utgifter, og SC 6 og SC7 kom dermed ut med null kostnader. Bruk av fosforfri gjødsel kan føre til økte utgifter grunnet høyere pris på NK sammenlignet med NPK gjødsel, men denne prisforskjellen er ikke tatt med her. Det var også svært lave kostnader knyttet til å anlegge grasdekte kantsoner langs alle vann og vassdrag (SC8). Kostnadene ved kombinasjonsscenarioene 9, 10 og 11 var derfor stort sett ganske like som kostnadene ved de tilsvarende scenariene uten kantsoner og P-AL-reduksjon (SC2, 4 og 5). Det presiseres at dekningsbidrag for grasdekt kantsoner er et gjennomsnitt av tre verdier som representerer ingen høsting av graset,

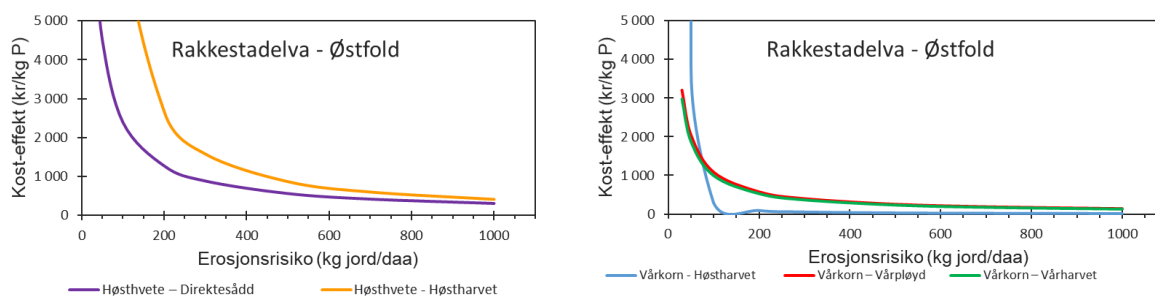
rundball og hestehøy, og dette gjennomsnittstallet slår da ut som en inntekt ved beregning av kostnader. Bruker man i stedet de enkelte dekningsbidragene, blir kostnadene noe høyere ved ingen høsting av graset, og noe lavere for rundball og hestehøy. Kostnadene ved arealfordeling jf. faktisk drift 2016 (SCO) var på middels til relativt høyt nivå sammenliknet med alle de andre scenariene, og det var stort sett bare SC3, 4 og 10 som hadde høyere kostnader enn faktisk drift 2016.

Ettersom de fleste scenariene i Agricat2 ikke er kompatible med beregningsmetode for kostnadseffektivitet, er det kun beregnet kostnadseffektivitet for de to scenariene som dette er mulig for: SC4 og SC10 (gjennomsnittstall for dekningsbidrag for grasdekt kantsone er brukt også i denne beregningen). Resultatene er presentert i tabell 3.12. Kost-effekt varierte mellom ca. 500 og 2800 kr/kg TP. Jo lavere verdi for kost-effekt, dess mer kostnadseffektivt er tiltaket. Kostnadseffektiviteten av disse tiltakene var altså høyest i Indre Oslofjord vest og Leira-Nitelva, og lavest i Mjøsa og Haldenvassdraget.

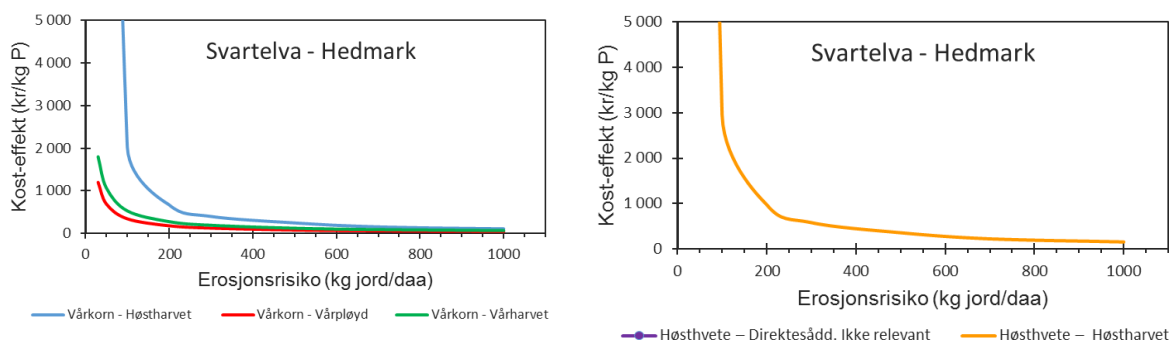
Tabell 3.12. Gårdbrukernes kostnader, reduksjon i fosfortap (TP) og kost-effekt for to tiltaksscenarioer. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner alle bekker, maksverdi for P-AL settes til 7.

Vannområde	SC4			SC10		
	Kostnader (mill. kr)	TP-reduksjon (tonn)	Kost-effekt (kr/kg TP)	Kostnader (mill. kr)	TP-reduksjon (tonn)	Kost-effekt (kr/kg TP)
Halden	22	10	2200	22	12	1800
Glomma sør	57	50	1160	57	57	990
Morsa	27	24	1120	26	27	960
PURA	7	5	1430	7	5	1240
IOV	3	4	620	3	6	470
Leira-Nitelva	17	30	580	17	34	500
Øyeren	37	36	1030	37	42	880
Huvo	4	4	970	4	4	840
Mjøsa	8	3	2820	8	4	1810
Glomma	3	2	1150	3	3	1000

Kostnadseffektivitet ved ulike jordarbeidingsstyper er eksemplifisert i figurer (fra Øygarden m.fl., 2018) for et par områder, Rakkestadelva i VO Glomma sør for Øyeren (figur 3.9) og Svarelva i VO Glomma (figur 3.10). Sammenlikningsgrunnlaget er høstpløyning. Figurene viser at kostnadseffektiviteten øker med økende erosjonsrisiko. For Rakkestadelva er kostnadseffektiviteten høyere for direktesådd høstkorn enn for høstharvet høstkorn ved samme erosjonsrisiko. Det er lite forskjell i kostnadseffektivitet ved vårpløyning og vårharving til vårkorn, mens høstharving til vårkorn skiller seg litt fra vårpløyning og vårharving ved å være mindre kostnadseffektivt ved lav erosjonsrisiko, og mer kostnadseffektivt ved høyere erosjonsrisiko. I Svartelva er høstharving til vårkorn mindre kostnadseffektivt enn vårpløyning og vårharving til vårkorn.



Figur 3.9. Kost-effekt i kr/kg fosfor (P) for vårkorn og høstkorn i Rakkestadelva i Østfold (fra Øygarden m.fl., 2018).



Figur 3.10. Kost-effekt i kr/kg fosfor (P) for vårkorn og høstkorn i Svartelva i Hedmark (fra Øygarden m.fl., 2018).

Øygarden m.fl. (2018) har også gjort noen generelle beregninger av kostnadseffektivitet av grasdekte kantsoner i åker, der det ble konkludert med at:

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

Det henvises for øvrig til Øygarden m.fl. (2018) og Refsgaard m.fl. (2013) for utdypende informasjon om kostnader og kostnadseffektivitet av ulike tiltak i ulike områder.

3.7.2 Grasdekte vannveier

Det er gjort en enkel beregning av kostnader og kost-effekt forbundet med å så til med gras i vannveier med risiko for drågerosjon (SCD1), basert på lengdemeter furer fra drågerosjonskartet (tabell 3.13). Dekningsbidrag for grasdekt vannvei er satt ut i fra forutsetning om at graset ikke blir brukt til noe. RMP-tilskudd til grasdekt vannvei er ikke tatt med i regnestykket. Sammenlikningsgrunnlaget er at alt kornareal er høstpløyd. Det er også beregnet kost-effekt ved å kombinere grasdekt vannvei med det mest effektive tiltaksscenarioet med ingen jordarbeiding om høsten på kornareal, P-AL maksimalt 7 mg/100 g og grasdekte kantsoner i åker overalt (SCD10).

Total kostnad for grasdekt vannvei per vannområde varierer fra ca. 50.000 kr (Huvo og Indre Oslofjord vest) til ca. 2 millioner kroner (Glomma sør for Øyeren og Mjøsa). Kost-effekt av grasdekt vannvei er beregnet til å variere mellom 30 og 600 kr/kg TP, med høyest kostnadseffektivitet i Leira-Nitelva, Øyeren, Indre Oslofjord vest og Huvo og lavest kostnadseffektivitet i Mjøsa. Dette er et kostnadseffektivt tiltak, og mer kostnadseffektivt enn SC4 og SC10 (se avsnitt 3.7.1, merk at RMP-tilskudd til ingen jordarbeiding om høsten og grasdekte kantsoner i åker ikke er med i regnestykket). Dersom en i stedet hadde forutsatt at graset ble høstet og brukt tilrundballer eller hestehøy, ville tiltaket i teorien medført en inntekt i stedet for en utgift. Kostnadene ved SCD10 (tabell 3.13), som er en kombinasjon av SCD1 og SC10, og dermed det mest omfattende tiltaksscenarioet, blir noe høyere enn for SC10 (tabell 3.12). Kostnadseffektiviteten blir også høyere for SCD10 enn for SC10, fordi effekten på fosfortapet er større enn økningen i kostnader. Her skal det bemerkes at det i SC10 er antatt at stubb har samme effekt på fosfortap grunnet drågerosjon som på fosfortap grunnet flateerosjon, noe man så langt har lite dokumentasjon på om stemmer.

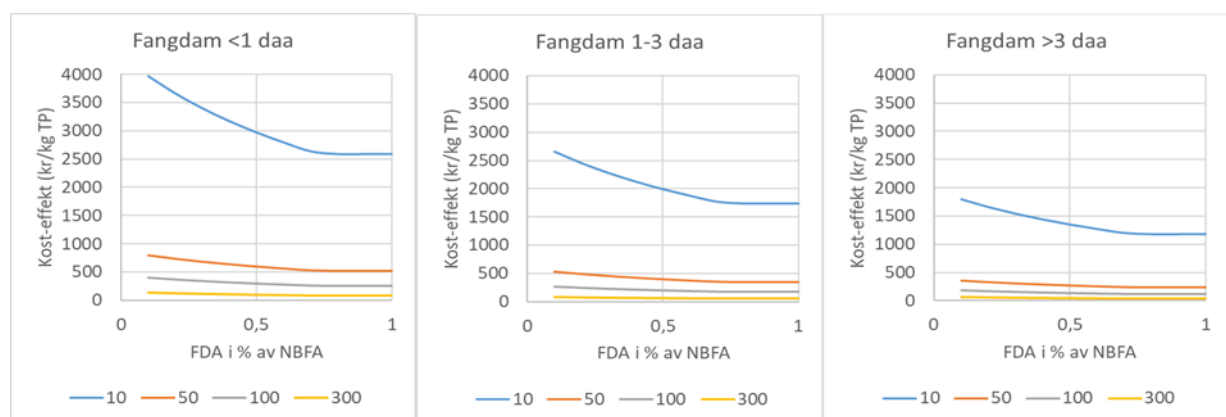
Tabell 3.13. Gårdbrukernes kostnader for tiltaket grasdekte vannveier, ved høstpløying på alt kornareal (alt annet areal som ved faktisk drift 2016), reduksjon i fosfortap (TP) og kostnadseffektivitet av tiltaket.

Vannområde	SCD1			SCD10		
	Kostnader (mill. kr)	TP-reduksjon (tonn)	Kost-effekt (kr/kg TP)	Kostnader (mill. kr)	TP-reduksjon (tonn)	Kost-effekt (kr/kg TP)
Halden	0,6	7	80	23	14	1590
Glomma sør	2	23	90	59	63	930
Morsa	0,8	11	70	27	29	940
PURA	0,2	3	80	7	6	1130
IOV	0,1	2	30	3	6	460
Leira-Nitelva	0,3	10	30	17	35	490
Øyeren	0,5	17	30	37	45	830
Huvo	0,1	2	30	4	4	810
Mjøsa	2	4	600	10	6	1750
Glomma	0,1	2	50	3	3	880

3.7.3 Fangdammer

Kostnader knyttet til fangdammer kommer i hovedsak an på størrelsen på fangdammen som skal bygges. Refsgaard m.fl. (2013) opererer med tre prisnivåer: ca. 14 kroner/m² for fangdammer som er mindre enn 1 daa, ca. 10 kroner/m² for fangdammer 1-3 daa, og ca. 7 kroner/m² for fangdammer som er større enn større enn 3 daa. Det vil si at det koster omkring 10.000 kroner å bygge en liten fangdam (ca. 1 daa), 20.000 kroner for en middels fangdam (ca. 2 daa), og 25.000 for en stor fangdam (ca. 4 daa).

Kostnadseffektiviteten avhenger i tillegg til forholdet mellom fangdam- og nedbørfeltstørrelsen, og mengden jord- og fosfortap i nedbørfeltet, som vist i figur 3.8. En liten fangdam som drenerer et forholdsmessig stort nedbørfelt med lave fosfortap, har lav kostnadseffektivitet (4-5000 kr/kg TP når fosfortapet før fangdam er anlagt er 10 g/daa, fangdammen er <1 daa og utgjør 0,1 % av nedbørfeltet), mens en stor fangdam som drenerer et forholdsmessig lite nedbørfelt med høye fosfortap, har høy kostnadseffektivitet (ca. 40 kr/kg TP når fosfortapet før fangdam er anlagt er 300 g/daa, fangdammen er >3 daa og utgjør 1 % av nedbørfeltet). Under ellers like forhold blir kostnadseffektiviteten i teorien noe lavere i områder som domineres av bakkeplanert jord enn i områder med lite bakkeplanert jord, pga. noe lavere renseseffekt på planert jord. Denne effekten motvirkes av at fosfortapene i utgangspunktet ofte er høyere i områder med mye bakkeplanert jord.



Figur 3.8. Kostnadseffektivitet (kost-effekt) for fangdammer ved fire ulike fosfortapsnivåer (10, 50, 100 og 300 g/daa) som funksjon av fangdamareal (FDA) i prosent av arealet til nedbørfeltet som drenerer til fangdammen (NBFA), i områder dominert av uplanert jord.

3.8 Nasjonale føringer om økt matproduksjon

Scenariene som er beregnet i Agricat2 må forventes å gi noen konsekvenser for matproduksjonen. Basert på tall fra Refsgaard m.fl. (2013) og arealfordelingen av vekster og jordarbeiding fra Agricat2, er det beregnet avlingsmengde for hvert tiltaksscenario, og prosent endring i avling for scenariene sammenliknet med faktisk drift 2016. Resultatene er vist per vannområde i tabell 3.14. Scenariene 6 og 7 er ikke inkludert, da disse forventes å ikke avvike fra faktisk drift, ettersom forsøk har vist at reduksjon i jordas fosforstatus ikke fører til avlingsnedgang (Kristoffersen og Øgaard, 2019).

Omlegging fra kornareal til kantsone fører til at det ikke blir noen kornavling på disse arealene, og avlingsnedgangen avhenger av hvor stort areal som beslaglegges og hva som ble dyrket der i utgangspunktet. I tabellen under er det for scenariet med kun grasdekte kantsoner (SC8) beregnet kun en liten avlingsnedgang på maksimalt 2% på vannområdeskala.

Tabell 3.14. Beregnet avling ved faktisk drift 2016 (SC0) og ved ulike tiltaksscenarier fra Agricat2, og prosent avlingsreduksjon for scenarier sammenliknet med faktisk drift 2016.

	SC0	SC12	SC13	SC4	SC5	SC8	SC14	SC10	SC11
Avling (1000 tonn)									
Halden	56	56	55	51	54	56	56	50	54
Glomma sør	157	155	149	141	151	154	153	139	149
Morsa	67	67	64	61	65	66	66	60	64
PURA	17	17	16	15	16	16	16	15	16
IOV	7.4	7.2	6.9	6.7	7.0	7.3	7.1	6.5	6.8
Leira-Nitelva	42	40	39	38	40	41	40	37	39
Øyeren	94	92	90	84	89	92	91	83	87
Huvo	10	10	10	9	10	10	10	9	10
Mjøsa	78	78	78	77	78	78	78	77	78
Glomma	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Avlingsreduksjon (%)									
Halden	0	0	2	9	4	1	1	11	5
Glomma sør	0	1	5	10	4	1	2	11	5
Morsa	0	1	5	8	3	1	2	10	4
PURA	0	0	6	10	3	1	1	11	4
IOV	0	2	7	10	6	2	4	12	8
Leira-Nitelva	0	3	6	9	4	2	5	11	6
Øyeren	0	2	4	10	5	2	3	11	7
Huvo	0	0	2	7	2	1	1	8	2
Mjøsa	0	0	0	2	0	0	0	2	1
Glomma	0	0	0	2	0	1	1	2	1

Omlegging fra jordarbeiding om høsten til endret/reduisert jordarbeiding kan medføre noe avlingsnedgang for vårkorn pga. en rekke utfordringer knyttet til halm, ugras og økt forekomst av mykotoksiner i korn. Langvarige feltforsøk har vist at den årlige avlingsreduksjonen som oftest er lavere enn 10% dersom man klarer å holde kontroll med ugraset (Bechmann m.fl. 2011). Økt utbredelse av stubb vil mest sannsynlig også gjøre at arealet med høstkorn reduseres til fordel for vårkorn, da direktesåing av høstkorn har sine utfordringer. Under forutsetningene som her er gjort, fører alle scenarier med redusert/endret jordarbeiding en avlingsreduksjon, og denne blir større jo større areal som omlegges. Avlingsnedgangen er på inntil ca. 10% når alt kornareal overvintres i stubb.

Avlingsnedgangen blir under gjeldende forutsetninger større ved omlegging til vårkorn med overvintring i stubb enn ved omlegging til grasdekt kantsoner, selv om sistnevnte fører til beslag av kornareal. Dette kommer av at omfattende omlegging til stubb berører et betydelig større areal enn det kantsonene beslaglegger, og dessuten at arealet av høstkorn går ned.

Dette er en svært forenklet analyse basert på generelle verdier for effekter av vekst og jordarbeiding på avlingsnivå. Effekten på avling vil i virkeligheten avhenge av mange flere faktorer, som jordart, dreneringsgrad, klima, værforhold de enkelte år og dyrkingsteknikk. Noen jordarbeidingsmetoder fungerer bedre enn andre på visse jordarter og ved visse dreneringsforhold, både mht. det dyrkingstekniske og mht. avling. I tillegg er det her kun ett år (2016) som er sammenlikningsgrunnlag, og dette året er ikke nødvendigvis representativt mht. arealbruk.

4 Tiltaksanalyse for VO Haldenvassdraget med VO Enningdalselva

4.1 Kilderegnskap

I VO Haldenvassdraget dominerer fosfor fra jordbruksareal i kilderegnskapet, slik det framgår av figur 4.1. Totalfosfor fra avløp utgjør størst mengde (ca. 2 tonn) og størst andel (ca. 40%) i tiltaksområdet Halden7 (Iddefjorden). I de andre tiltaksområdene er mengde TP fra avløp beregnet til 0,6 tonn eller mindre, og utgjør ca. 5-20% av total mengde TP.

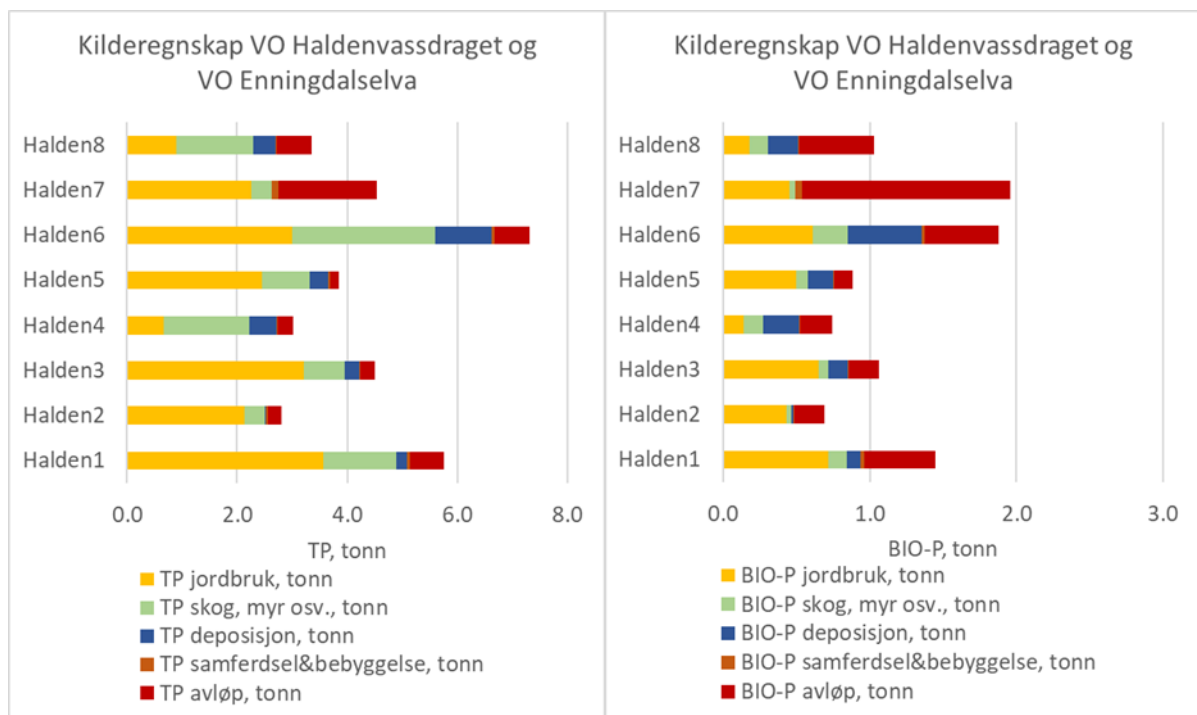
Tilførsel av TP fra jordbruk er ca. 1-4 tonn i tiltaksområdene, høyest i Halden1 (Alt oppstrøms utløp av Bjørkelangsjøen).

De tiltaksområdene som har høyt bidrag av totalfosfor fra andre kilder (>50%) enn jordbruk og avløp, er Halden4 (Samløp Bjørkelangselva og Henneselva til Fylkesgrense) og Halden6 (Ørje til Femsjøutløp).

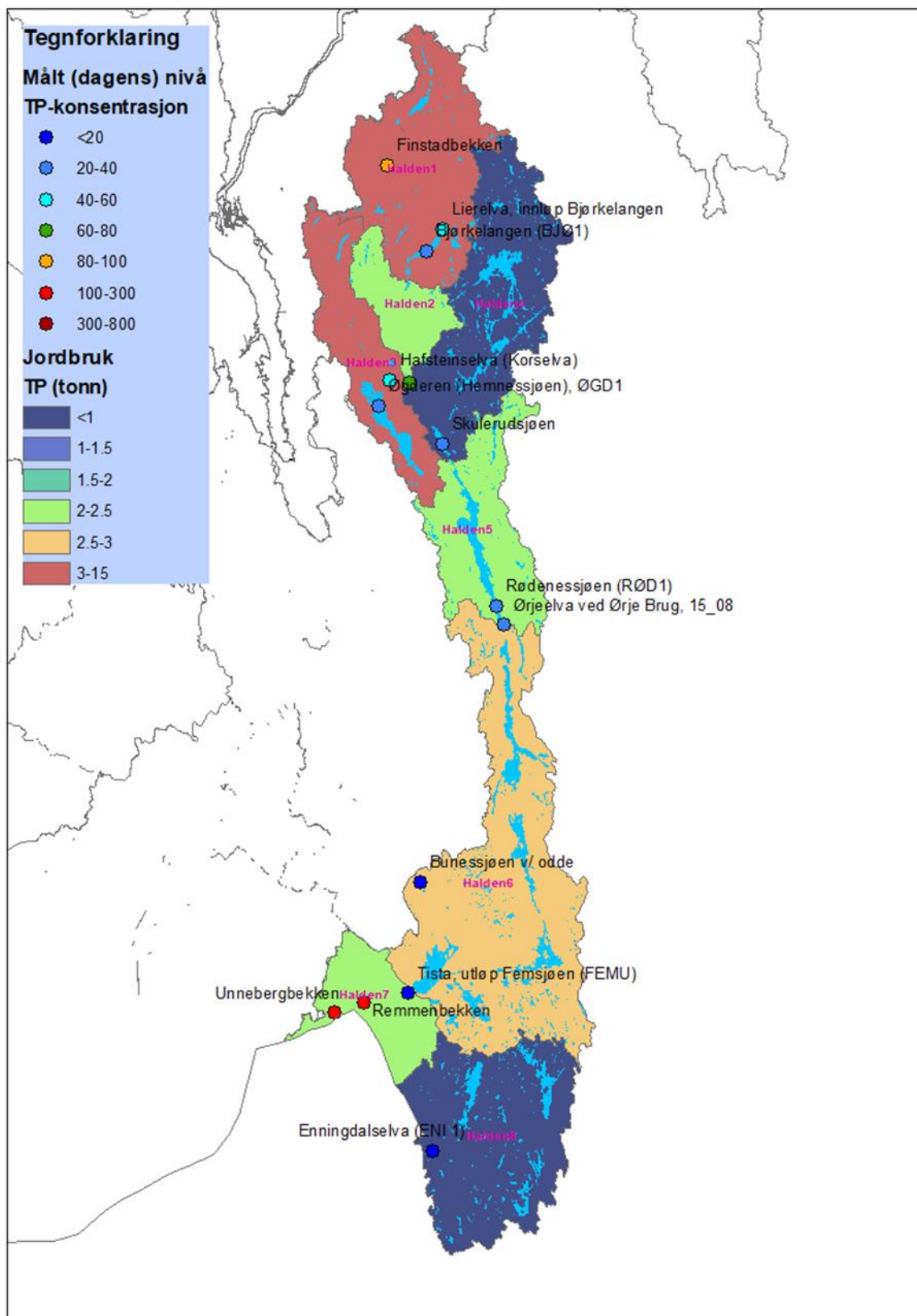
I fem av sju tiltaksområder bidrar jordbruket med mer biotilgjengelig fosfor enn de andre kildene (inklusive avløp), mens i Halden4 (Samløp Bjørkelangselva og Henneselva til Fylkesgrense) og Halden7 (Iddefjorden) er det motsatt.

I VO Enningdalselva (Halden8) bidrar jordbruk noe mer til total TP-tilførsel enn avløp, mens utmark bidrar med den største andelen. Avløp bidrar derimot med mest biotilgjengelig P.

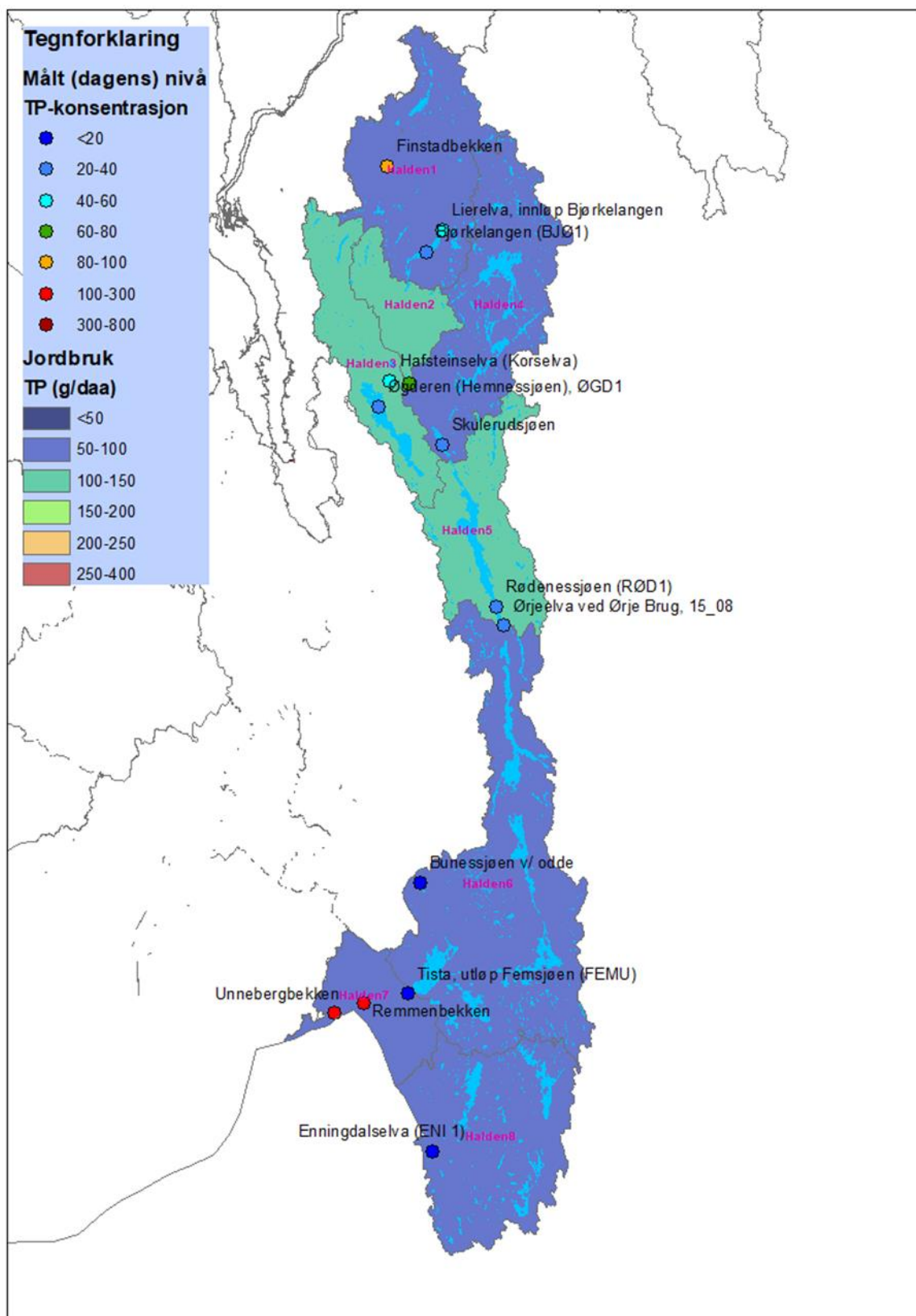
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 5.2-5.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



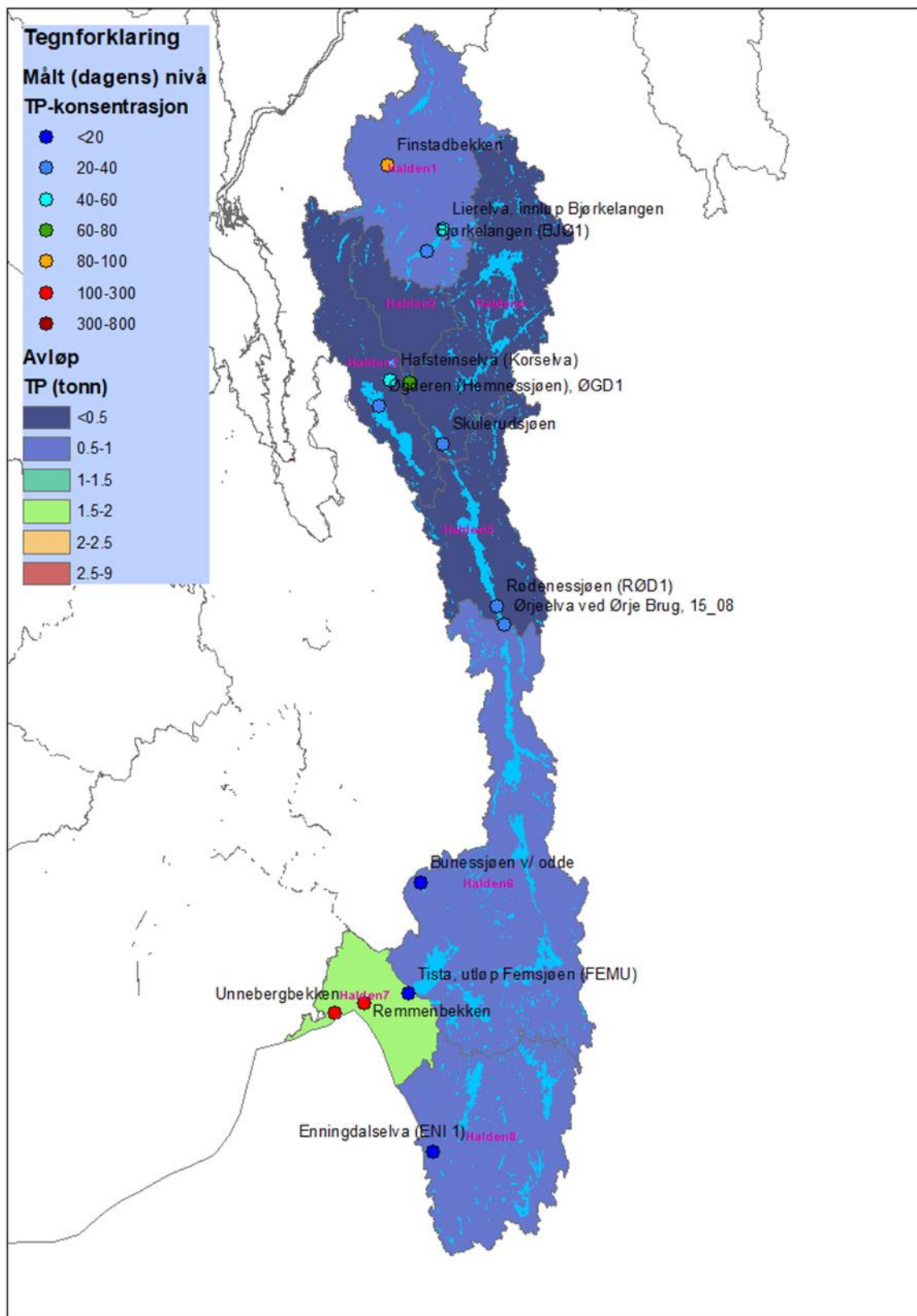
Figur 4.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 4.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 4.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenheter jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 4.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

4.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 4.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels i tiltaksområdene, med ganske liten forskjell mellom tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko er høyest i Halden3 og Halden5, rundt 130 kg/daa/år. Antall lengdekilometer med dråglinjer med potensiell erosjonsrisiko er høyest i Halden2 og Halden7.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 8-11 mg/100 g, med høyest verdi i Halden3 og Halden7. En stor andel av arealet (> ca. 70%) i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et produksjons- og miljøperspektiv (5-7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 15-30% av totalt jordbruksareal. Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning. Dette er nok ikke tilfelle i dette vannområdet.

Tabell 4.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Halden1	77	9	67	93	11	2	50	15
Halden2	108	8	78	111	15	0	38	22
Halden3	128	11	88	125	12	0	40	22
Halden4	80	8	80	82	5	0	44	24
Halden5	139	9	81	112	14	0	27	27
Halden6	79	9	86	83	16	0	36	29
Halden7	111	11	92	99	17	0	48	22
Halden8	97	9	89	81	3	0	53	29

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>100 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>100 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

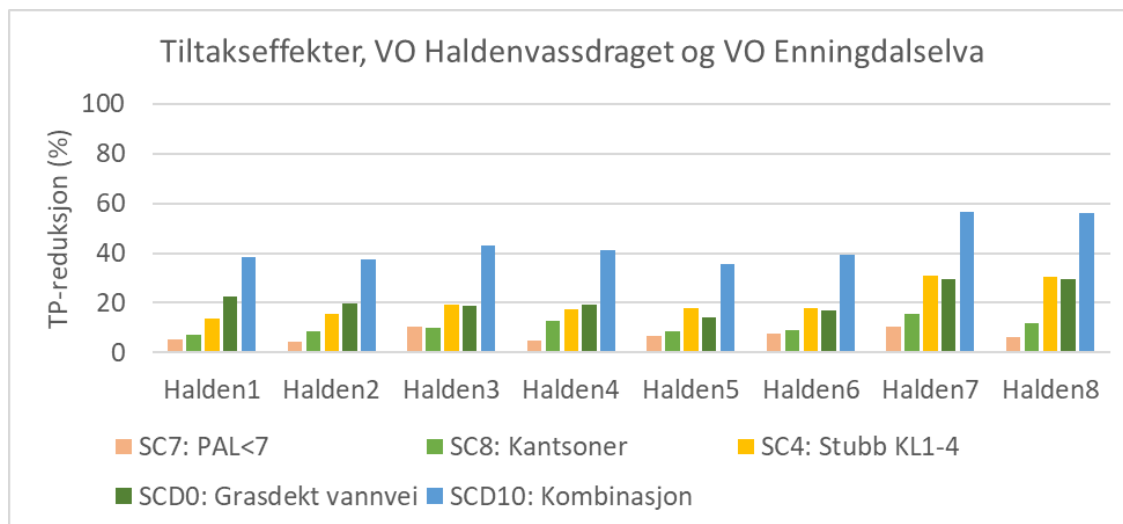
Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene varierte andel areal som ble jordarbeidet om høsten mellom ca. 30 og 50%, og var høyest i Halden1 og Halden8. Andel areal med potet eller grønnsaker var lavt, maksimalt 2%. Høstkorn ble dyrket på ca. 5-20% av arealet.

4.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på 5-65% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 2% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 4%, fangvekster sådd sammen med vekst på inntil 3%, høstharving på inntil 10%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 1%, og utsatt omlegging av eng på inntil 85% av arealet. Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 140 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 340 daa. Grasdekt vannvei var omsøkt på 66 daa, eller ca. 11 000 m, som utgjør 2% av antall lengdemeter dråglinjer fra dråglinjekartet.

Det er anlagt noen fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 4.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 4.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

4.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 4.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert utfra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. To av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Hafsteinselva og Enningdalselva), og her er miljømålet fastsatt til 24 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i Remmenbekken og Unnebergbekken. De utvalgte innsjøene har miljømål på 16-20 µg TP/L.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 15 og 150 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 4.2), og var høyest i Remmenbekken, Unnebergbekken og Finstadbekken. I innsjøene varierte gjennomsnittlig målt TP fra ca. 20-30 µg TP/L (tabell 4.2). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet, med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år (A-kvalitet) etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet. For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-

kvalitet – én innsjø hadde data av A-kvalitet, resten C-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 4.2) var 0 for elvevannlokalitetene Tista og Enningdalselva, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 15 og 70 µg TP/L for elvevannlokaliteter og 1-12 µg TP/L for innsjøer. For to innsjøvannlokaliteter var avlastningsbehovet så lavt (<10% av miljømålet) at det er usikkert om miljømål for fosfor allerede er nådd eller ikke: Øgderen og Bunessjøen.

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 4.3. Tabell 4.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor er Unnebergbekken, Skulerudsjøen og Ørjeelva. Potensialet er høyt til svært høyt i Øgderen og Bunessjøen, og dessuten i Unnebergbekken, Skulerudsjøen hvis beregningsmetode 2 legges til grunn. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Alle andre vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak. Ingen ser ut til å ha lavt potensiale.

Tabell 4.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokaliteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljø-mål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Bekker/elver							
Finstadbekken	Halden1	60	96	36	0,5	6	A
Hafsteinselva (Korselva)	Halden3	24	42	18	0,6	2	A
Lierelva, innløp Bjørkelangen	Halden1	40	55	15	1,2	4	A
Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva	Halden1,2	40	64	24	4,8	4	A
Tista, utløp Femsjøen (FEMU)	Halden1,2, 3,4,5,6	40	16	0	0	4	A
Remmenbekken	Halden7	80	152	72	0,5	8	A
Unnebergbekken	Halden7	80	100	20	0,1	8	A
Enningdalselva (ENI 1)	Halden8	24	15	0	0	2	A
Innsjøer							
Bjørkelangen (BJØ1)	Halden1	20	32	12	-	2	C
Øgderen (Hemnessjøen), ØGD1	Halden3	20	21	1	-	2	C
Skulerudsjøen	Halden1,2, 3,4	20	24	4	-	2	C
Rødenessjøen (RØD1)	Halden1,2, 3,4,5	20	30	10	-	2	C
Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08	Halden1,2, 3,4,5	20	24	4	-	2	A
Bunessjøen v/ odde	Halden6	16	18	2	-	2	C

*Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart;

Tabell 4.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet for fosfor kan allerede være nådd.**

Vannlokaltitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Finstadbekken	Halden1	**	**
Hafsteinselva (Korselva)	Halden3	**	**
Lierelva, innløp Bjørkelangen	Halden1	**	**
Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva	Halden1,2	**	**
Remmenbekken	Halden7	**	***
Unnebergbekken	Halden7	***	****
Bjørkelangen (BJØ1)	Halden1	**	**
Øgderen (Hemnessjøen), ØGD1	Halden3	****U	****U
Skulerudsjøen	Halden1,2, 3,4	***	****
Rødenessjøen (RØD1)	Halden1,2, 3,4,5	**	**
Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08	Halden1,2, 3,4,5	***	***
Bunessjøen v/ odde	Halden6	****U	****U

Tabell 4.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokaltitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Finstadbekken			
Høy-svært høyt	-	-	-
Middels-høyt	-	-	X
Lav-middels	-	3,4,5,7,8,9,19,11	-
Lav	Alle	0,2,6	-
Hafsteinselva (Korselva)			
Høy-svært høyt	-	-	-
Middels-høyt	-	-	-
Lav-middels	-	10	X
Lav	Alle	Resten	-
Lierelva, innløp Bjørkelangen			
Høy-svært høyt	-	-	-
Middels-høyt	-	-	X
Lav-middels	10	Alle	-
Lav	Resten	-	-

Tabell 4.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	-	4,9,11,10	-
Lav	Alle	Resten	-
Remmenbekken			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	10	-
Lav-middels	9,11,10	Resten	X
Lav	Resten	0,6	-
Unnebergbekken			
Høy-svært høy	10	3,4,9,11,10	-
Middels-høy	3,4,9,11	Resten	X
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Bjørkelangen (BJØ1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	4,10,11	X
Lav	Alle	Resten	-
Øgderen (Hemnessjøen), ØGD1*			
Høy-svært høy	10	3,4,9,11,10	-
Middels-høy	Resten	Resten	X
Lav-middels	2,5,6	-	-
Lav	-	-	-
Skulerudsjøen			
Høy-svært høy	-	4,9,11,10	-
Middels-høy	Resten	Resten	X
Lav-middels	2,5,6	-	-
Lav	-	-	-
Rødenessjøen (RØD1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	4,9,11,10	X
Lav	Alle	Resten	-
Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	3,4,9,11,10	X
Lav-middels	Resten	Resten	-
Lav	2,6	-	-
Bunessjøen v/ odde*			
Høy-svært høy	-	10	X
Middels-høy	9,11,10	Resten	-
Lav-middels	Resten	0	-
Lav	-	-	-

*Usikkert om miljømål allerede er nådd.

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Selv potet- og grønnsaksproduksjon ikke utgjør noen stor andel av arealet i vannområdet, er dette produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som for øvrig ikke var spesielt utbredt i 2016. Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåkre er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanterosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanterosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 4.1 og 4.2), tiltakseffekter (avsnitt 4.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

4.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenariene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenariene er beregnet til ca. 22 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 4.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 2000 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 9 millioner kroner. Beregningene tyder på at det ikke er noen stor merutgift knyttet til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenariene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 600.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (ca. 80 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 11%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

Tabell 4.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarioer sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 318 294 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0,0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0,8	6	0
SC3: Stubb 2-4	5,6	41	2
SC4: Stubb 1-4	22,3	162	9
SC5: Stubb vd.nær	3,9	29	4
SC6: P-AL10	0,0	0	0
SC7: P-AL7	0,0	0	0
SC8: Kantsoner	0,1	0	1
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,9	6	1
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	22,0	160	11
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	3,8	27	5
SC0: Faktisk 2016	8,6	62	-
SCD1: Grasdekte vannveier	0,6	2	-

4.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på beregningene som er gjort er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 6 av de 12 vannlokalitetene i Haldenvassdraget (tabell 4.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Unnebergbekken, Øgderen (Hemnessjøen), Skulerudsjøen og Bunessjøen v/ odde med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Remmenbekken og Ørjeelva ved Ørje Brug.

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Finstadbekken, Hafsteinselva (Korselva), Lierelva ved innløp Bjørkelangen, Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva, Bjørkelangen (BJØ1), Rødenessjøen (RØD1).

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

5 Tiltaksanalyse for VO Glomma sør for Øyeren

5.1 Kilderegnskap

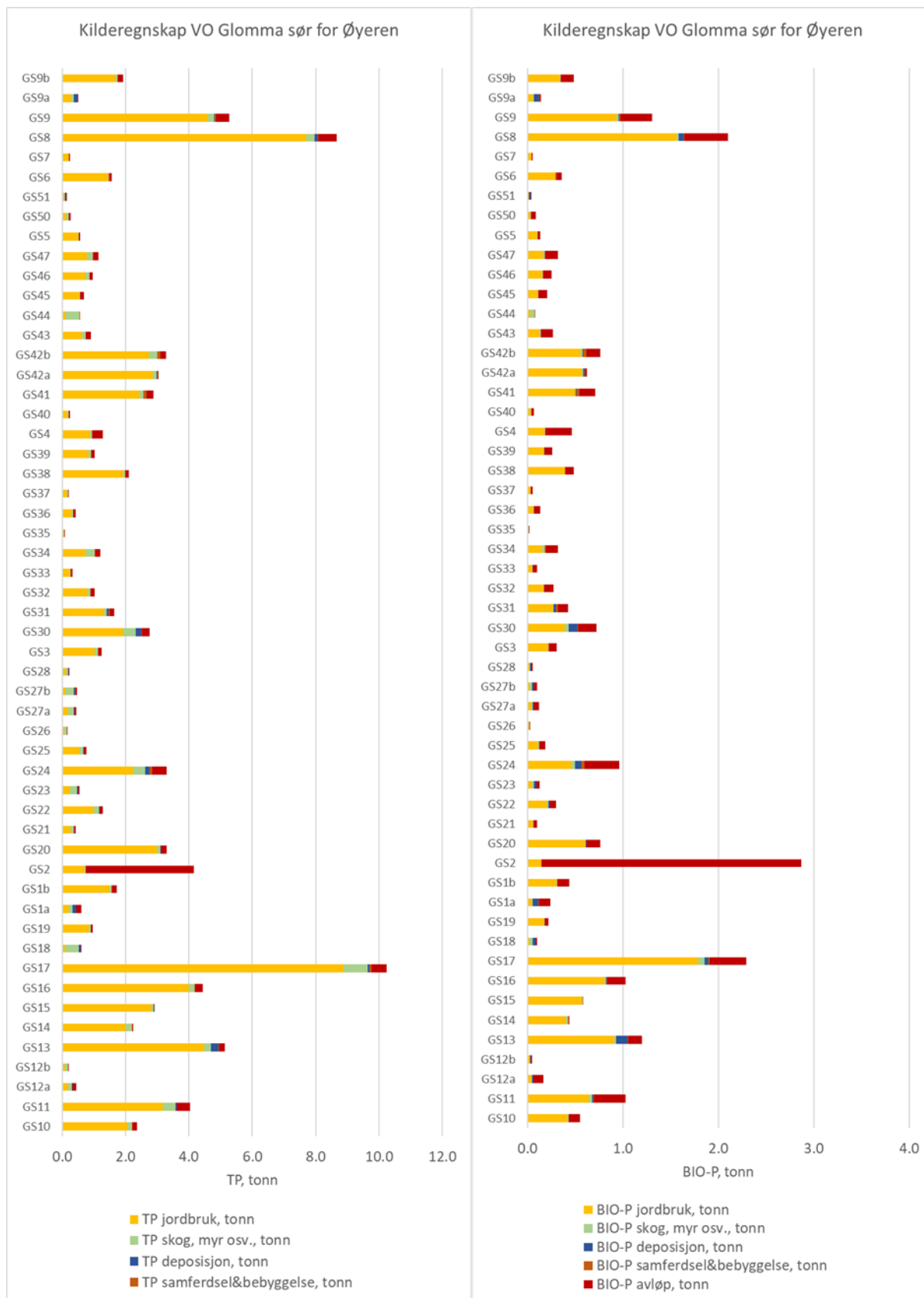
I VO Glomma sør for Øyeren dominerer fosfor fra jordbruksareal i kilderegnskapet, slik det framgår av figur 5.1. Bare ett tiltaksområde er sterkt dominert av fosfor fra avløp, det er GS2 (Hyllibekken), med ca. 80% av totalfosfor fra avløp (3,4 tonn). I alle andre tiltaksområder som inngår her bidrar avløp med mindre enn 30%. De tiltaksområdene utenom GS2 som bidrar med større mengde TP fra avløp, er GS17 (Rakkestadelva), GS24 (Glomma Østfold S) og GS8 (Glomma fra Øyeren), som alle har et beregnet bidrag av TP fra avløp på rundt 0,5 tonn.

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 8-9 tonn, i GS17 (Rakkestadelva) og GS8 (Glomma fra Øyeren). GS13 (Glomma Øvre Østfold), GS16 (Dorja) og GS9 (Hera Sør) har også store mengder TP-tap fra jordbruksareal (4-5 tonn).

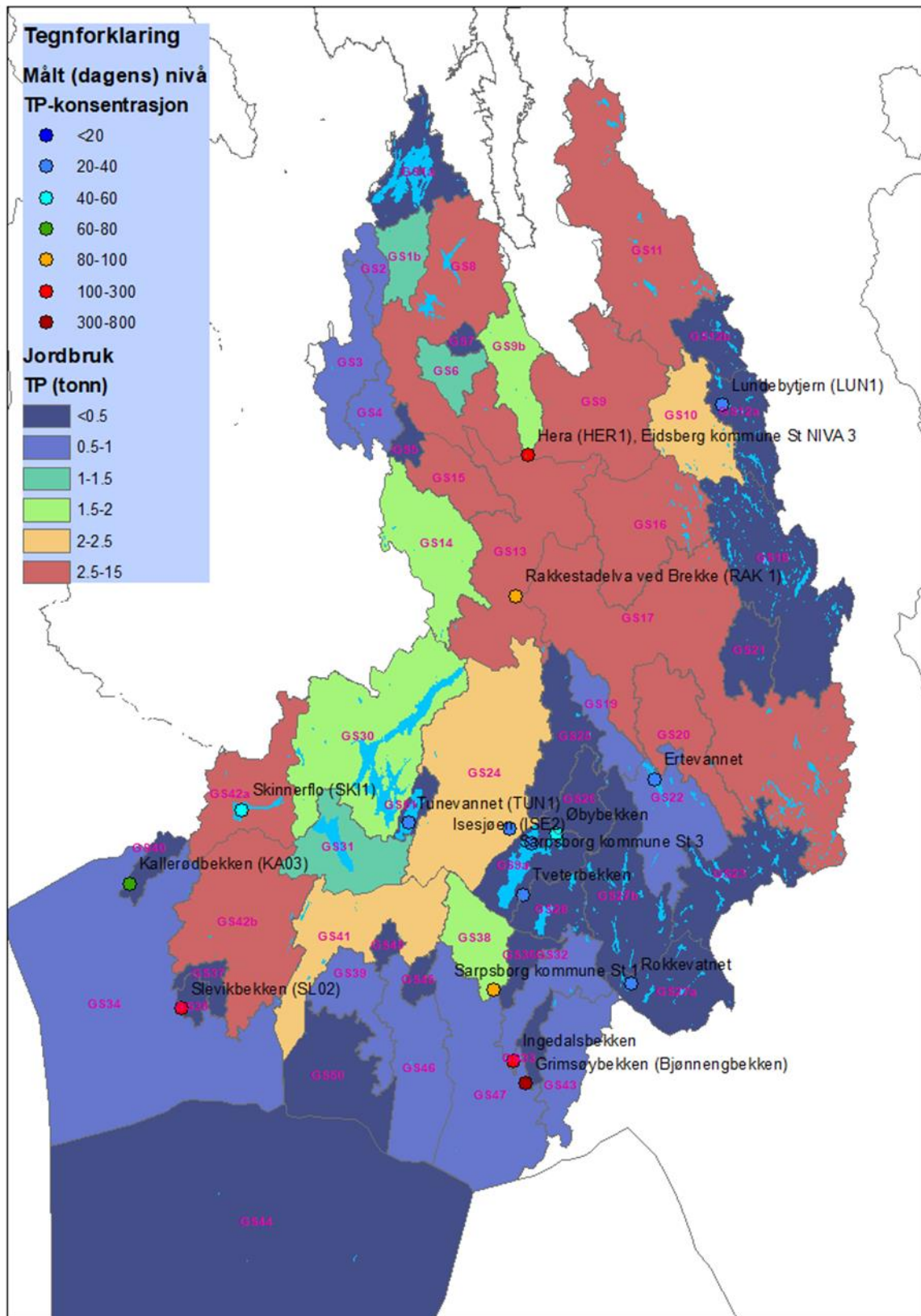
De tiltaksområdene som har høyt bidrag av totalfosfor fra andre kilder (>50%) enn jordbruk og avløp, er GS18 (Fjellområder Rakkestad), GS26 (Øbybekken), GS27b (Børtevann) og GS44 (Hvaler). Her er det totalt sett lave tap.

Stort sett bidrar jordbruket med mer biotilgjengelig fosfor enn de andre kildene (inklusive avløp), unntatt GS12a (Lundebyvann), GS1a (Lysern), GS2 (Hyllibekken), GS27a (Rokkevann), GS27b (Børtevann), GS36 (Guslundbekken), GS4 (Skarnesbekken), GS43 (Hjelmungsbekken) og GS50 (Kysten GS 3), der mengde biotilgjengelig fosfor er høyere fra avløp enn fra jordbruk.

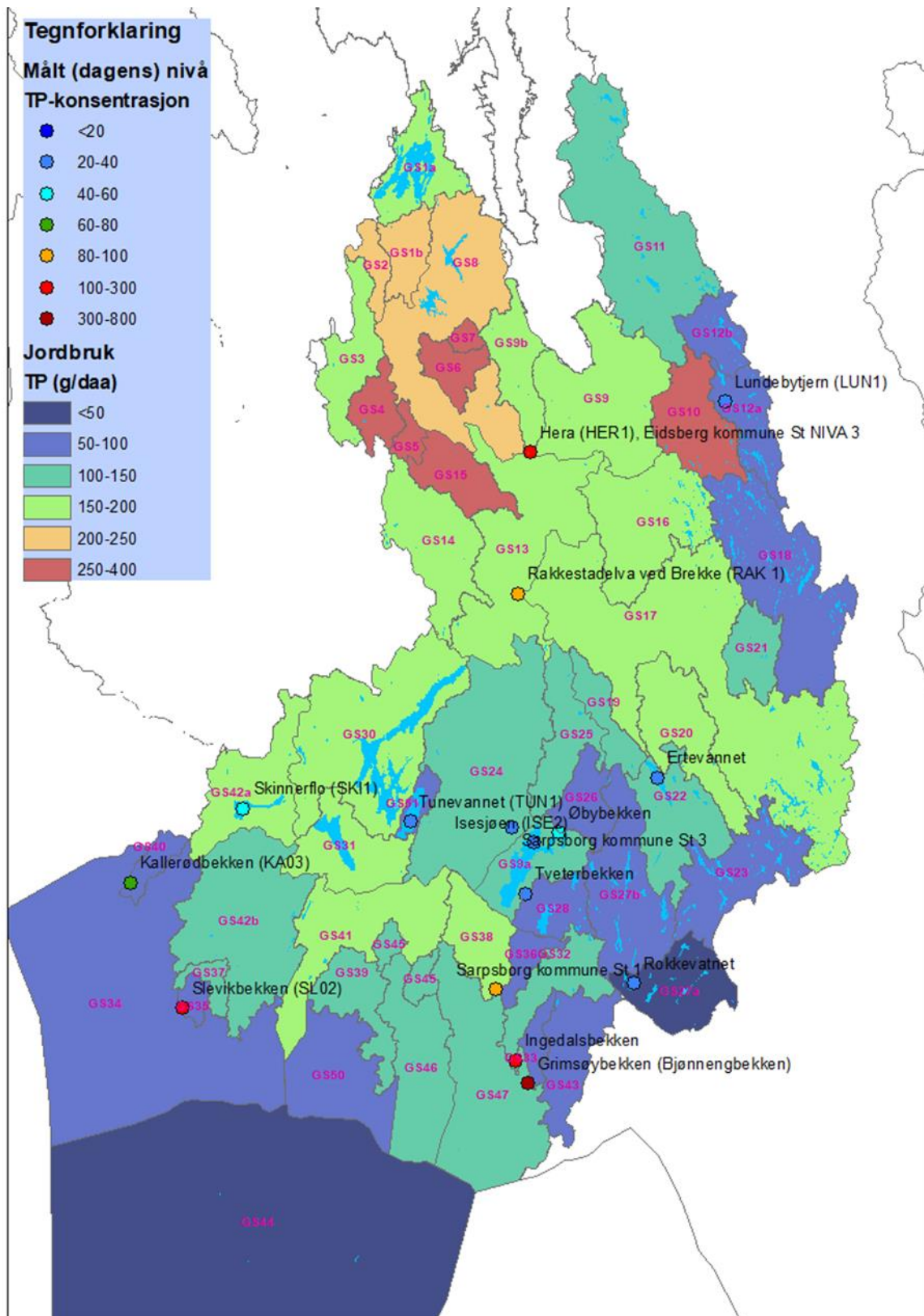
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 5.2-5.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet. TP-tap fra jordbruksareal i et tiltaksområde brukes isammenligning med TP fra avløp til å karakterisere den dominerende kilden til TP (figur 5.2). Tiltaksområder med stor andel jordbruksareal vil få høye verdier (figur 5.2). TP-tap per dekar jordbruksareal brukes til å beskrive risikoen for TP-tap fra jordbruksarealer i de ulike tiltaksområder (figur 5.3). Bratte arealer og arealer med høyt fosforinnhold i jorda vil få høyere verdi (figur 5.3).



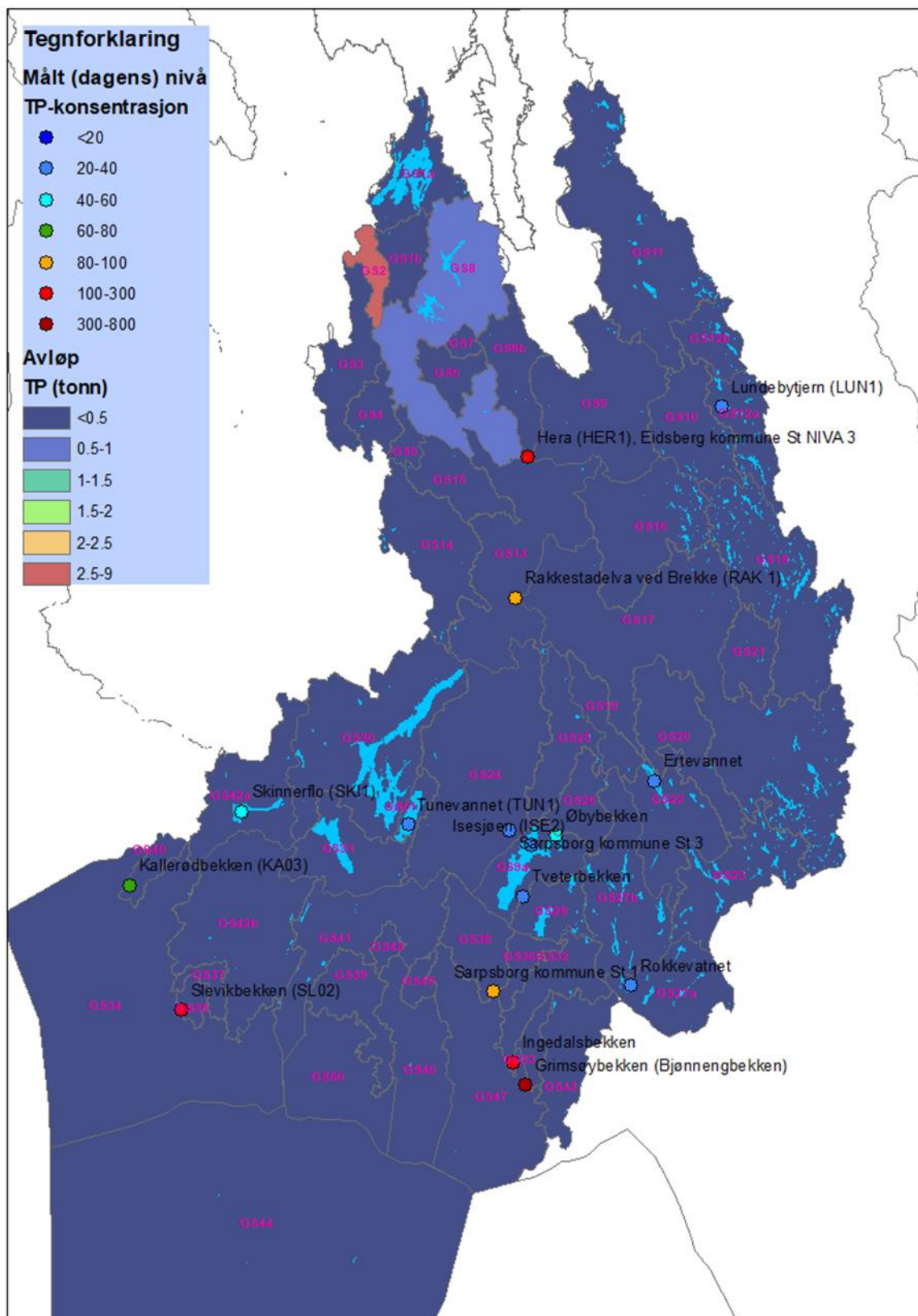
Figur 5.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 5.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 5.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenheter jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 5.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

5.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 5.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/ vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels til høy i tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisikoen er over 200 kg/daa/år i 16 av tiltaksområdene, og aller høyest (300-400 kg/daa/år) i GS15, GS1b, GS2, GS3, GS4 og GS7.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 7-13 mg/100 g, med høyest verdi (13) i GS30, GS34, GS38, GS43 og GS45. En stor andel av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 7-100% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal var det i tiltaksområdene GS12b, GS18, GS26, GS27b, GS28, GS44 og GS51. Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 15-80% der det var mindre enn 50% grasareal. I nærmere 30 tiltaksområder var mer enn 50% av totalt jordbruksareal jordarbeidet om høsten. Areal med potet eller grønnsaker var stort sett lavt, ingen tiltaksområder hadde slik produksjon på mer enn ca. 5% av arealet, kun GS34 og GS45 hadde 4-5% slikt areal. Høstkorn ble dyrket på mer enn 20-30% av arealet i 14 tiltaksområder, og på 10-20% i 20 tiltaksområder.

Tabell 5.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks- område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
GS10	263	9	68	279	23	1	74	12
GS11	124	10	82	135	20	1	52	27
GS12a	72	10	90	89	2	0	61	22
GS12b	214	10	91	90	6	0	17	71
GS13	275	9	81	192	14	1	42	34
GS14	253	9	74	177	10	3	41	35
GS15	350	9	79	294	23	0	59	23
GS16	205	9	69	174	17	0	55	17
GS17	199	9	67	182	24	0	59	26
GS18	83	8	56	61	2	0	19	66
GS19	104	8	67	139	25	0	69	8
GS1a	147	9	81	157	23	3	34	17
GS1b	409	8	68	223	9	1	35	33
GS2	301	9	56	201	14	0	52	29
GS20	142	9	81	170	23	1	66	16
GS21	130	8	79	117	7	0	38	40
GS22	93	10	77	105	12	1	48	25
GS23	101	9	61	99	5	0	27	27

Tabell 5.1. forts.

Tiltaks- område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
GS24	186	9	69	138	12	0	43	40
GS25	135	8	75	131	14	0	49	14
GS26	240	8	100	55	3	0	4	83
GS27a	70	12	98	50	5	0	15	28
GS27b	112	11	96	52	1	0	10	82
GS28	116	10	82	65	0	5	26	56
GS3	315	7	33	177	13	0	36	43
GS30	197	13	90	168	12	1	48	33
GS31	182	10	91	179	26	0	56	25
GS32	125	12	98	102	10	0	47	33
GS33	87	11	100	87	9	0	49	34
GS34	92	13	96	96	10	5	47	38
GS35	85	10	89	91	3	0	59	12
GS36	86	12	100	93	10	0	54	27
GS37	128	10	81	142	0	3	65	23
GS38	111	13	100	175	17	1	79	10
GS39	72	11	96	122	17	0	78	10
GS4	420	8	38	257	19	0	39	42
GS40	68	12	96	85	10	0	67	7
GS41	109	11	96	155	27	3	76	17
GS42a	113	12	92	165	15	3	79	8
GS42b	119	12	93	146	7	1	64	21
GS43	59	13	100	73	18	0	58	16
GS44	64	10	77	28	1	0	4	94
GS45	91	13	100	121	19	5	68	23
GS46	101	12	96	128	15	0	64	26
GS47	104	12	100	116	6	1	55	29
GS5	294	9	63	251	28	0	43	28
GS50	43	10	99	70	19	0	62	36
GS51	149	7	3	79	16	0	16	78
GS6	298	10	80	341	29	0	75	10
GS7	326	9	62	353	29	0	67	19
GS8	278	9	72	249	25	0	57	18
GS9	258	11	89	192	10	3	38	18
GS9a	115	11	98	104	6	1	33	35
GS9b	191	9	82	154	25	1	45	14

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforsatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

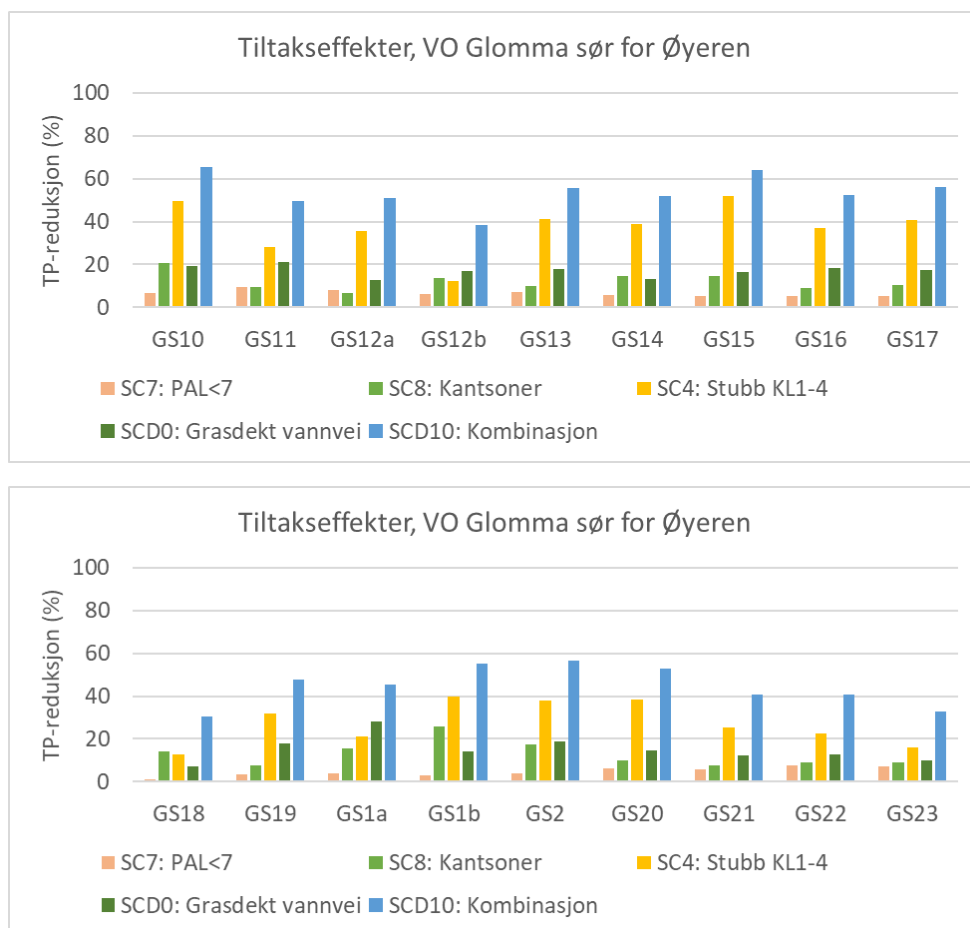
5.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduisert jordarbeiding på 2-60% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 20% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 7%, fagvekster sådd sammen med vekst på inntil 4%, høstharving på inntil 2%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 6%, og utsatt omlegging av eng på inntil 7% av arealet.

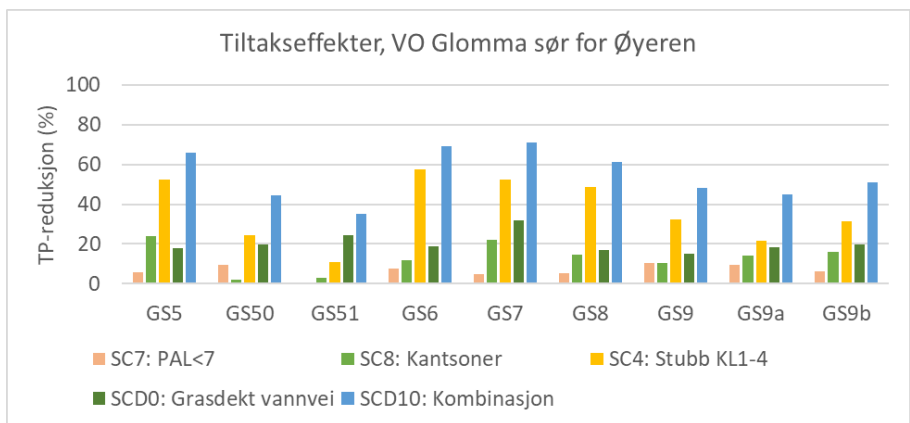
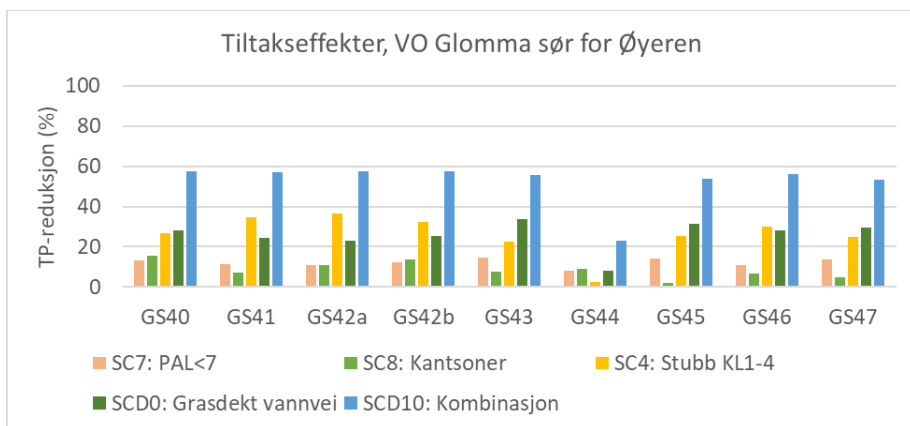
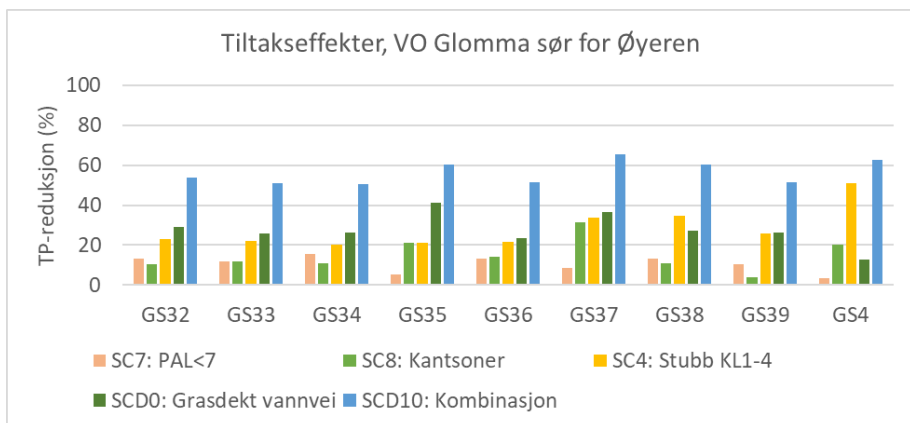
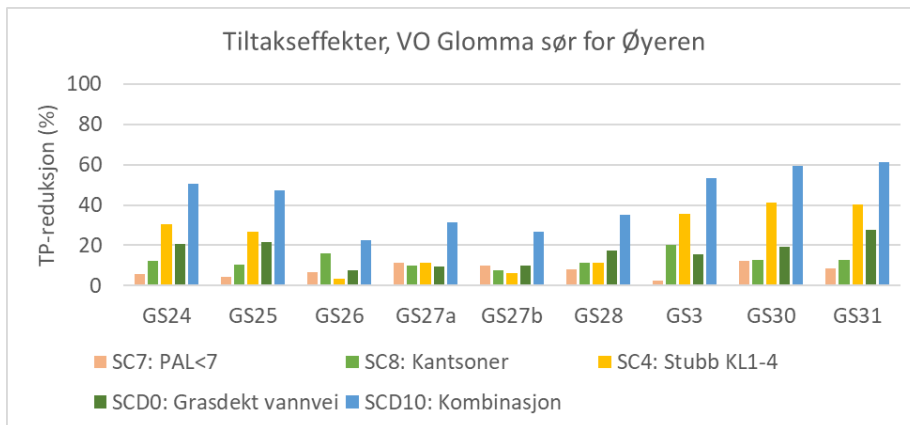
Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 900 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 4700 daa. Grasdekte vannveier var registrert på ca. 270 daa, som tilsvarer 45.000 m og utgjør 3% av totalt antall lengdemeter dråg i vannområdet estimert6 utfra dråglinjekart.

Det er anlagt noen fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 5.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 5.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.



Figur 5.5. forts.

5.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 5.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert ut fra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Kun to av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Øbybekken og Tveterbekken), og her er miljømålet fastsatt til 29 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i Sarpsborg kommune St. 1 og Grimsøybekken (Bjønnengbekken). De utvalgte innsjøene har miljømål på ca. 20 µg TP/L, noe lavere (17 µg TP/L) i Tunevannet.

Tabell 5.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokalteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks-område	Miljø-mål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikkerhet (µg/L)	Data-kvalitet
Bekker/elver							
Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3	GS11,12b,12a, 10,9	60	105	45	5,6	6	A
Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)	GS16,17,18,20, 21,19,22,23	50	82	32	6,6	5	A
Sarpsborg kommune St 3	GS9a,25,26, 27a,27b	40	31	0	0	4	B
Øbybekken	GS26	29	47	18	0,1	3	B
Tveterbekken	GS28	29	32	3	0,02	3	B
Sarpsborg kommune St 1	GS36	80	99	19	0,07	8	B
Ingedalsbekken	GS32	60	151	91	0,8	6	B
Grimsøybekken (Bjønnengbekken)	GS33	80	353	273	0,7	8	B
Kallerødbekken (KA03)	GS40	60	69	9	0,03	6	B
Slevikbekken (SL02)	GS35	40	138	98	0,2	4	B
Innsjøer							
Lundebytjern (LUN1)	GS12a	20	27	7	-	2	B
Ertevannet	GS19,22,23	20	38	18	-	2	B
Rokkevatnet	GS27a	20	27	7	-	2	C
Skinnerflo (SKI1)	GS42a	20	46	26	-	2	B
Tunevannet (TUN1)	GS51	17	39	22	-	2	B
Isesjøen (ISE2)	GS9a,26,27a, 27b,28	20	22	2	-	2	B

*Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 30 og 350 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 5.2), og var spesielt høyt i Grimsøybekken (Bjønnengbekken), og dessuten i Slevikbekken og Ingedalsbekken. I innsjøene varierte gjennomsnittlig målt TP fra ca. 20-45 µg TP/L (tabell 5.2). Det presiseres at de fleste vannlokalitetene hadde relativt dårlig datakvalitet, med såpass lav prøvetakingsfrekvens per år at resultatene blir meget usikre. Blant elvevannlokalitetene hadde kun Hera og Eidsberg kommune St NIVA 3 tilfredsstillende datakvalitet, men vi vil likevel vise resultater for et utvalg andre lokaliteter. For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-kvalitet - alle unntatt én innsjø

hadde data av B-kvalitet, og den siste (Rokkevatnet) av C-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 5.2) var 0 kun for elvevannlokaliteten Sarpsborg kommune St 3, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom 3 og ca. 270 µg TP/L for elvevannlokaliteter og 2-26 µg TP/L for innsjøer. For et par vannlokaliteter var avlastningsbehovet så lavt (<10% av miljømålet) at det er usikkert om miljømål for fosfor allerede er nådd eller ikke: Tveterbekken og Isesjøen.

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 5.3. Tabell 5.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet er Hera, Rakkestadelta, Tveterbekken (miljømålet kan allerede være nådd), Lundebyttjern, og Isesjøen (miljømålet kan allerede være nådd). Potensialet er høyt til svært høyt i Sarpsborg kommune St. 1 og Kallerødbekken. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Noen vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale: Ingedalsbekken, Rokkevatnet (dårlig datakvalitet), Ertevannet og Skinnerflo, mens noen ser ut til å ha lavt potensiale: Øbybekken, Grimsøybekken, Slevikbekken og Tunevannet. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak.

Tabell 5.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3	GS11,12b,12a, 10,9	***	***
Rakkestadelta ved Brekke (RAK 1)	GS16,17,18,20, 21,19,22,23	***	***
Øbybekken	GS26	*	*
Tveterbekken	GS28	***U	****U
Sarpsborg kommune St 1	GS36	***	****
Ingedalsbekken	GS32	**	**
Grimsøybekken (Bjønnengbekken)	GS33	*	*
Kallerødbekken (KA03)	GS40	****	****
Slevikbekken (SL02)	GS35	*	*
Lundebyttjern (LUN1)	GS12a	***	***
Ertevannet	GS19,22,23	**	**
Rokkevatnet	GS27a	**	**
Skinnerflo (SK11)	GS42a	**	**
Tunevannet (TUN1)	GS51	*	*
Isesjøen (ISE2)	GS9a,26,27a, 27b,28	***U	****U

Tabell 5.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	10	X
Lav-middels	3,4,9,11,10	2,3,4,5,9,11	-
Lav	Resten	Resten	-
Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	4,10	X
Lav-middels	3,4,9	2,3,5,8,9,11	-
Lav	Resten	Resten	-
Øbybekken			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Tveterbekken*			
Høy-svært høy	-	-	X
Middels-høy	10,11	Resten	-
Lav-middels	Resten	0,2,6	-
Lav	-	-	-
Sarpsborg kommune St 1			
Høy-svært høy	-	11,9,10	-
Middels-høy	4,11,9,10	Resten	X
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	2	-	-
Ingedalsbekken			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	10	X
Lav	Alle	Resten	-
Grimsøybekken (Bjønnengbekken)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-

Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X

Tabell 5.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Kallerødbekken (KA03)			
Høy-svært høy	10	Resten	X
Middels-høy	4,9,11	0,2,6	-
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Slevikbekken (SL02)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Lundeby tjern (LUN1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	4,10	X
Lav-middels	3,4	3,7,8,9,11	-
Lav	Resten	Resten	-
Ertevannet			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	10	X
Lav	Alle	Resten	-
Rokkevatnet			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	10	3,4,9,10,11	-
Lav	Resten	Resten	-
Skinnerflo (SKI1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	3,4,9,10,11	X
Lav	Resten	Resten	-
Tunevannet (TUN1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Isesjøen (ISE2)*			
Høy-svært høy	-	-	X
Middels-høy	9,10,11	Resten	-
Lav-middels	Resten	0,2,5,6	-
Lav	-	-	-

*Usikkert om miljømål allerede er nådd.

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Selv potet- og grønnsaksproduksjon ikke utgjør noen stor andel av arealet i vannområdet, er dette produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som er relativt utbredt i vannområdet. Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåkre er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanterosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanterosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 5.1 og 5.2), tiltakseffekter (avsnitt 5.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes. Det anbefales å øke prøvetakingsfrekvensen i noen utvalgte vannlokaliteter for å få et bedre datagrunnlag å basere tiltaksanalysene på.

5.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

VO Glomma sør for Øyeren er et stort vannområde, og kostnader ved tiltaksgjennomføring blir følgelig store sammenliknet med i andre vannområder. Det mest omfattende tiltaksscenariet, SC10, er beregnet å koste nesten 60 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 5.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 1000 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 14 millioner kroner. Det er omlegging fra høstpløying til overvintring i stubb som er mest kostbart, men tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i

kombinasjon med ingen/reduisert jordarbeiding, så kombinasjonsscenariene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 2 millioner kr, og kostnadseffektiviteten er høy (90 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenariene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt ca. 10%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

Tabell 5.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 337 859 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0,0	0	-
SC2: Stubb 3-4	6,5	19	1
SC3: Stubb 2-4	29,3	87	5
SC4: Stubb 1-4	57,3	170	10
SC5: Stubb vd.nær	12,5	37	4
SC6: P-AL10	0,0	0	0
SC7: P-AL7	0,0	0	0
SC8: Kantsoner	0,4	1	1
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	7,0	21	2
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	57,0	169	11
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	12,3	36	5
SC0: Faktisk 2016	13,9	41	-
SCD1: Grasdekt vannvei	2	6	-

5.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 7 av de 15 vannlokalitetene i Glomma Sør for Øyeren (tabell 5.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Sarpsborg kommune St 1 og Kallerødbekken (KA03) med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3, Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1), Tveterbekken, Lundebytjern (LUN1) og Isesjøen (ISE2).

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Ingedalsbekken, Ertevannet, Rokkevatnet og Skinnerflo (SKI1).

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Øyebekken, Grimsøybekken (Bjønnengbekken), Slevikbekken (SLO2) og Tunevannet (TUN1).

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

6 Tiltaksanalyse for VO Morsa

6.1 Kilderegnskap

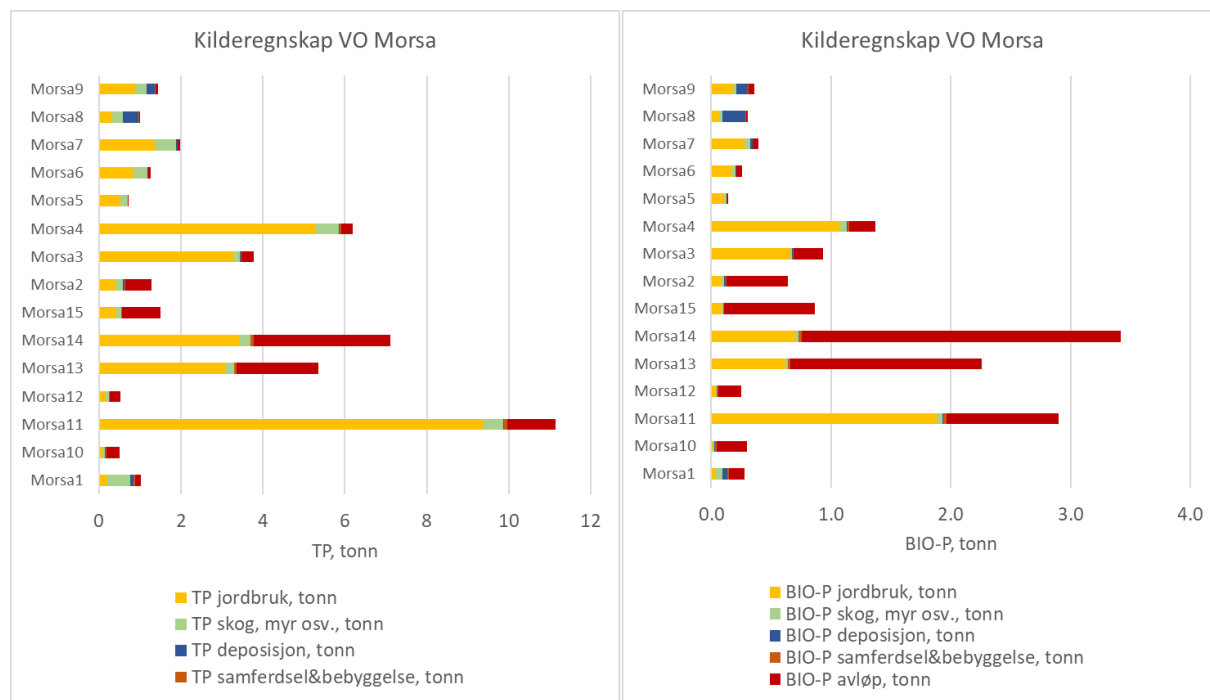
I VO Morsa dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i de fleste tiltaksområdene, slik det framgår av figur 6.1. I tre tiltaksområder dominerer avløp (50-60%) som kilde til TP: Morsa2 (Våg og Mjær), Morsa10 (Mosseelva) og Morsa15 (Kambobekken). Også Morsa12 (Jeløya) og Morsa14 (Kystbekker Rygge og Råde) har relativt høyt bidrag fra avløp (nesten 50%). De største mengdene TP fra avløp er det Morsa11 (Hølenelva), Morsa13 (Kystbekker Mosseelva til Drøbak) og Morsa14 (Kystbekker Rygge og Råde) som står for (2-3 tonn).

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 9 tonn, høyest i Morsa11 (Hølenelva) og Morsa4 (Hobølelva).

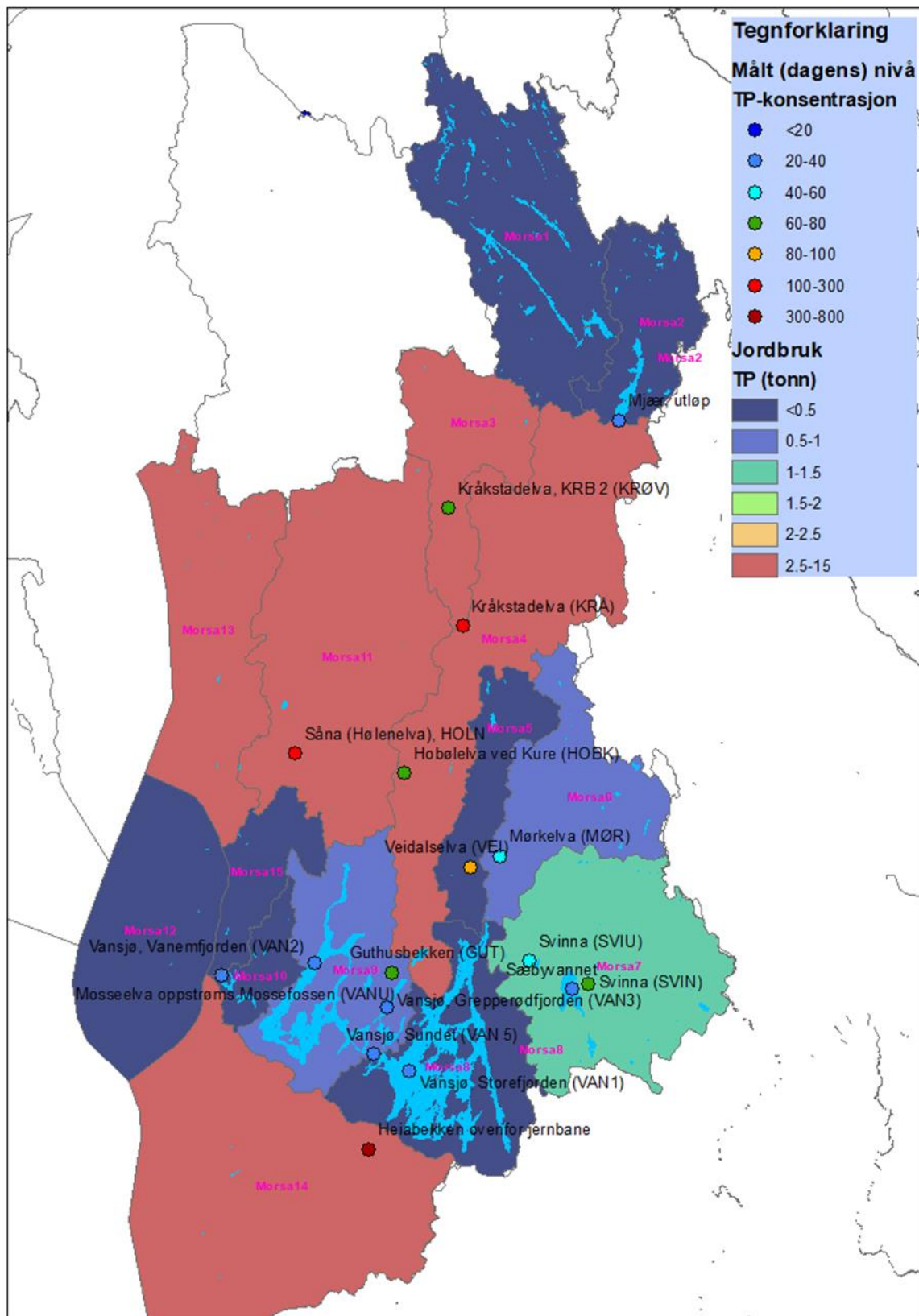
De tiltaksområdene som har høyt bidrag (>50%) av totalfosfor fra andre kilder enn jordbruk og avløp, er Morsa1 (Langen) og Morsa8 (Storefjorden). Her er det totalt sett relativt lave tap av TP.

I ca. halvparten av tiltaksområdene (Morsa1-2, Morsa10, Morsa12-15) bidrar avløp med mer biotilgjengelig fosfor enn jordbruk.

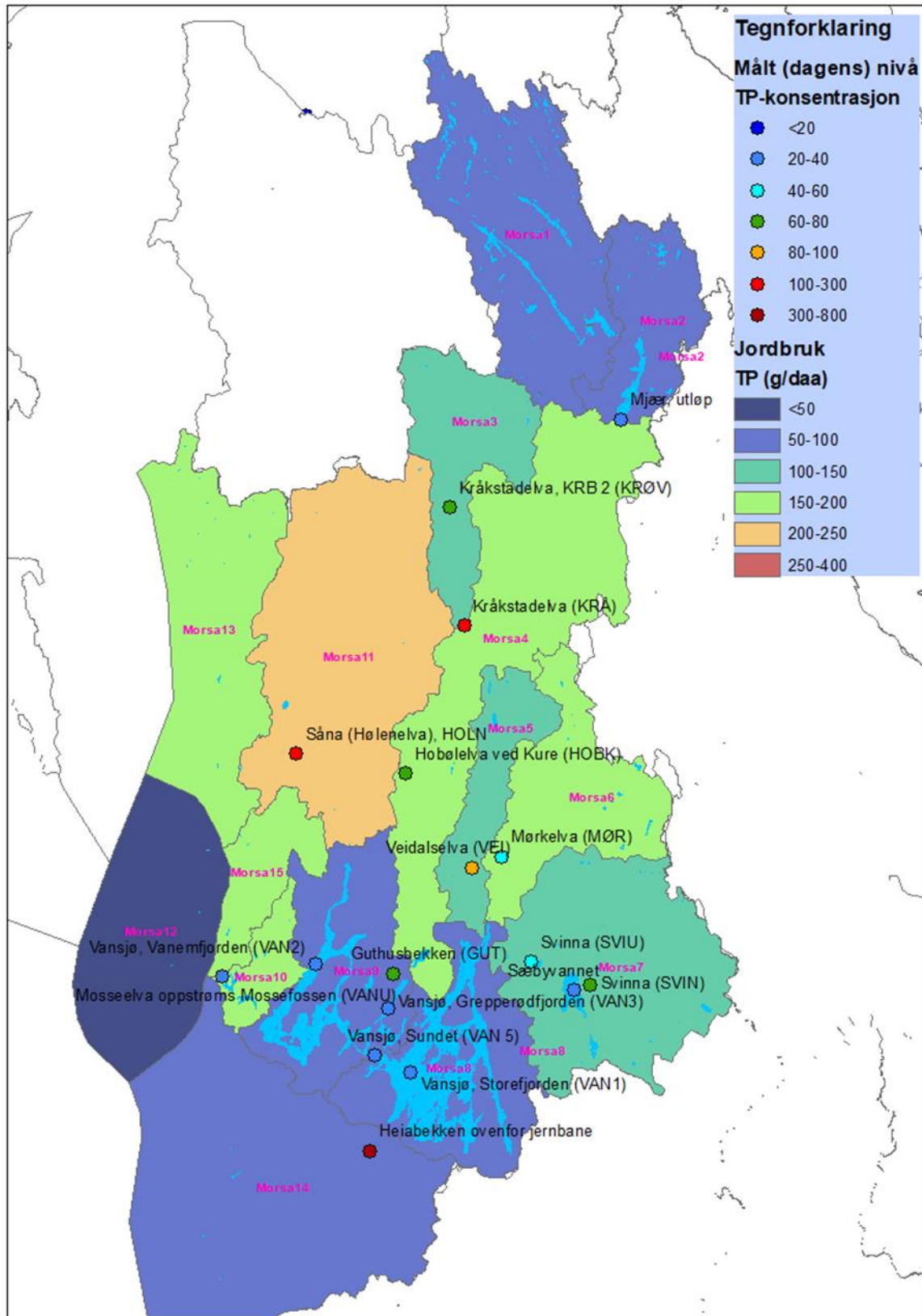
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 6.2-6.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



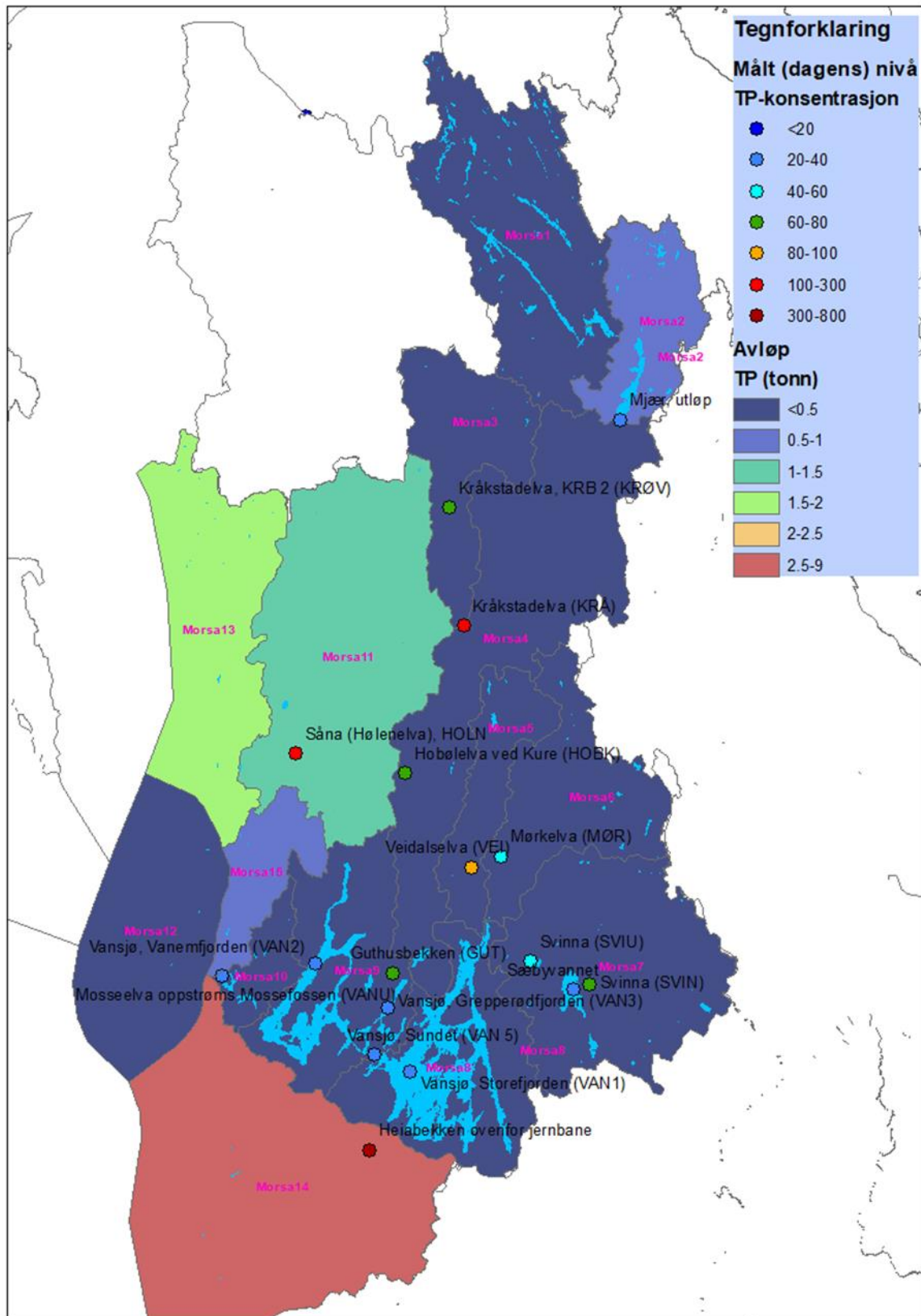
Figur 6.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 6.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 6.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenhet jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 6.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

6.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 6.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels til høy i tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko er høyest (200-300 kg/daa/år) i tiltaksområdene Morsa4 (Hobøelva), Morsa6 (Mørkelva) og Morsa11 (Hølenelva).

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 8-20 mg/100 g, med høyest verdi i Morsa12 (Jeløya) og Morsa14 (Kystbekker Rygge og Råde). Disse to tiltaksområdene har høy andel (20-50%) areal med potet- og grønnsaksproduksjon, og i slike produksjoner er fosforgjødslingen gjerne høy og medfører høy P-AL. En stor andel av arealet (>60%) i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 3-40% av totalt jordbruksareal. Høyest andel grasareal (ca. 30-40%) var det i tiltaksområdene Morsa1 (Langen), Morsa2 (Våg og Mjær), Morsa5 (Veidalselva) og Morsa7 (Sæbyvannet, Svinna). Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi vet at det er ganske omfattende produksjon av bl.a. fjørfe i visse deler av vannområdet.

Tabell 6.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Morsa1	126	8	62	89	7	0	19	42
Morsa2	199	8	71	90	0	0	1	37
Morsa3	180	10	87	149	11	4	36	18
Morsa4	280	8	70	154	4	1	21	20
Morsa5	184	9	85	126	3	1	26	29
Morsa6	205	8	75	175	16	0	47	22
Morsa7	181	9	70	117	1	0	15	34
Morsa8	64	14	94	76	11	8	47	27
Morsa9	58	11	85	80	4	10	51	17
Morsa10	109	14	100	164	0	0	67	3
Morsa11	206	10	80	218	17	0	60	14
Morsa12	28	20	100	43	0	48	74	18
Morsa13	158	12	96	174	11	4	60	20
Morsa14	47	16	97	92	6	24	85	10
Morsa15	170	10	85	199	5	0	73	4

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

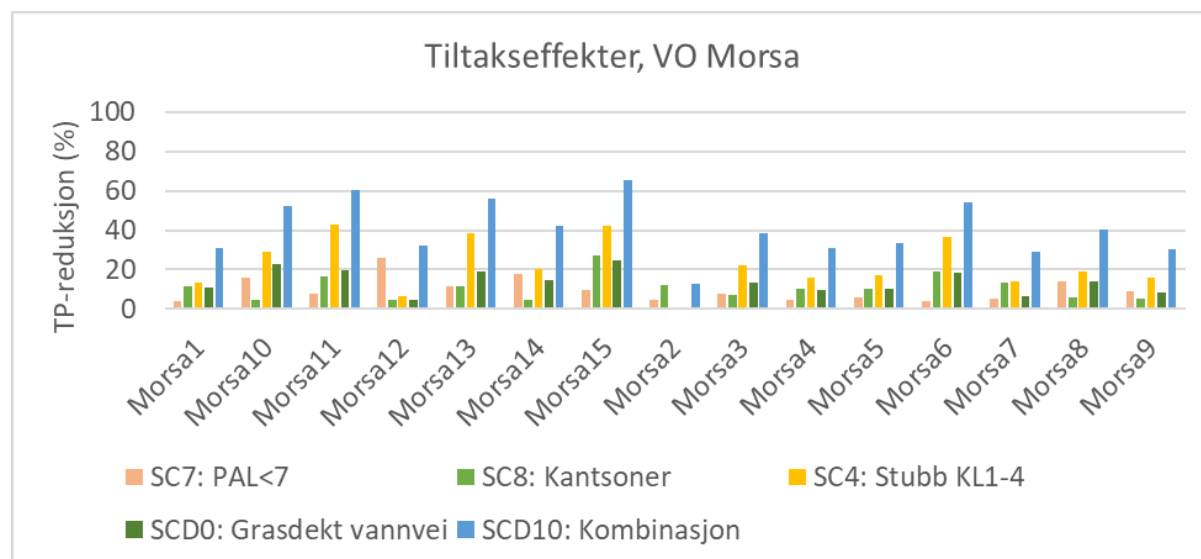
Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 1-85%, med høyest andel der det er potet- og grønnsaksdyrking. I sju av tiltaksområdene var mer enn 50% av totalt jordbruksareal jordarbeidet om høsten. Areal med potet eller grønnsaker var lavt i noen tiltaksområder, og høyt i andre, med høyest andel i Morsa12 (Jeløya) og Morsa14 (Kystbekker Rygge og Råde) (20-50%), samt Morsa8 (Storefjorden) og Morsa9 (Nedre Vansjø). Høstkorn ble dyrket på mindre enn 20% av arealet i alle tiltaksområdene, med høyest andel i Morsa6 (Mørkelva) og Morsa11 (Hølenelva).

6.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på 5-60% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 15% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 7%, fagvekster sådd sammen med vekst på inntil 2%, høstharving på inntil 3%, miljøavtaler inntil 34%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 11%, og utsatt omlegging av eng på inntil 8% av arealet. Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 940 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 2300 daa. Areal av grasdekte vannveier var 110 daa, som tilsvarer 18 300 m og utgjør 3% av totalt antall lengdemeter dråg i vannområdet estimert utfra dråglinjekart.

Det er anlagt endel fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 6.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 6.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

6.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljøsmål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 6.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert ut fra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Tre av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Mørkelva, Svinna og Heiabekken), og her er miljømålet fastsatt til 24-29 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i Kråkstadelva (begge lokaliteter) og Såna. De utvalgte innsjøene har miljøsmål på 20 µg TP/L.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 30 og 450 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 6.2), og var spesielt høyt i Heiabekken, og dessuten i Kråkstadelva (nedre lokalitet) og Såna. I innsjøene varierte gjennomsnittlig målt TP fra ca. 20-40 µg TP/L (tabell 6.2). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet, med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet. For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-kvalitet - fire innsjøer hadde data av B-kvalitet, og to data av C-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Tabell 6.2. Miljøsmål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokaliteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljøsmål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Bekker/elver							
Kråkstadelva, KRB 2 (KRØV)	Morsa3	80	66	0	0	8	A
Kråkstadelva (KRÅ)	Morsa3	80	133	53	1,4	8	A
Hobølelva ved Kure (HOBK)	Morsa1,2,3,4	60	73	13	2,3	6	A
Guthusbekken (GUT)	Morsa9	40	71	31	0,05	4	A
Veidalselva (VEI)	Morsa5	40	92	52	0,8	4	A
Mørkelva (MØR)	Morsa6	24	46	22	0,7	2	A
Svinna (SVIN)	Morsa7	50	67	17	0,5	5	A
Svinna (SVIU)	Morsa7	29	45	16	0,8	3	A
Mosseelva oppstrøms Mossefossen (VANU)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9,10	50	29	0	0	5	A
Heiabekken ovenfor jernbane	Morsa14	29	451	422	0,3	3	A
Såna (Hølenelva), HOLN	Morsa11	80	129	49	3	8	A
Innsjøer							
Mjær, utløp	Morsa2	20	25	5	-	2	C
Sæbyvannet	Morsa7	20	39	19	-	2	B
Vansjø, Storefjorden (VAN1)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8	20	21	1	-	2	B
Vansjø, Grepperødfjorden (VAN3)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	20	31	11	-	2	C
Vansjø, Sundet (VAN 5)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	20	25	5	-	2	B
Vansjø, Vanemfjorden (VAN2)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	20	23	3	-	2	B

*Typologi for leirelver (og deres miljøsmål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Beregnet avlastningsbehov (tabell 6.2) var 0 kun for elvevannlokalitetene Kråkstadelva (øvre lokalitet) og Mosseelva oppstrøms Mossefossen, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 15 og ca. 400 µg TP/L for elvevannlokaliteter og 1-20 µg TP/L for innsjøer. For én innsjøvannlokalitet var avlastningsbehovet så lavt (<10% av miljømålet) at det er usikkert om miljømål allerede er nådd eller ikke: Vansjø, Storefjorden.

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 6.3. Tabell 6.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor er Hobølelva ved Kure og Mjær samt delen av Vansjø som kalles Sundet, mens for Såna og Vansjø (unntatt Grepperødfjorden og Sundet) er potensialet høyt til svært høyt. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Noen vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale: Kråkstadelva, Mørkelva, Svinna (SVIN, øvredel) og den delen av Vansjø som er Grepperødfjorden, mens noen ser ut til å ha lavt potensiale: Guthusbekken, Veidalselva, Svinna (SVIU, nedre del), Heiabekken og Sæbyvannet. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak.

Tabell 6.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Kråkstadelva (KRÅ)	Morsa3	**	**
Hobølelva ved Kure (HOBK)	Morsa1,2,3,4	***	***
Guthusbekken (GUT)	Morsa9	*	*
Veidalselva (VEI)	Morsa5	*	*
Mørkelva (MØR)	Morsa6	**	**
Svinna (SVIN)	Morsa7	**	**
Svinna (SVIU)	Morsa7	*	*
Heiabekken ovenfor jernbane	Morsa14	*	*
Såna (Hølenelva), HOLN	Morsa11	***	****
Mjær, utløp	Morsa2	**	****
Sæbyvannet	Morsa7	*	*
Vansjø, Storefjorden (VAN1)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8	****U	****U
Vansjø, Grepperødfjorden (VAN3)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	**	**
Vansjø, Sundet (VAN 5)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	***	***
Vansjø, Vanemfjorden (VAN2)	Morsa1,2,3,4, 5,6,7,8,9	****	****

Tabell 6.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Kråkstadelva (KRÅ)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	4,10	3,4,9,11,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Hobølelva ved Kure (HOBK)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	3,4,9,11,10	X
Lav-middels	Resten	Resten	-
Lav	6	-	-
Guthusbekken (GUT)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Veidalselva (VEI)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Mørkelva (MØR)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	10	X
Lav	-	-	-
Svinna (SVIN)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	3,4,8,9,11,10	3,4,8,9,11,10	-
Lav	-	-	-
Svinna (SVIU)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Heiabekken ovenfor jernbane			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	-

Tabell 6.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Såna (Hølenelva), HOLN			
Høy-svært høy	-	10	-
Middels-høy	3,4,10	3,4,9,11	X
Lav-middels	9,11	Resten	-
Lav	Resten	0	-
Mjær, utløp			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	7,8,9,11,10	7,8,9,11,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Sæbyvannet			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	X
Lav	Alle	Alle	-
Vansjø, Storefjorden (VAN1)			
Høy-svært høy	10	10	X
Middels-høy	3,4,8,9,11	Resten	-
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Vansjø, Grepperødfjorden (VAN3)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	10	4,9,11,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Vansjø, Sundet (VAN 5)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	3,4,9,11,10	X
Lav-middels	Resten	Resten	-
Lav	6	-	-
Vansjø, Vanemfjorden (VAN2)			
Høy-svært høy	-	-	X
Middels-høy	3,4,9,11,10	3,4,8,9,11,10	-
Lav-middels	Resten	Resten	-
Lav	-	-	-

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Potet- og grønnsaksproduksjon utgjør en stor andel av arealet i noen tiltaksområder (Morsa9, Morsa12, Morsa14), og kan også være viktige lokalt med potensielt stor påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker (f.eks. Heiabekken i Morsa14). Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som i enkelte år kan være relativt utbredt i vannområdet. Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåker er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsel med ugunstige metoder/

under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanerosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanerosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 6.1 og 6.2), tiltakseffekter (avsnitt 6.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

6.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenarioene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenarioene er beregnet til ca. 27 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 6.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 1000 kr/kg TP for begge scenarioene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 10 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenarioene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 800.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (70 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 10%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

Tabell 6.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 151 231 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	3,0	20	1
SC3: Stubb 2-4	16,5	109	5
SC4: Stubb 1-4	26,7	177	8
SC5: Stubb vd.nær	4,1	27	3
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0,1	1	1
SC14: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	3,1	20	2
SC9: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	26,5	175	10
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	3,9	26	4
SC0: Faktisk 2016	10,1	66	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,8	5	-

6.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 5 av de 15 vannlokalitetene i Morsa (tabell 6.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Såna (Hølenelva), HOLN og Vansjø, Storefjorden (VAN1) med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Hobølelva ved Kure (HOBK), Vansjø, Sundet (VAN 5) og Vansjø, Vanemfjorden (VAN2).

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Kråkstadelva (KRÅ), Mørkelva (MØR), Svinna (SVIN), Mjær ved utløp og Vansjø i Grepperødfjorden (VAN3).

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Guthusbekken (GUT), Veidalselva (VEI), Svinna (SVIU), Heiabekken ovenfor jernbane og Sæbyvannet.

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

7 Tiltaksanalyse for VO PURA

7.1 Kilderegnskap

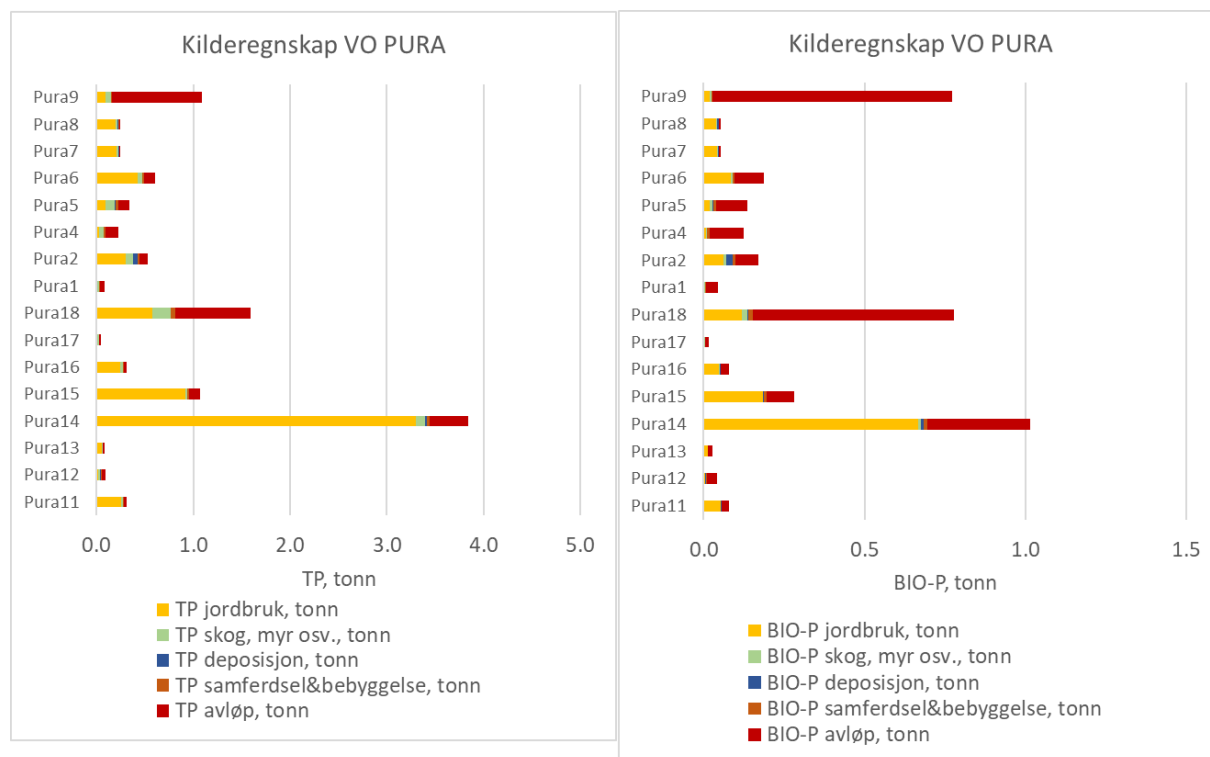
I VO PURA dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i de fleste tiltaksområdene, slik det framgår av figur 7.1. I fire tiltaksområder dominerer avløp (50-85%) som kilde til TP: PURA1 (Gjersjøelva), PURA4 (Greverudbekken), PURA9 (Ås/Oppegård til Bunnefjorden) og PURA18 (Frogn/Nesodden t/Bunnefjorden). De største mengdene TP fra avløp er det PURA9 og PURA18 som står for, nesten 1 tonn hver.

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 3 tonn, høyest i PURA14 (Årungen) og PURA15 (Østensjøvann).

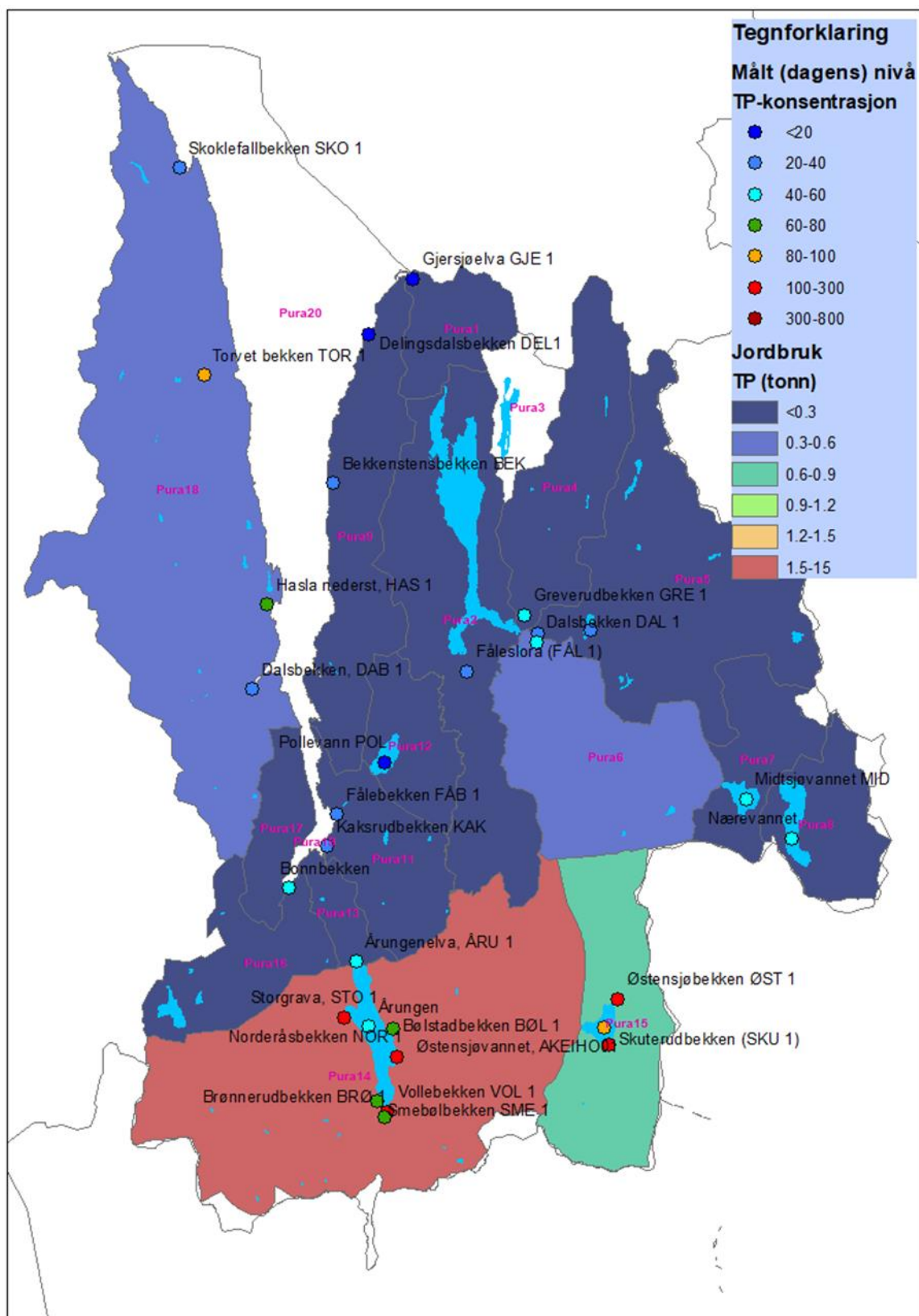
De tiltaksområdene som har høyestt bidrag (35-50%) av totalfosfor fra andre kilder enn jordbruk og avløp, er PURA1 (Gjersjøelva), PURA5 (Tussebekken) og PURA17 (Frogn til Bunnebotten). Her er det totalt sett relativt lave tap av TP.

I 11 av tiltaksområdene bidrar avløp med mer biotilgjengelig fosfor enn jordbruk.

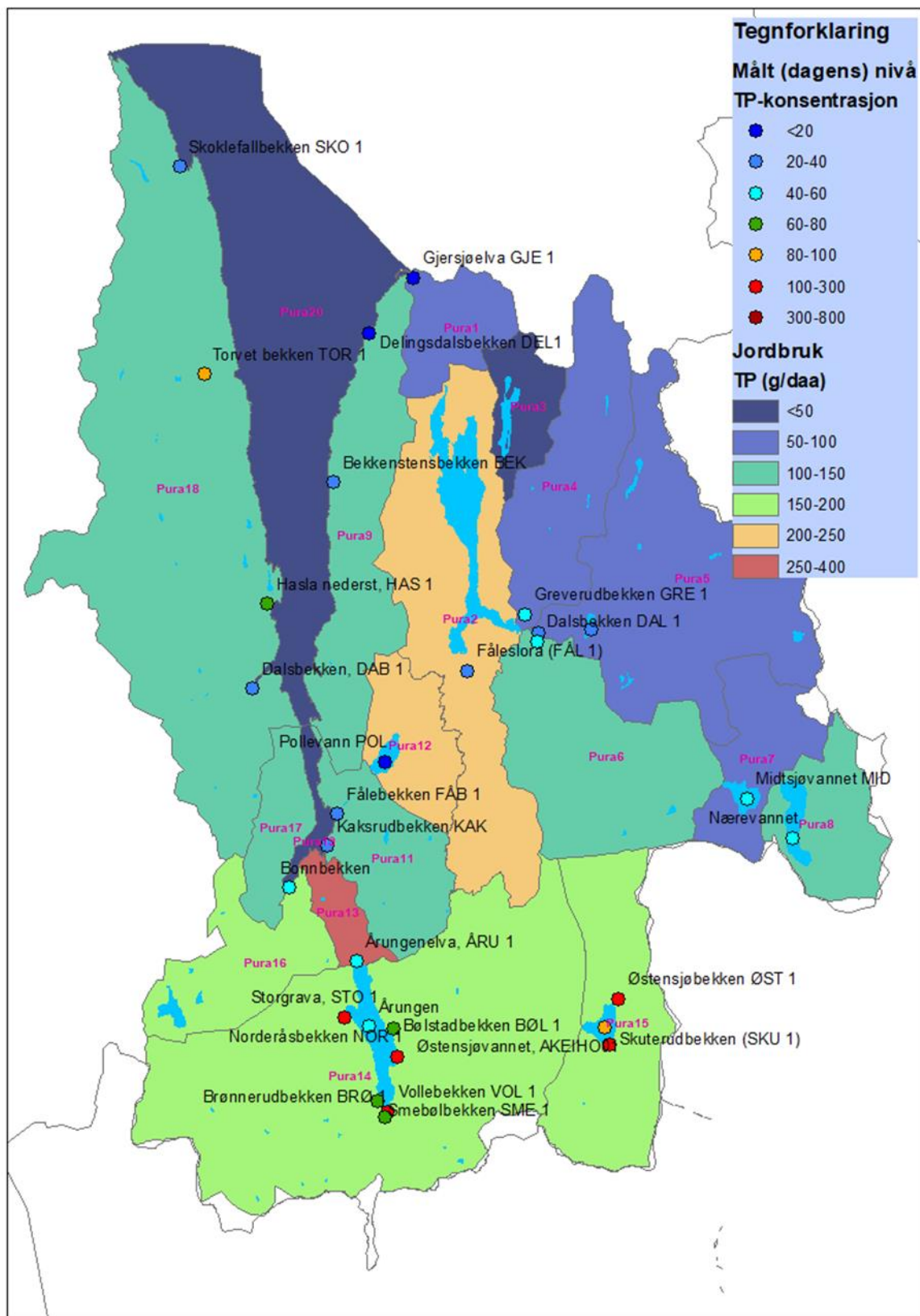
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 7.2-7.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



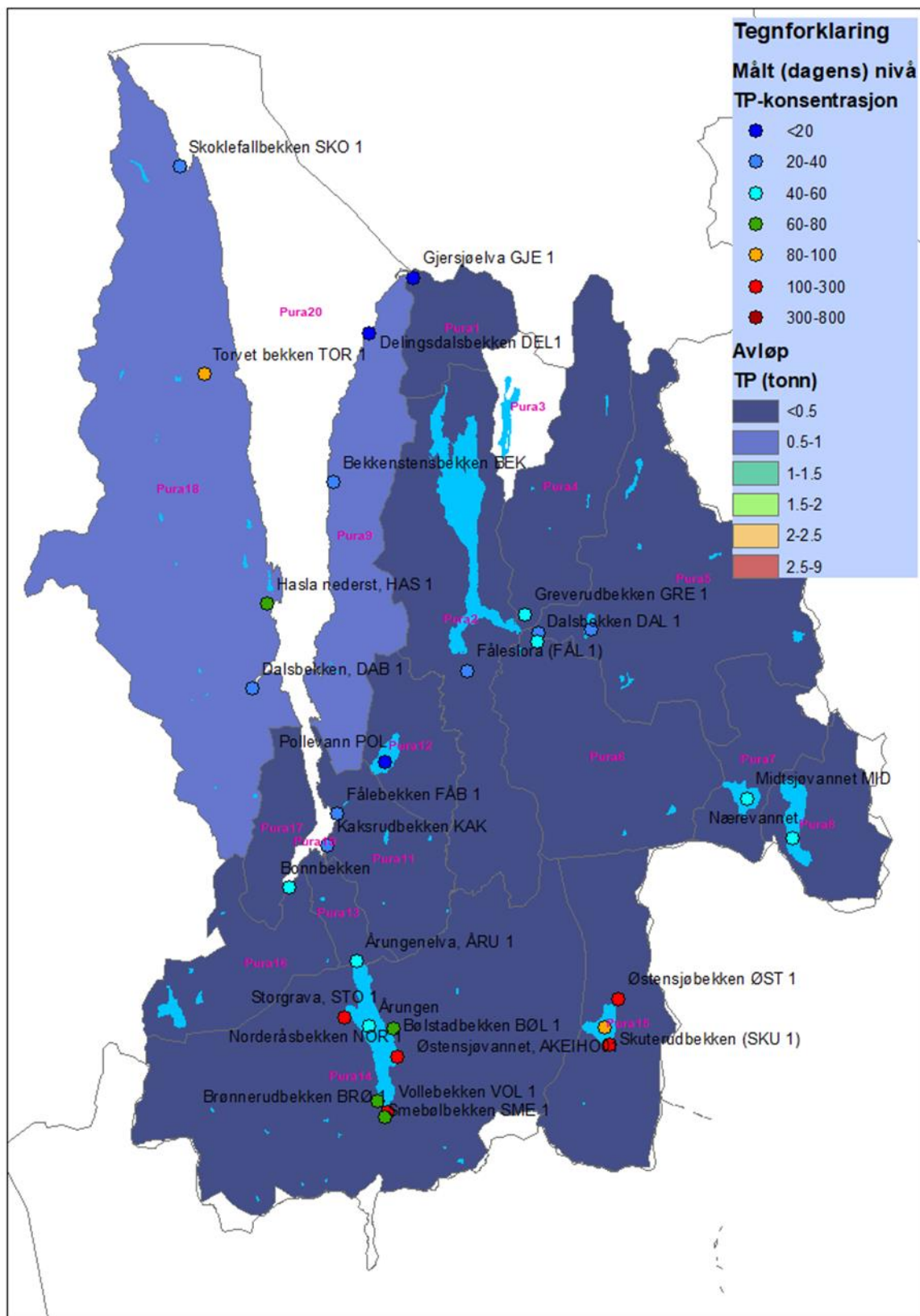
Figur 7.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 7.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde. Delingsdalsbekken skal hete Delebekken.



Figur 7.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenhet jordbruksareal per tiltaksområde. . Delingsdalsbekken skal hete Delebekken.



Figur 7.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde. . Delingsdalsbekken skal hete Delebekken.

7.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 7.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels i alle tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko er høyest i PURA2 (Gjersjøen), PURA13 (Årungenelva) og PURA14 (Årungen), nesten 200 kg/daa/år.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 7-4 mg/100 g, med høyest verdi i PURA8 (Nærevann) og PURA11 (Fålebekken/Kaksrudbekken). En stor andel av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 0-100% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal var det i tiltaksområdene PURA1 (Gjersjøelva) og PURA17 (Frogn til Bunnebotten). Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsel) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning. Det er noe hysdyr i VO PURA, men neppe av stor betydning.

Tabell 7.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
PURA1	152	7	0	51	0	0	0	100
PURA2	173	12	98	206	13	1	68	8
PURA4	129	8	36	99	8	0	13	48
PURA5	91	8	58	100	1	0	54	5
PURA6	136	9	87	117	14	0	39	21
PURA7	84	10	69	95	13	0	50	2
PURA8	97	13	100	115	14	0	36	1
PURA9	111	9	81	118	0	0	54	39
PURA11	85	14	100	121	10	2	71	6
PURA12	153	9	100	208	39	0	77	2
PURA13	194	12	85	261	38	6	96	4
PURA14	174	11	87	180	22	2	63	12
PURA15	158	8	80	162	23	0	72	12
PURA16	99	11	91	152	8	3	88	3
PURA17	127	12	93	117	0	0	24	76
PURA18	144	10	87	128	6	0	37	35

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 15-95% der det var mindre enn 50% grasareal. I ni av tiltaksområdene var mer enn 50% av totalt jordbruksareal jordarbeidet om høsten. Areal med potet eller grønnsaker var stort sett lavt, ingen tiltaksområder hadde slik produksjon på mer enn 6% av arealet (PURA13). Høstkorn ble dyrket på inntil 40% av arealet, med høyest andel areal (20-40%) i tiltaksområdene PURA12-15.

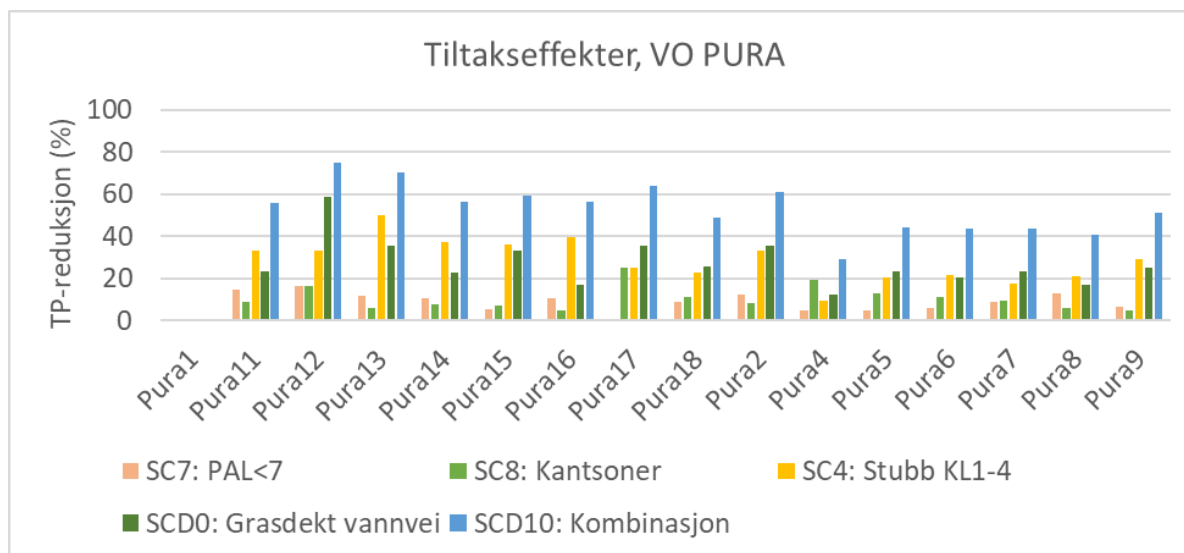
7.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på 5-65% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 2% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 4%, fangvekster sådd sammen med vekst på inntil 3%, høstharving på inntil 10%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 1%, og utsatt omlegging av eng på inntil 85% av arealet.

Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 140 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 340 daa. Grasdekt vannvei var omsøkt på 11 daa, eller ca. 1800 m, som utgjør bare 1% av antall lengdemeter dråglinjer på dråglinjekartet.

Det er 15 fangdammer i vannområdet, og til sammen drenerer ca. 20% av jordbruksarealet til disse fangdammene. Fangdammene er inkludert i Agricat2-beregningene.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 7.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 7.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

7.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for fosfor for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 7.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert utfra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir

relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. To av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Dalsbekken og Delebekken), og her er miljømålet fastsatt til 25-29 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L. De utvalgte innsjøene (utvalgskriterier beskrevet i avsnitt 2.2.) har miljømål på 20 µg TP/L.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 20 og 160 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 7.2), og var spesielt høyt i Skuterudbekken (målt nedstrøms fangdam), og dessuten i Vollebekken, Norderåsbekken, Storgrava og Østensjøbekken. I innsjøene varierte gjennomsnittlig målt TP fra ca. 15-80 µg TP/L, og var høyest i Østensjøvannet (tabell 7.2). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet (A-kvalitet), med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet. For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-kvalitet, alle innsjøene her hadde data av B-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 7.2) var 0 for flere av elvevannlokalitetene og én av innsjøene (Pollevann), dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 5 og ca. 80 µg TP/L for elvevannlokaliteter, høyest for Skuterudbekken, og 5-60 µg TP/L for innsjøer, høyest for Østensjøvannet.

Tabell 7.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokaliteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks-område	Miljø-mål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikkerhet (µg/L)	Data-kvalitet
Bekker/elver							
Fåleslora (FÅL 1)	PURA2	60	28	0	0	6	A
Greverudbekken GRE 1	PURA4	40	47	7	0,04	4	A
Tussebekken, TUS 1	PURA5	40	24	0	0	4	A
Dalsbekken DAL 1	PURA6,7,8 PURA1,2,3,4,	60	53	0	0	6	A
Gjersjøelva GJE 1	5,6,7,8	50	17	0	0	5	A
Bekkenstensbekken BEK	PURA9	60	32	0	0	6	A
Delebekken DEL1	PURA9	25	18	0	0	3	A
Kaksrudbekken KAK	PURA11	60	37	0	0	6	A
Fålebekken FÅB 1	PURA12	60	25	0	0	6	A
Bonnbekken	PURA16	50	46	0	0	5	A
Skoklefallbekken SKO 1	PURA18	40	40	0	0	4	A
Dalsbekken, DAB 1	PURA18	29	34	5	0,01	3	A
Torvet bekken TOR 1	PURA18	50	84	34	0,1	5	A
Hasla nederst, HAS 1	PURA18	50	61	11	0,07	5	A
Østensjøbekken ØST 1	PURA15	80	101	21	0,04	8	A
Skuterudbekken (SKU 1)	PURA15	80	158	78	0,2	8	A
Bølstadbekken BØL 1	PURA14	80	76	0	0	8	A
Vollebekken VOL 1	PURA14	60	119	59	0,07	6	A
Brønnerudbekken BRØ 1	PURA14	80	69	0	0	8	A
Norderåsbekken NOR 1	PURA14	80	115	35	0,05	8	A
Smebølbekken SME 1	PURA14	80	76	0	0	8	A
Storgrava, STO 1	PURA14	80	103	23	0,1	8	A
Årungenelva, ÅRU 1	PURA14,15	80	57	0	0	8	A

Tabell 7.3. forts.

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljø-mål *(µg/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Innsjøer							
Pollevann POL	PURA12	20	13	0	-	2	B
Årungen	PURA14	20	41	21	-	2	B
Østensjøvannet, AKEIHO01	PURA15	20	84	64	-	2	B
Tussetjernet TUS (St. 1)	PURA5	20	25	5	-	2	B
Midtsjøvannet MID	PURA7,8	20	48	28	-	2	B
Nærevannet	PURA8	20	48	28	-	2	B

*Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 7.3. Tabell 7.3 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter.

Flere av elvevannlokalitetene synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor, eller høyt til svært høyt dersom beregningsalternativ 2 brukes. Bare Skuterudbekken og Vollebekken har lavt til middels potensiale. For innsjøene er ikke situasjonen like god, med lavt til middels potensiale for Østensjøvannet, Midtsjøvannet og Nærevannet. Potensialet er lavt-middels/middels høyt for Årungen, og middels-høyt/høyt-svært høyt for Tussetjernet.

Tabell 7.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, ***middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Greverudbekken GRE 1	PURA4	***	****
Dalsbekken, DAB 1	PURA18	****	****
Torvet bekken TOR 1	PURA18	***	***
Hasla nederst, HAS 1	PURA18	***	****
Østensjøbekken ØST 1	PURA15	***	****
Skuterudbekken (SKU 1)	PURA15	**	**
Vollebekken VOL 1	PURA14	**	**
Norderåsbekken NOR 1	PURA14	***	****
Storgrava, STO 1	PURA14	***	****
Årungen	PURA14	**	***
Østensjøvannet, AKEIHO01	PURA15	*	*
Tussetjernet TUS (St. 1)	PURA5	***	****
Midtsjøvannet MID	PURA7,8	*	*
Nærevannet	PURA8	*	*

Tabell 7.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Greverudbekken GRE 1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	8,9,11,10	X
Lav-middels	3,4,5,7,8,9,11	Resten	-
Lav	Resten	-	-
Dalsbekken, DAB 1			
Høy-svært høy	10	3,4,9,11,10	X
Middels-høy	3,4,9,11	Resten	-
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Torvet bekken TOR 1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	10	X
Lav-middels	10	3,4,5,7,8,9,11	-
Lav	Resten	Resten	-
Hasla nederst, HAS 1			
Høy-svært høy	-	10	-
Middels-høy	4,10,11	Resten	X
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Østensjøbekken ØST 1			
Høy-svært høy	-	3,4,9,10,11	-
Middels-høy	3,4,10	Resten	X
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Skuterudbekken (SKU 1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	3,4,9,11,10	X
Lav	Resten	Resten	-
Vollebekken VOL 1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	10	-
Lav-middels	4,10	3,4,9,11	X
Lav	Resten	Resten	-
Norderåsbekken NOR 1			
Høy-svært høy	-	10	-
Middels-høy	3,4,10	3,4,9,11	X
Lav-middels	9,11	Resten	-
Lav	Resten	-	-

Tabell 7.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Storgrava, STO 1			
Høy-svært høy	10	3,4,10	-
Middels-høy	3,4,9	Resten	X
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Årungen			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	10	-
Lav-middels	3,4,10	3,4,9,11	X
Lav	Resten	Resten	-
Østsjøvannet, AKEIHO01			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Tussetjernet TUS (St. 1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	3,4,9,11,10	X
Lav-middels	3,4,8,9,11,10	Resten	-
Lav	Resten	0	-
Midtsjøvannet MID			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	X
Lav	Alle	Alle	-
Nærevannet			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	X
Lav	Alle	Alle	-

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Selv potet- og grønnsaksproduksjon ikke utgjør noen stor andel av arealet i vannområdet, er dette produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som er relativt utbredt i vannområdet. Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåker er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanerosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanerosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 7.1 og 7.2), tiltakseffekter (avsnitt 7.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

7.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenariene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenariene er beregnet til ca. 7 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 7.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 1300 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 2 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenariene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 200.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (80 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenariene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 10%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsoner, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

Tabell 7.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarioer sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 36 679 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0,4	12	0
SC3: Stubb 2-4	3,8	104	6
SC4: Stubb 1-4	6,7	183	10
SC5: Stubb vd.nær	1,1	29	3
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0	0	1
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,5	13	1
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	6,7	182	11
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	1,0	29	4
SC0: Faktisk 2016	1,8	48	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,2	6	-

7.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 10 av de 14 vannlokalitetene i PURA (tabell 7.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Dalsbekken (DAB 1), Hasla nederst (HAS 1), Østensjøbekken ØST 1, Norderåsbekken NOR 1 og Storgrava (STO 1) med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Greverudbekken GRE 1, Torvet bekken TOR 1, Vollebekken VOL 1, Årungen og Tussetjernet TUS (St. 1).

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Skuterudbekken (SKU 1).

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Østensjøvannet (AKEIHO01) og Midtsjøvannet (MID) og Nærevannet.

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

8 Tiltaksanalyse for VO Indre Oslofjord vest

8.1 Kilderegnskap

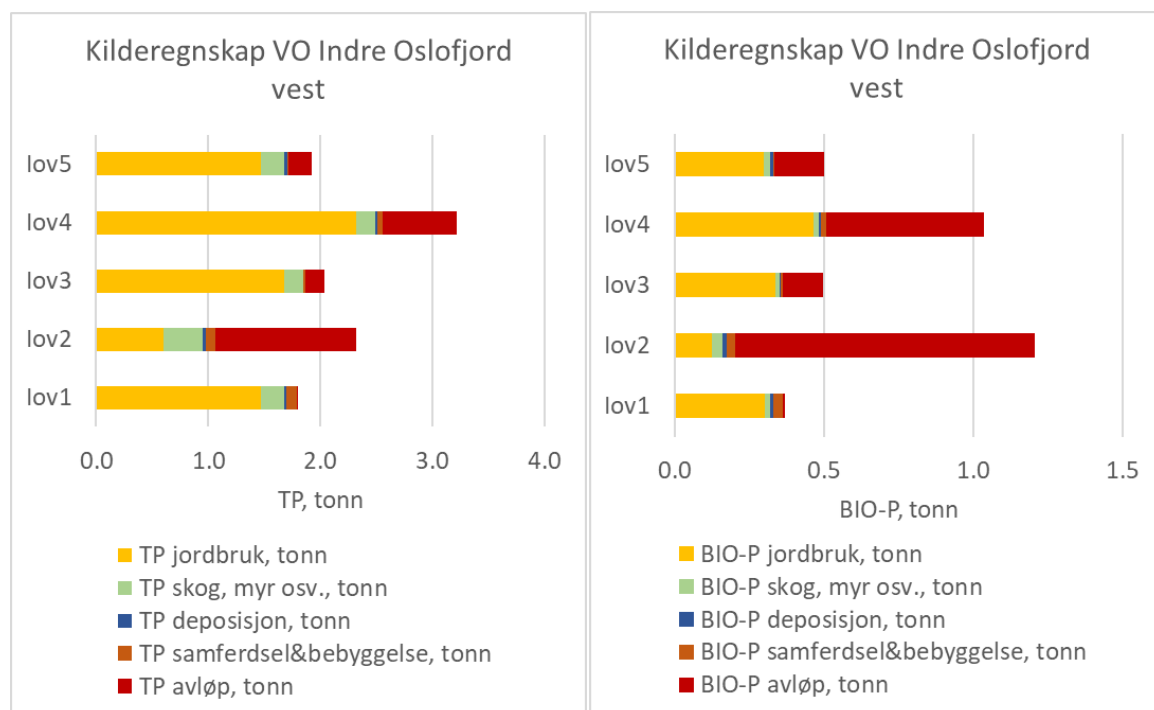
I VO Indre Oslofjord vest dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i fire av fem tiltaksområder, slik det framgår av figur 8.1. I IOV2 (Asker) dominerer avløp og utgjør drøyt 50% av total fosfortilførsel. De største mengdene TP fra avløp er det IOV4 (Røyken, 3 tonn) som står for, de andre tiltaksområdene bidrar med ca. 2 tonn hver.

Tilførsel av TP fra jordbruk er ganske likt i tiltaksområdene, fra ca. 0,5 tonn i IOV2 (Asker) til drøyt 2 tonn i IOV4 (Røyken).

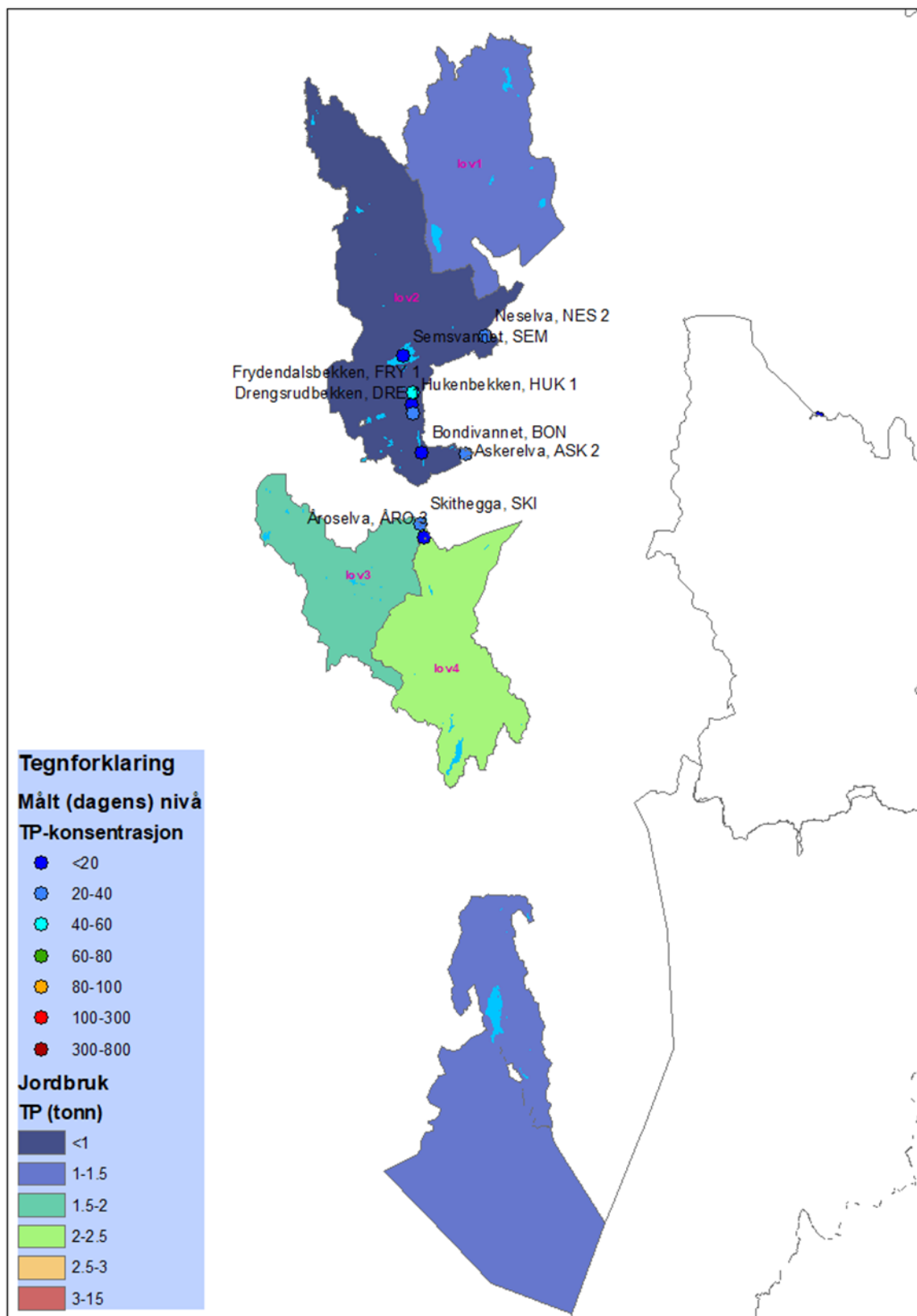
Andre kilder enn jordbruk og avløp bidrar med mindre enn 20% av total fosfortilførsel.

I to av tiltaksområdene, IOV2 (Asker) og IOV4 (Røyken) bidrar avløp med mer biotilgjengelig fosfor enn jordbruk.

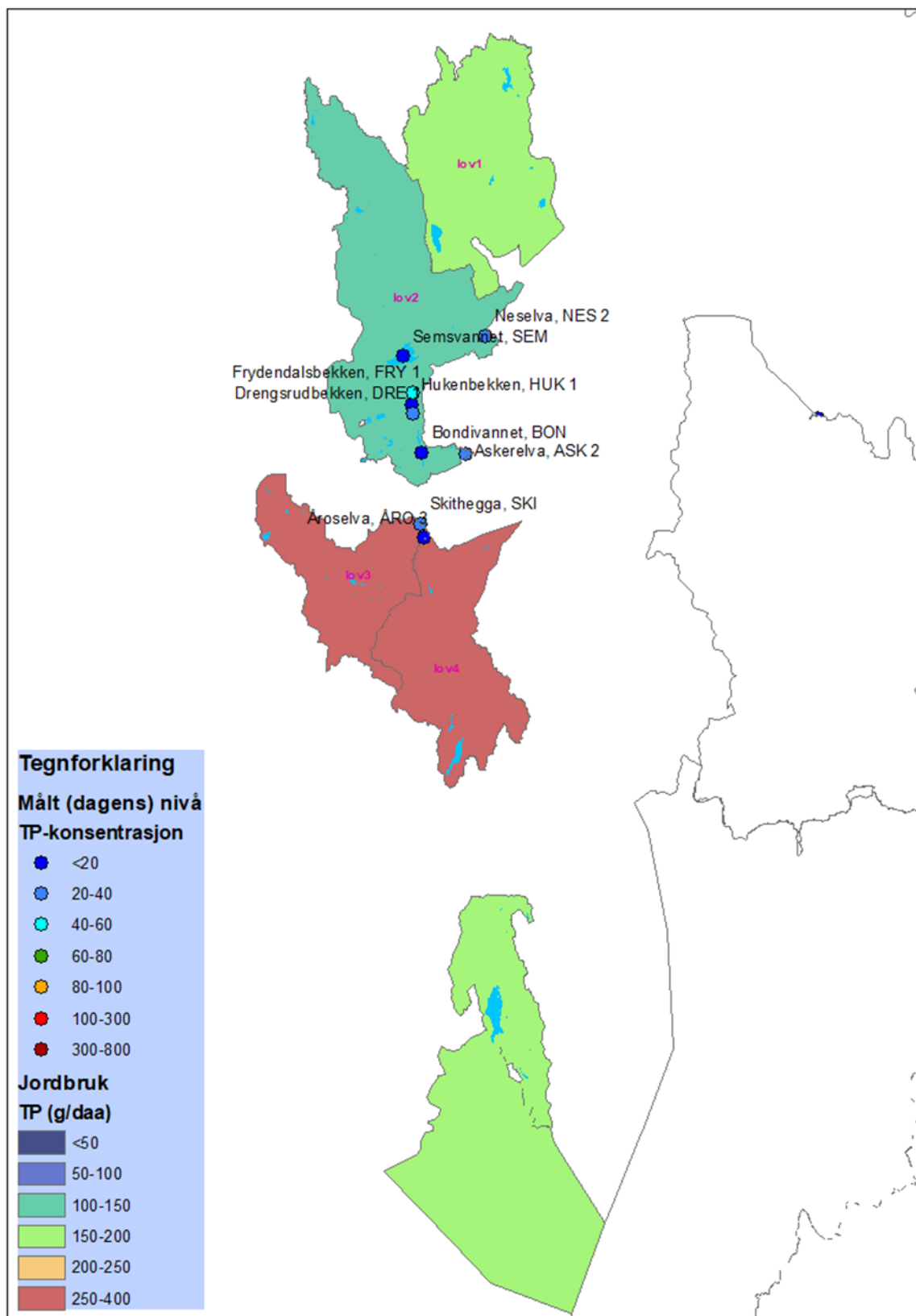
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 8.2-8.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



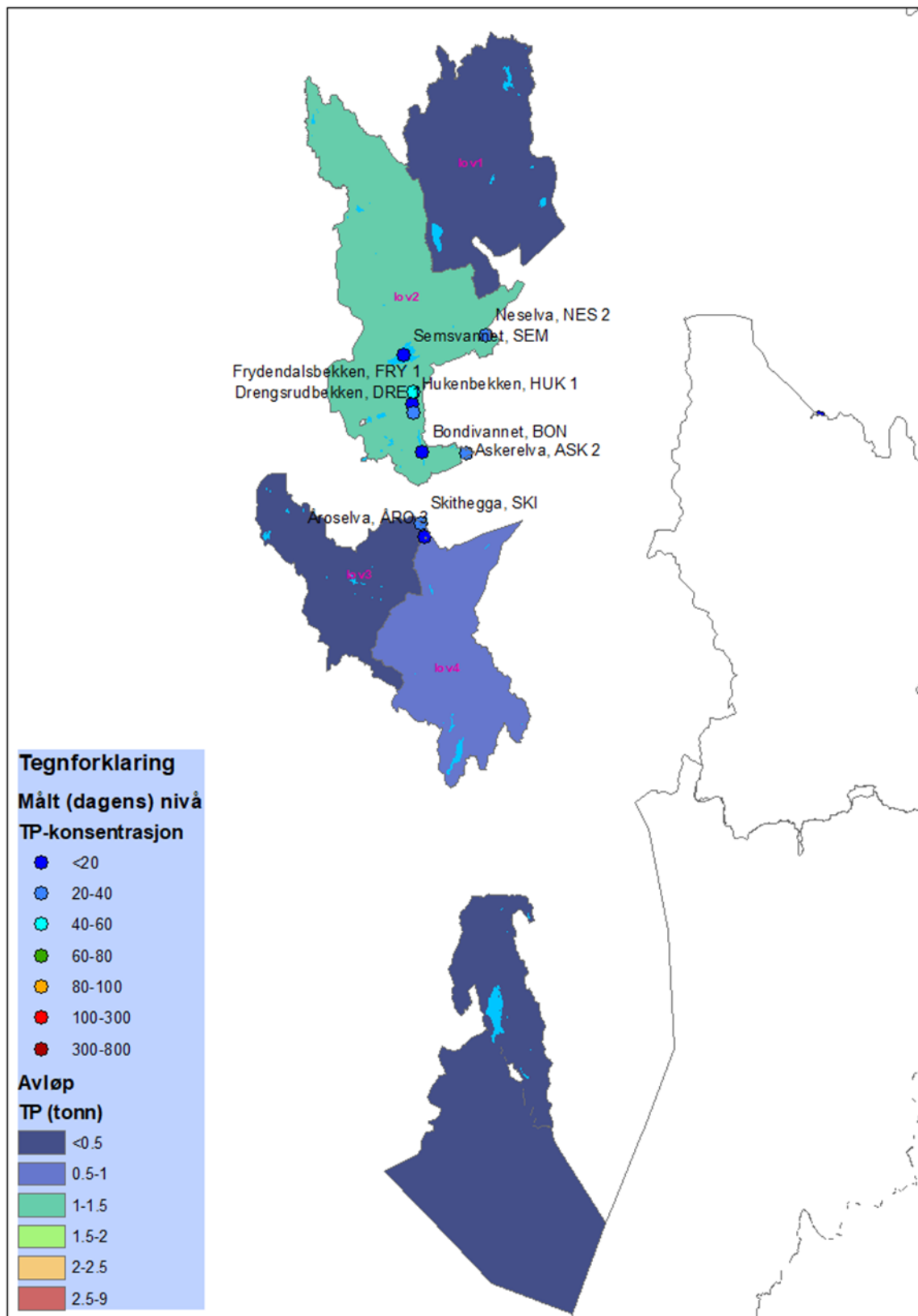
Figur 8.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 8.2. Målt (‘‘dagens’’) konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 8.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenhet jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 8.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

8.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 8.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som høy i tiltaksområdene, stort sett over 200 kg/daa/år. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko er høyest i IOV3 (Slemmestad) og IOV4 (Røyken), rundt 400 kg/daa/år.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 11-13 mg/100 g. En svært stor andel (>85%) av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 30-75% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal var det i IOV2 (Asker). Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsel) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det mye areal som ble jordarbeidet om høsten, ca. 50-70% der det var mindre enn 50% grasareal. Areal med potet eller grønnsaker var stort sett lavt, men betydelig i IOV5 (Hurum, 11%). Høstkorn ble stort sett dyrket på mindre enn 10% av arealet, men var på 13% i IOV3 (Slemmestad).

Tabell 8.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
lov1	258	12	88	196	4	3	46	43
lov2	206	13	93	113	4	0	26	74
lov3	428	12	98	385	13	0	72	27
lov4	381	12	90	313	0	6	56	29
lov5	190	11	86	160	3	11	47	38

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforsatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

8.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

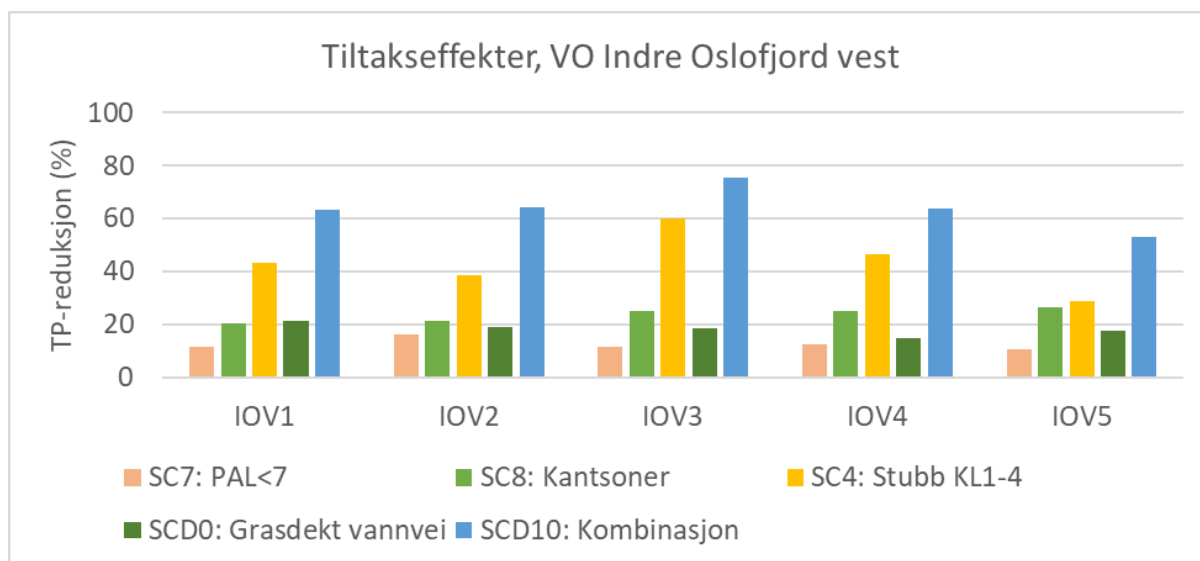
Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på inntil 16% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer

på inntil 1% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 1%, fangvekster sådd sammen med vekst på inntil 1%, og miljøavtaler på inntil 14%.

Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 6 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 400 daa. Grasdekt vannvei er registrert på ca. 1 daa, eller 200 m, som utgjør svært lite av antall lengdemeter dråglinjer fra dråglinjekartet.

Det kan være anlagt fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det i så fall er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 8.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 8.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

8.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 8.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet noe utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert utfra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Tre av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Askerelva, Huknebekken og Drengsrudbekken), og her er miljømålet fastsatt til 29 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i Frydendalsbekken. To innsjøer ble vurdert – Bondivannet og Sems vannet, med miljømål på 17 µg TP/L.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 15 og 40 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 8.2), og var høyest Frydendalsbekken og Skithegga. Kun to av elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet, med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet. De andre hadde data av B-kvalitet, men blir likevel presentert her. For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-kvalitet – de to innsjøene hadde data av B-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 8.2) var o kun for alle elvevannlokalitetene og for Semsvannet, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. For Bondivannet var avlastningsbehovet 1 µg TP/L, hvilket er så lavt (<10% av miljømålet) at det er usikkert om miljømål allerede er nådd eller ikke. Pga. disse resultatene ble det ikke gjort noen videre vurdering av tiltak ettersom miljømålet stort sett ser ut til å være nådd med gjeldende datagrunnlag.

Tabell 8.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter.

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljømål for fosfor** (µg P/L)	Målt (µg/l)	Avlast.** (µg/l)	Avlast.** (kg/år)	Usikker- het (µg/l)	Data- kvalitet
Bekker/elver							
Askerelva, ASK 2	IOV2*	29	25	0	-	3	A
Neselva, NES 2	IOV2*	40	25	0	-	4	A
Hukenbekken, HUK1	IOV2*	29	19	0	-	3	B
Drengsrudbekken, DRE 1	IOV2*	29	21	0	-	3	B
Frydendalsbekken, FRY 1	IOV2*	80	42	0	-	8	B
Skithegga, SKI	IOV3	40	39	0	-	4	B
Åroselva, ÅRO3	IOV3, IOV4*	40	14	0	-	4	B
Innsjøer							
Semsvannet, SEM		17	8	0	-	2	B
Bondivannet, BON		17	18	1	-	2	B

*del av tiltaksområdet

**Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

8.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenarioene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenariene er beregnet til ca. 3 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 8.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 5-600 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 400.000 kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenarioene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 50.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (30 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 12%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 2%.

Tabell 8.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarioer sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 17 756 daa.

Scenario	Kostnader (mill. kr/år)		Avlings-reduksjon (%)
		Kostnader (kr/daa/år)	
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0,6	35	2
SC3: Stubb 2-4	2	111	7
SC4: Stubb 1-4	2,7	151	10
SC5: Stubb vd.nær	1,1	61	6
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0	-1	2
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,6	34	4
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	2,6	146	12
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	1	57	8
SC0: Faktisk 2016	0,4	24	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,05	3	-

9 Tiltaksanalyse for VO Leira-Nitelva

9.1 Kilderegnskap

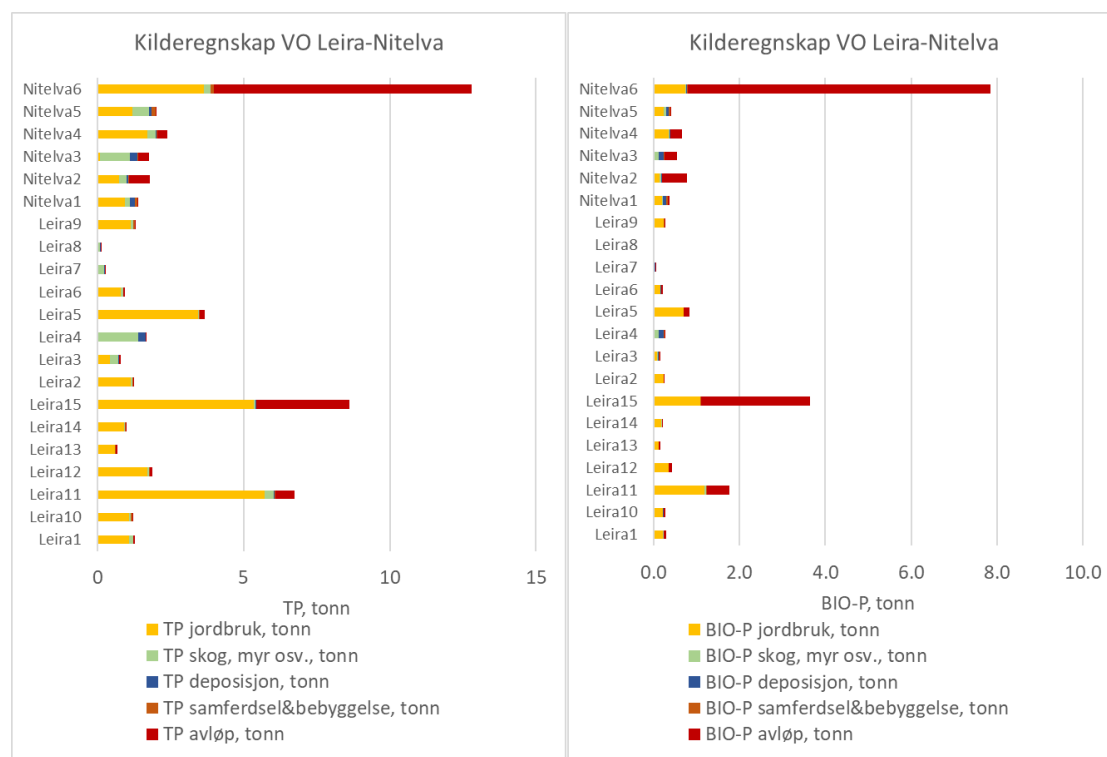
I VO Leira-Nitelva dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i de fleste tiltaksområdene, slik det framgår av figur 9.1. I fire tiltaksområder dominerer avløp (20-70%) som kilde til TP: Leira15 (Leira med tilløpsbekker Krokfoss-Leirsund), Nitelva2-3 (Møllerdammen-Slattum, Til Kongsvang) og Nitelva6 (Slattum – Åros). De største mengdene TP fra avløp er det Nitelva6 (9 tonn) og Leira15 (3 tonn) som står for. Leira11 (Leira midtre fra Kringlerdalen) og Nitelva2 (Møllerdammen - Slattum) har også betydelig bidrag, ca. 1 tonn hver.

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 6 tonn, høyest i Leira11 (Leira midtre fra Kringlerdalen), Leira15 (Leira med tilløpsbekker Krokfoss-Leirsund) og Nitelva6 (Slattum – Åros).

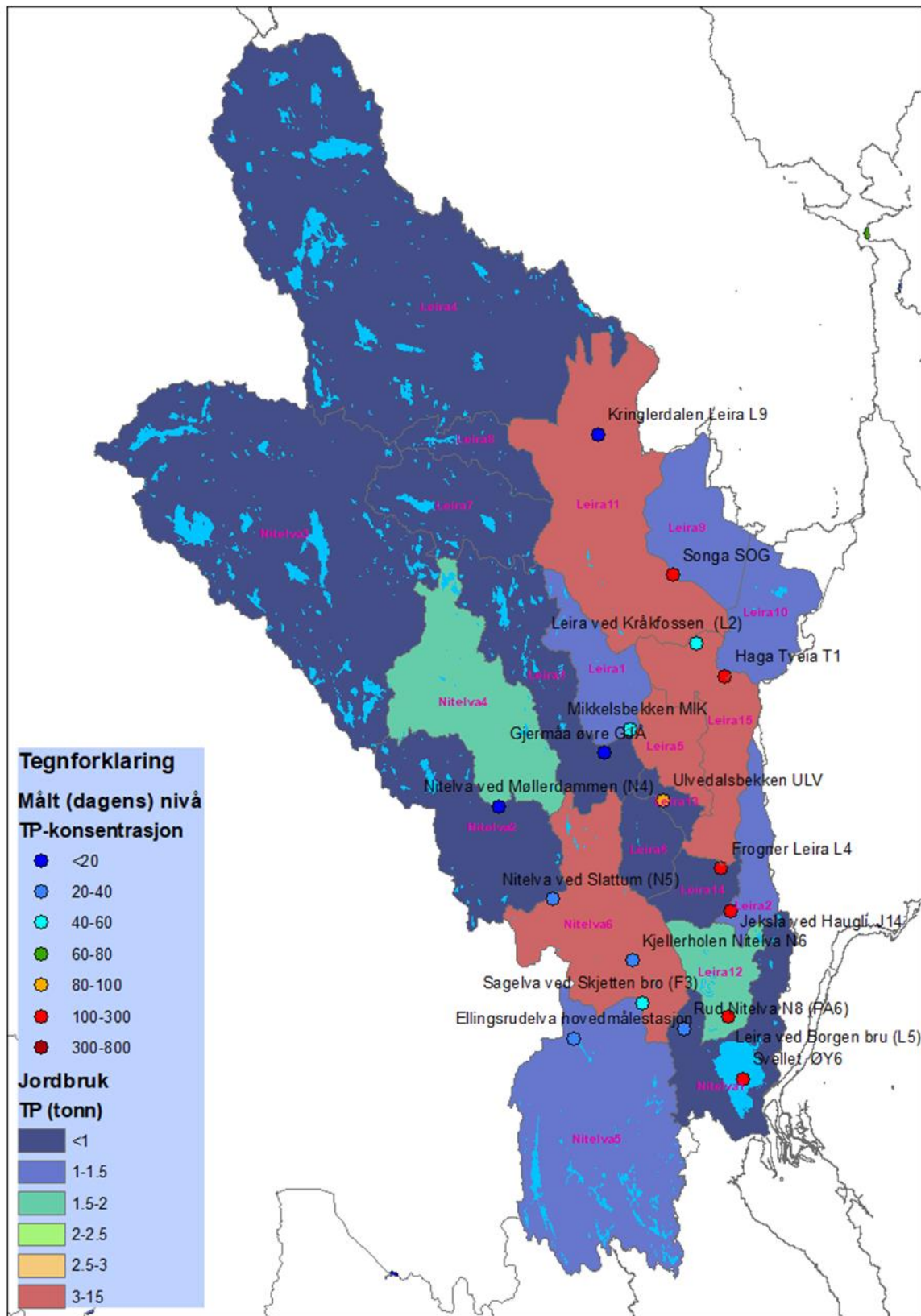
De tiltaksområdene som har høyest bidrag (>90%) av totalfosfor fra andre kilder enn jordbruk og avløp, Leira4 (Øvre Leira) og Leira7-8 (Rotua og Råsjøen, Fiskeløysa og Råbjørn). Her er det totalt sett lave tap av TP.

I åtte av tiltaksområdene bidrar avløp med mer biotilgjengelig fosfor enn jordbruk.

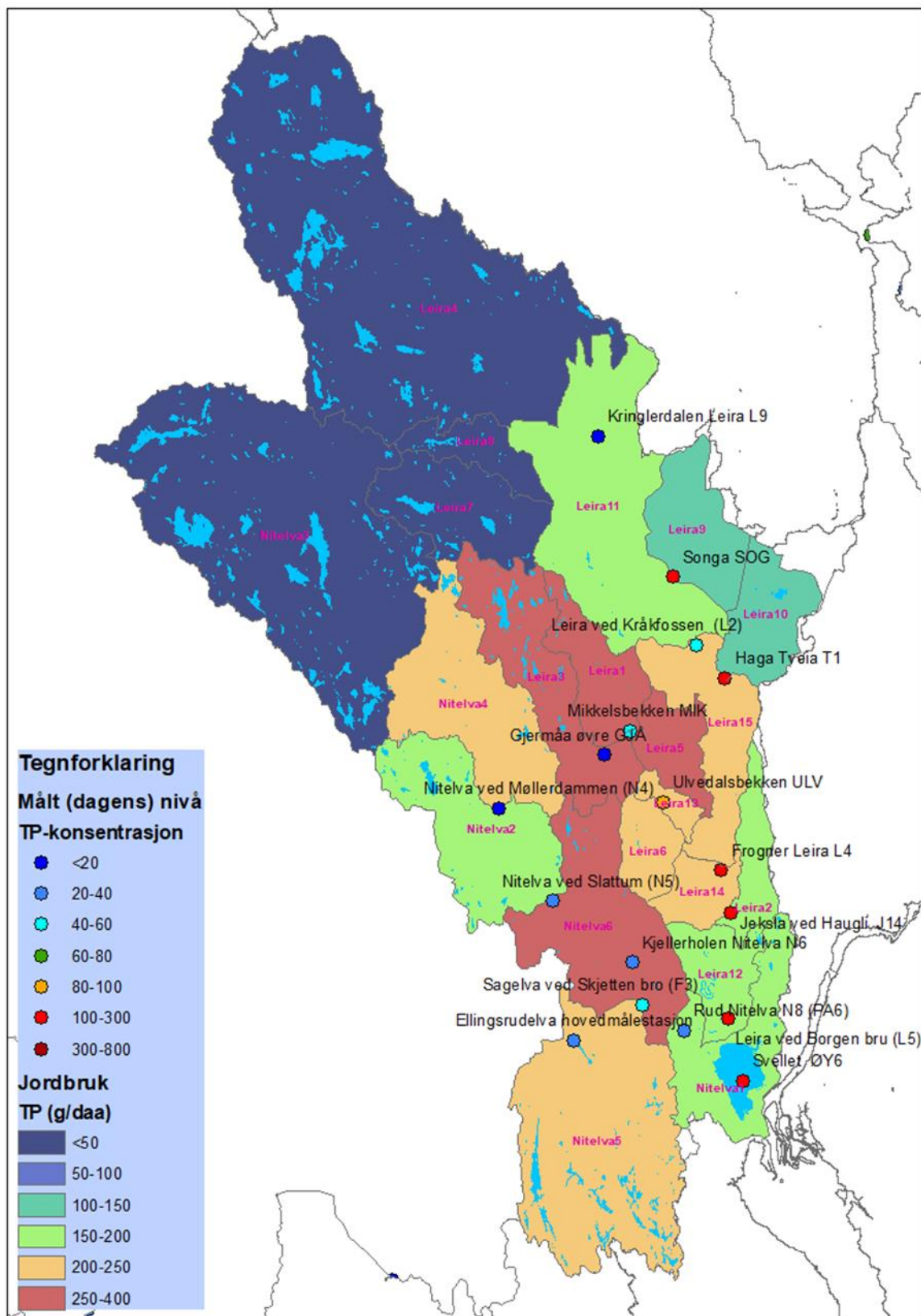
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 9.2-9.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



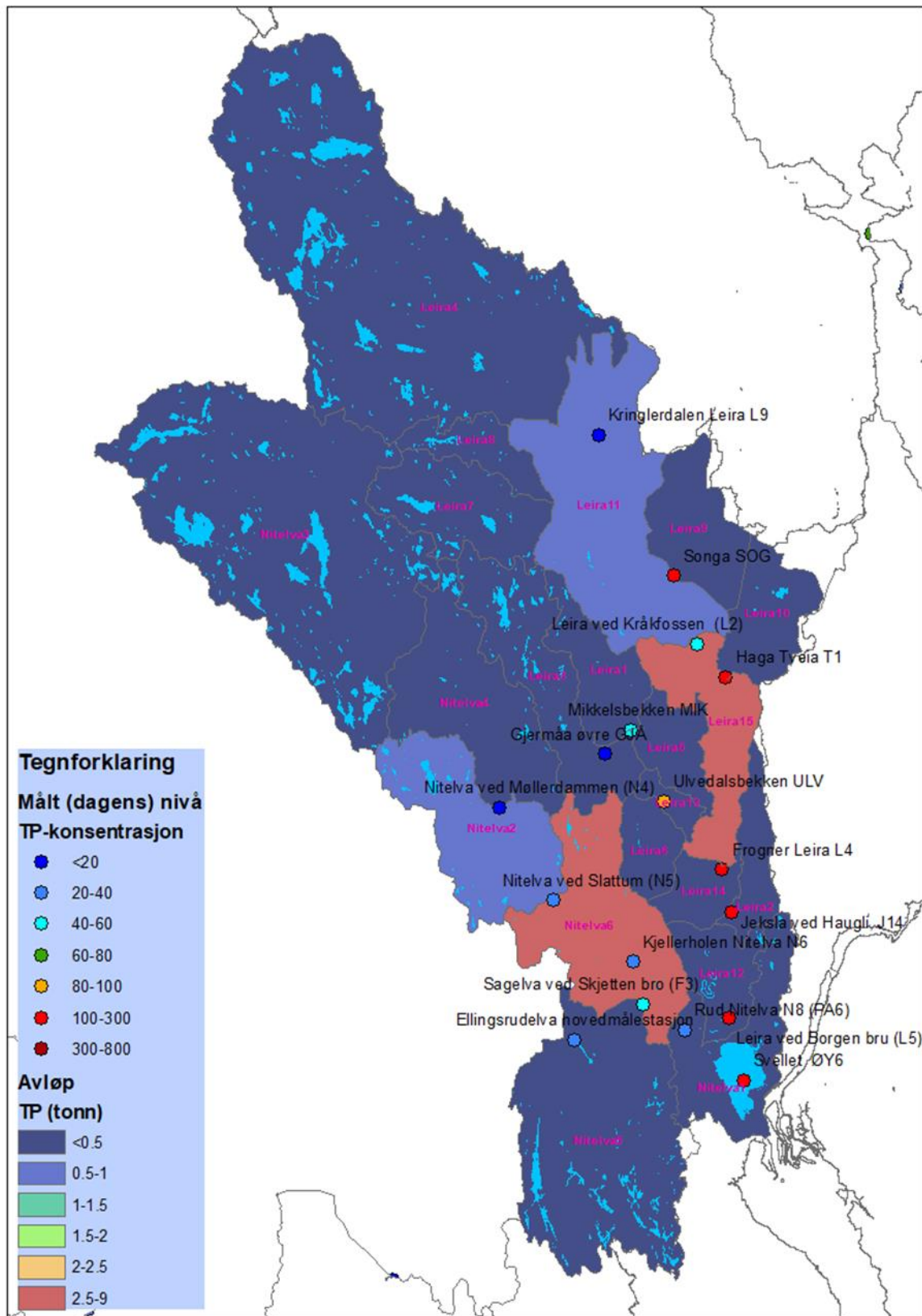
Figur 9.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 9.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 9.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenhet jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 9.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

9.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 9.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels til høy i tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko er over 200 kg/daa/år i alle unntatt tre tiltaksområder, og aller høyest (drøyt 400 kg/daa/år) i Leira1, Leira13 og Leira5.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 8-12 mg/100 g, med høyest verdi i Nitelva6. En stor andel av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 20-70% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal (>50%) var det i tiltaksområdene Leira6 og Nitelva3. Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning.

Tabell 9.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Leira1	425	10	67	266	18	0	32	30
Leira10	182	10	74	142	13	0	35	23
Leira11	351	9	62	161	3	1	17	41
Leira12	136	9	64	164	19	0	65	13
Leira13	400	10	57	247	9	0	28	42
Leira14	267	10	76	220	16	0	40	30
Leira15	352	9	65	241	13	1	32	22
Leira2	311	9	53	194	15	3	31	30
Leira3	389	10	59	397	3	0	67	23
Leira5	407	9	59	279	15	0	32	26
Leira6	384	10	86	226	11	0	29	57
Leira9	208	10	87	141	13	0	46	21
Nitelva1	267	9	50	172	14	0	43	47
Nitelva2	303	11	87	174	2	0	42	43
Nitelva3	71	11	78	42	3	0	22	72
Nitelva4	328	9	69	247	14	0	56	33
Nitelva5	258	8	52	208	7	1	45	48
Nitelva6	389	12	84	326	11	0	47	38

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 20-70% der det var mindre enn 50% grasareal. Tre tiltaksområder, Leira12, Leira3 og Nitelva4 hadde jordarbeiding om høsten på mer enn 50% av totalt jordbruksareal. Areal med potet eller grønnsaker var stort sett lavt, ingen tiltaksområder hadde slik produksjon på mer enn ca. 3% av arealet. Høstkorn ble dyrket på mer enn inntil ca. 20% av arealet, mest i Leira12 og Leira1.

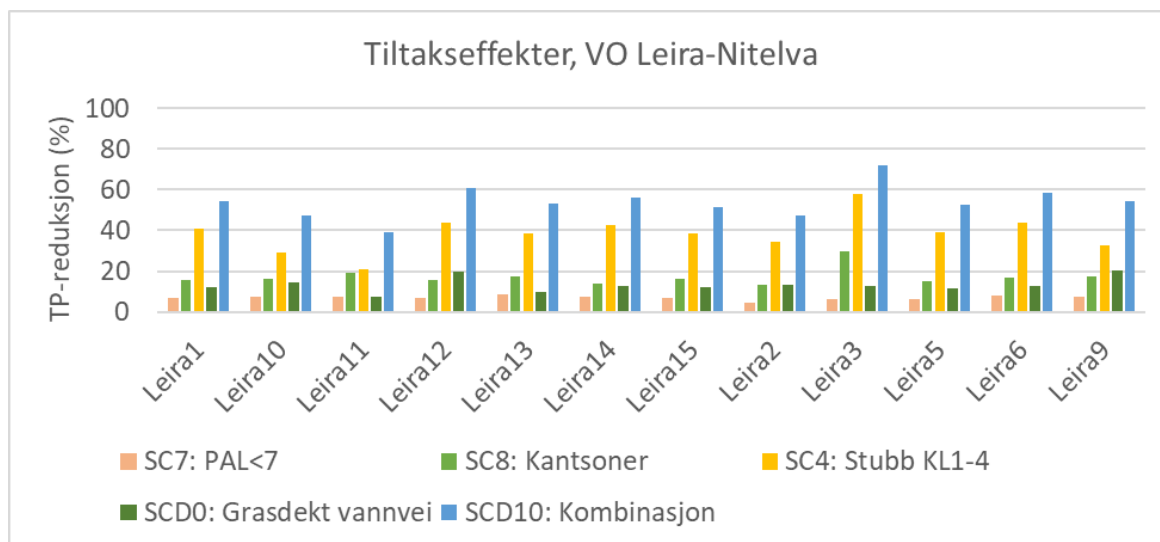
9.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på inntil 50% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 15% av arealet, direkte sådd høstkorn på inntil 9%, fagvekster sådd sammen med vekst på inntil 6%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 6%, og utsatt omlegging av eng på inntil 2% av arealet.

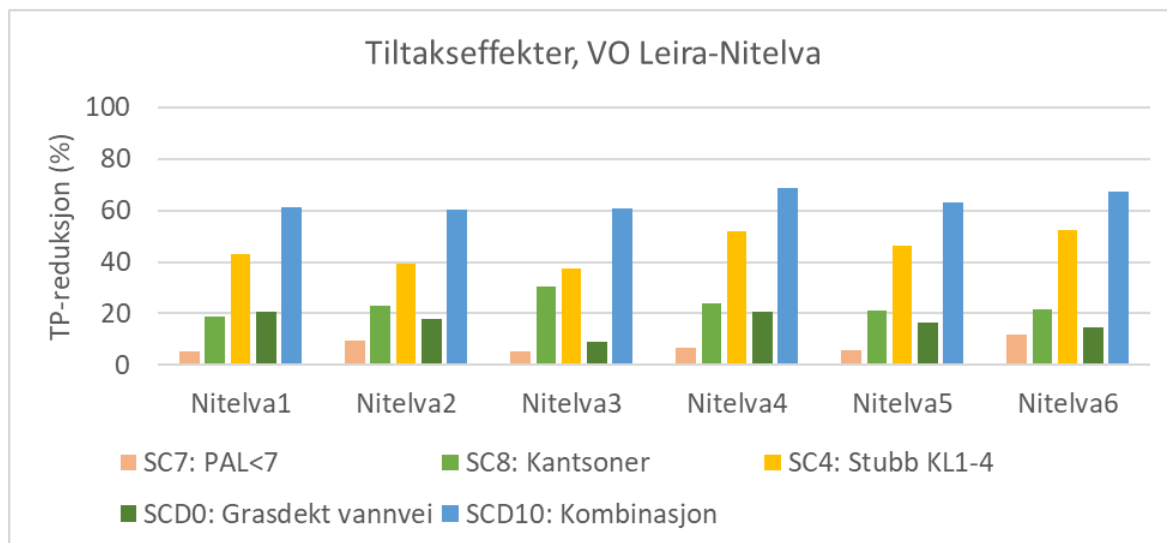
Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 140 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 1700 daa. Grasdekt vannvei er registrert på 32 daa, eller 5400 m, som utgjør 1% av antall lengdemeter dråglinjer i dråglinjekartet.

Det kan være anlagt fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det i så fall er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 9.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 9.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.



Figur 9.5. forts.

9.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 9.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert utfra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Ni av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger, og her er miljømålet for fosfor fastsatt til 20-29 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet for fosfor fastsatt til 40-60 µg TP/L, høyest i Leira ved Kråkfossen (L2) og Jeksla ved Haugli, J14. Den utvalgte innsjøen, Svullet, har miljømål på 16 µg TP/L. Svullet er elvedeltaet der Glomma renner ut i innsjøen Øyeren.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 7 og 260 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 9.2), og var spesielt høyt i Haga Tveia, og dessuten i Jeksla ved Haugli, Frogner Leira, Leira ved Borgen bru og Songa. I innsjøen Svullet var gjennomsnittlig målt TP ca. 100 µg TP/L (tabell 9.2). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet, med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år (A-kvalitet) etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet. Innsjøen Svullet hadde også data av A-kvalitet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 9.2) var 0 for elvevannlokalitetene Kringlerdalen Leira, Gjermåa øvre, Nitelva ved Møllerdammen, Nitelva ved Slattum og Rud Nitelva, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 4 og ca. 200 µg TP/L for elvevannlokalitetene. For innsjøen Svullet var avlastningsbehovet beregnet til nesten 90 µg TP/L.

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 9.3. Tabell 9.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenariene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor er Ulvedalsbekken og Kjellerholen, samt Frogner Leira dersom man bruker beregningsmetode 2. Med beregningsmetode 1 er det ingen lokaliteter som har høyt til svært høyt potensiale for å nå miljømålet for fosfor, mens med beregningsmetode 2 gjelder dette både Haga Tveia, Ulvedalsbekken, Kjellerholen og Ellingsrudelva målestasjon. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Noen vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale uavhengig av beregningsmetode: Songa, Leira ved Kråkfossen, Mikkelsbekken, Jeksla ved Haugli, Leira ved Borgen bru, Sagelva ved Skjetten bro, og innsjøen Svellet. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak.

Tabell 9.2. Miljøsmål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokaliteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks-område	Miljø- mål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Bekker/elver							
Kringlerdalen Leira L9	Leira4, Leira11	29	11	0	0	3	A
Songa SOG	Leira9	50	104	54	1,7	5	A
Leira ved Kråkfossen (L2)	Leira11,9, 4,7,8	29	44	15	8	3	A
Haga Tveia T1	Leira10	60	264	204	8,1	6	A
Mikkelsbekken MIK	Leira1	40	47	7	0,2	4	A
Gjermåa øvre GJÅ	Leira3	20	7	0	0	2	A
Ulvedalsbekken ULV	Leira6,13	50	98	48	1,2	5	A
Frogner Leira L4	Leira5,6, 10,13,15	40	111	71	55	4	A
Jeksla ved Haugli, J14	Leira2	60	116	56	1,2	6	A
Leira ved Borgen bru (L5)	Leira12+alle Leira	40	110	70	59	4	A
Nitelva ved Møllerdammen (N4)	Nitelva3,4	24	12	0	0	2	A
Nitelva ved Slattum (N5)	Nitelva2,3,4	24	21	0	0	2	A
Kjellerholen Nitelva N6	Nitelva2,3,4, Nitelva6	29	37	8	5,7	3	A
Ellingsrudelva hovedmålestasjon	Nitelva5	29	33	4	0,1	3	A
Sagelva ved Skjetten bro (F3)	Nitelva5	29	47	18	2	3	A
Rud Nitelva N8 (PA6)	Nitelva6,5, 4,3,2	29	26	0	0	3	A
Innsjøer							
Svellet ØY6	Leira-Nitelva	16	104	88	-	2	A

*Typologi for leirelver (og deres miljøsmål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Tabell 9.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Songa SOG	Leira9	**	**
Leira ved Kråkfossen (L2)	Leira11,9,4,7,8	**	**
Haga Tveia T1	Leira10	*	****
Mikkelsbekken MIK	Leira1	*	*
Ulvedalsbekken ULV	Leira6,13	***	****
Frogner Leira L4	Leira5,6,10,13,15	**	***
Jeksla ved Haugli, J14	Leira2	**	**
Leira ved Borgen bru (L5)	Leira12+alle	*	**
Kjellerholen Nitelva N6	Leira		
	Nitelva2,3,4,	***	****
	Nitelva6		
Ellingsrudelva hovedmålestasjon	Nitelva5	*	****
Sagelva ved Skjetten bro (F3)	Nitelva5	*	*
Svellet ØY6	Leira-Nitelva	*	*

Tabell 9.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Songa SOG			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	9,10	3,4,9,11,10	X
Lav	Resten	Resten	-
Leira ved Kråkfossen (L2)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	9,11,10	3,4,9,11,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Haga Tveia T1			
Høy-svært høy	3,4,9,11,10	Resten	-
Middels-høy	Resten	0,6	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	-	-	X
Mikkelsbekken MIK			
Høy-svært høy	-	-	X
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	-

Tabell 9.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Ulvedalsbekken ULV			
Høy-svært høy	Resten	Resten	-
Middels-høy	6,7	0,6,7	-
Lav-middels	-	-	X
Lav	-	-	-
Frogner Leira L4			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	9,10	-
Lav-middels	2,3,4,9,11	2,3,4,5,11	X
Lav	Resten	Resten	-
Jeksla ved Haugli, J14			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	10,9	X
Lav	Resten	Resten	-
Leira ved Borgen bru (L5)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	3,4,9,10	2,3,4,9,11,10	-
Lav	Resten	Resten	X
Kjellerholen Nitelva N6			
Høy-svært høy	Resten	Resten	-
Middels-høy	6,7	0	X
Lav-middels	-	-	-
Lav	-	-	-
Ellingsrudelva hovedmålestasjon			
Høy-svært høy	Resten	Resten	-
Middels-høy	2,5	5,8	-
Lav-middels	7,8	0,6,7	-
Lav	6	-	X
Sagelva ved Skjetten bro (F3)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	X
Lav	X	X	-
Svellet ØY6			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Selv potet- og grønnsaksproduksjon ikke utgjør noen stor andel av arealet i vannområdet, er dette produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som er relativt utbredt i vannområdet (ca. 20% i Leira1 og Leira12, 15% i Leira2 og Leira5). Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåker er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanterosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanterosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 9.1 og 9.2), tiltakseffekter (avsnitt 9.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

9.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenarioene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenarioene er beregnet til ca. 17 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 9.4), og kostnadseffektiviteten er på rundt 5-600 kr/kg TP for begge scenarioene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 6 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenarioene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 300.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (30 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 11%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 2%.

Tabell 9.4. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 100 557 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	6,8	67	3
SC3: Stubb 2-4	11,9	119	6
SC4: Stubb 1-4	17,2	171	9
SC5: Stubb vd.nær	3,4	34	4
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0	-1	2
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	6,7	66	5
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	16,8	167	11
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	3,1	31	6
SC0: Faktisk 2016	6,2	61	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,3	3	-

9.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 5 av de 12 vannlokalitetene i Leira-Nitelva (tabell 9.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Haga Tveia T1, Ulvedalsbekken ULV, Kjellerholen Nitelva N6 og Ellingsrudelva hovedmålestasjon med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Frogner Leira L4.

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Songa SOG, Leira ved Kråkfossen (L2), Jeksla ved Haugli J14 og Leira ved Borgen bru (L5).

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Mikkelsbekken MIK, Sagelva ved Skjetten bro (F3) og Svellet ØY6.

10 Tiltaksanalyse for VO Øyeren

10.1 Kilderegnskap

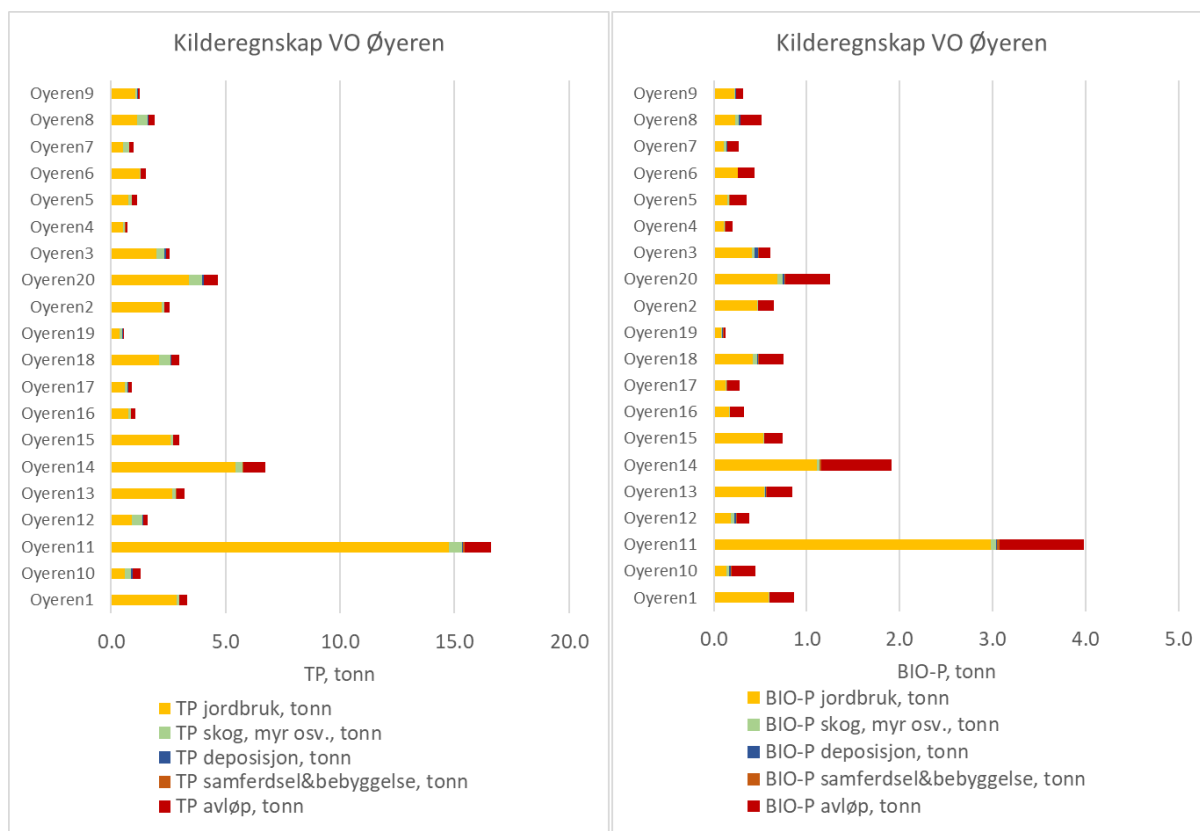
I VO Øyeren dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i alle tiltaksområdene, slik det framgår av figur 10.1. De største mengdene TP fra avløp er det Øyeren11 (Rømua) og Øyeren14 (Sidebekker Glomma N) som står for, med rundt 1 tonn hver.

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 15 tonn, høyest i Øyeren11 (Rømua), og rundt 3-5 tonn i Øyeren1 (Bekkefelt Øyeren V), Øyeren13-15 (Sidebekker Glomma S og Glomma N, Smalelva Trøgstad) og Øyeren20 (Åavassdraget).

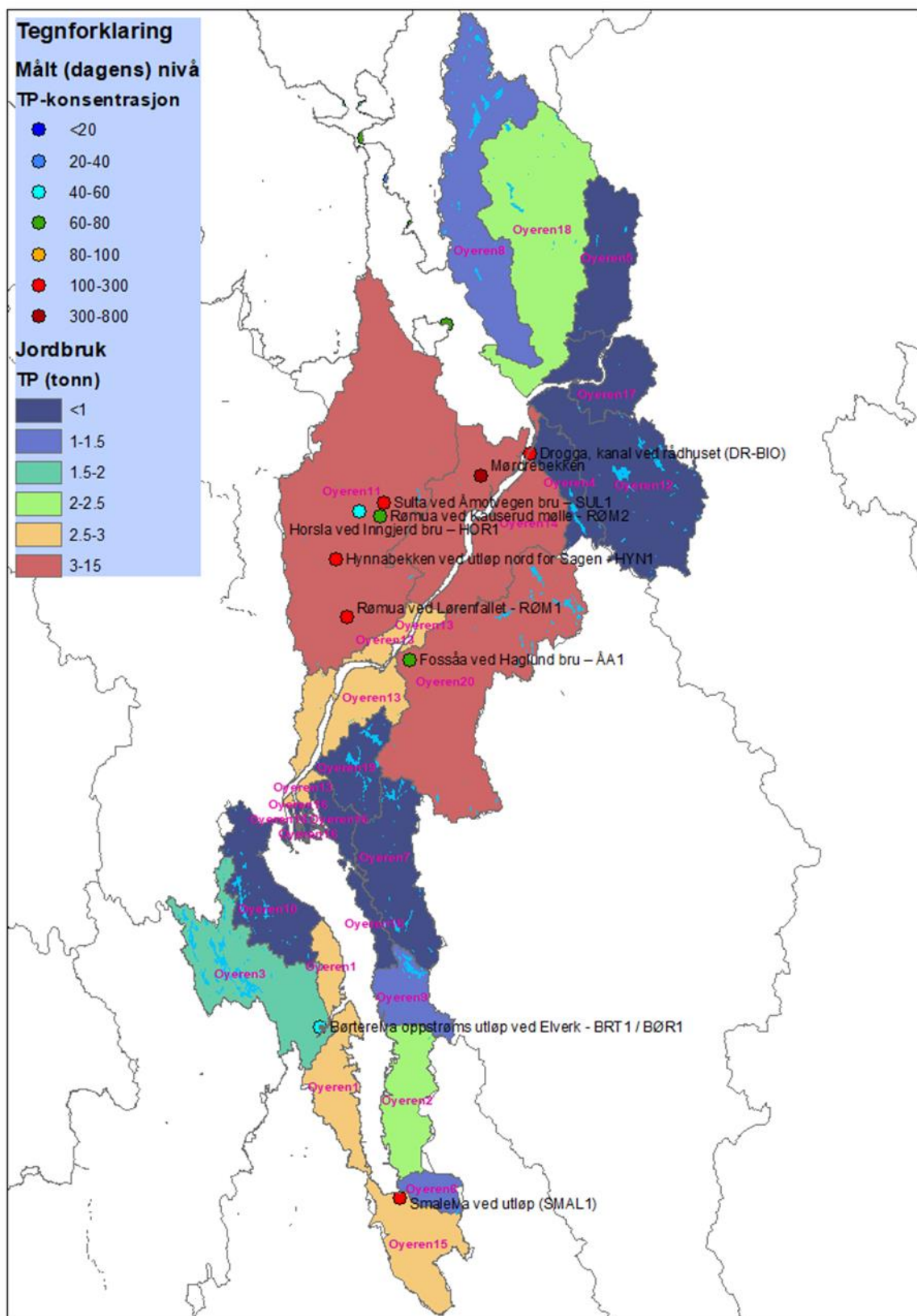
Andre kilder enn jordbruk og avløp bidrar lite, med inntil ca. 30% av totalen i fem av tiltaksområdene.

Avløp bidrar med mindre biotilgjengelig fosfor enn jordbruk i flertallet av tiltaksområdene, ettersom jordbruket bidrar med betydelig mer TP.

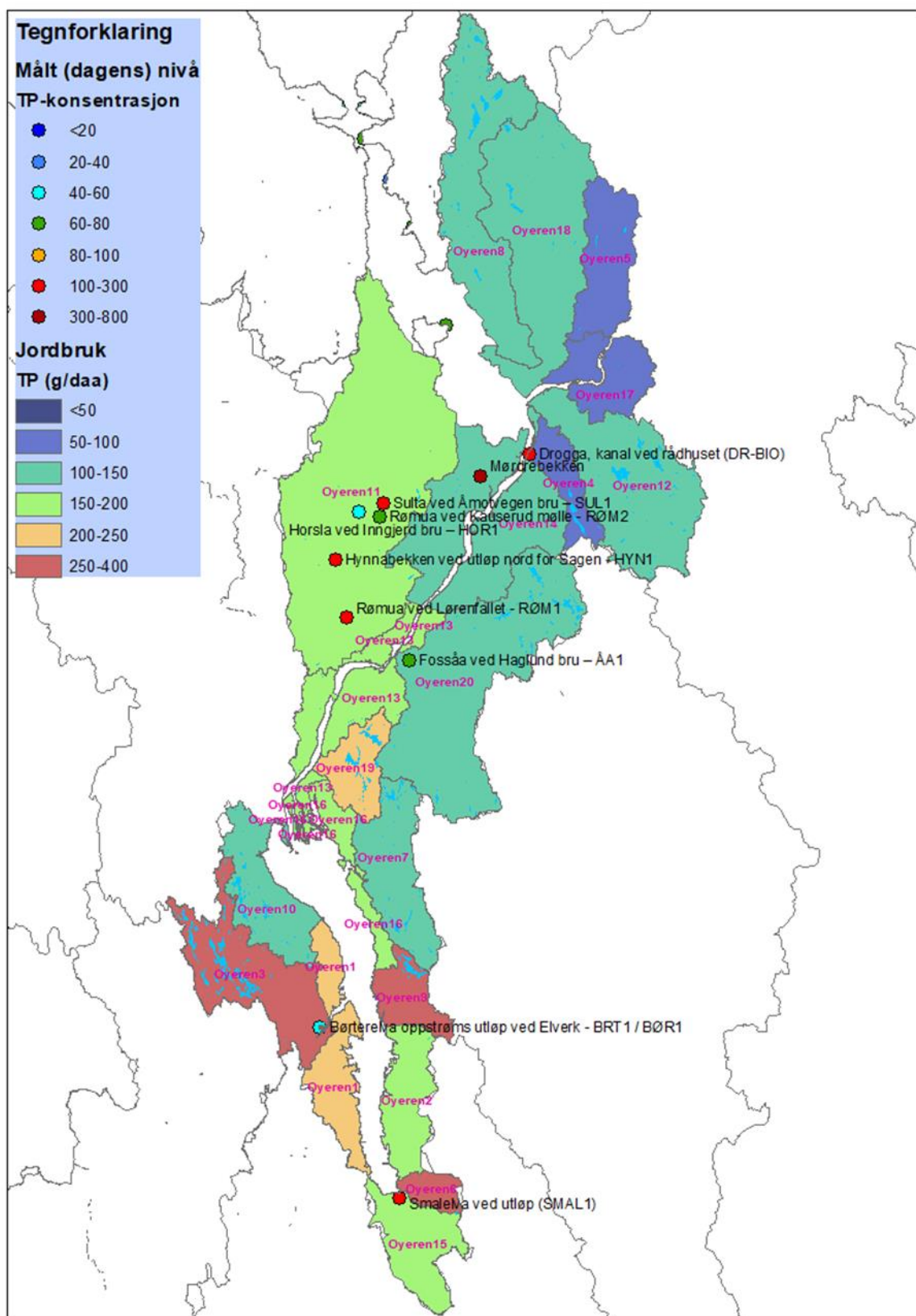
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 10.2-10.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



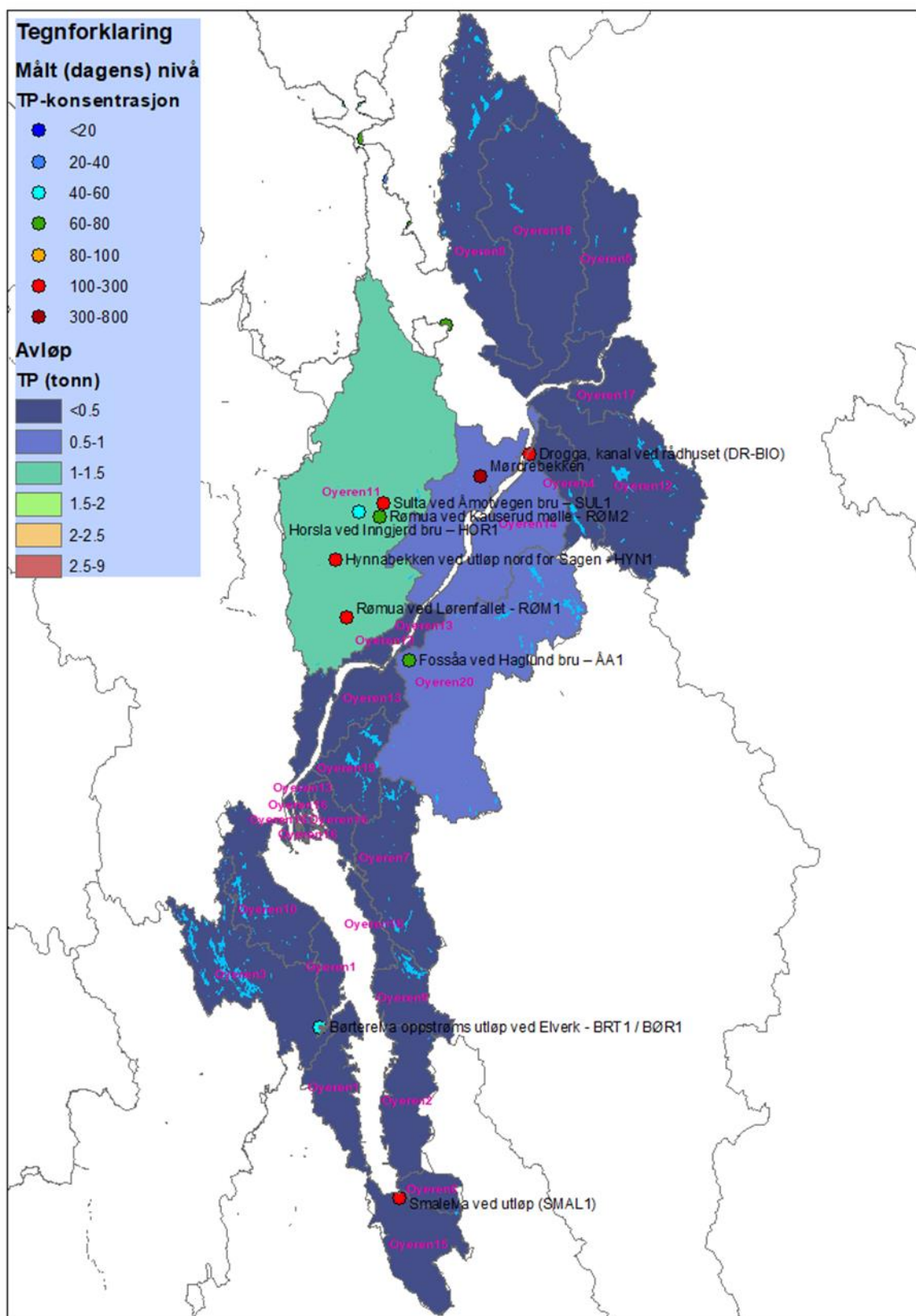
Figur 10.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 10.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 10.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenheter jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 10.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

10.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 10.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels til høy i tiltaksområdene. Gjennomsnittlig erosjonsrisikoen er over 200 kg/daa/år i 10 av tiltaksområdene, og aller høyest (300-500 kg/daa/år) i Øyeren1 (Bekkefelt Øyeren V), Øyeren10 (Ramstadbekken Nordby), Øyeren16 (Tilløpsbekker Øyer), Øyeren3 (Børtervassdraget) og Øyeren6 (Frøshaugbekken).

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 7-10 mg/100 g, med høyest verdi i Øyeren2, Øyeren6, Øyeren9 og Øyeren15. En stor andel (>50%) av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Tabell 10.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Oyeren1	407	8	63	210	13	0	30	37
Oyeren10	487	7	39	129	4	0	18	68
Oyeren11	193	8	68	165	11	1	51	18
Oyeren12	123	8	64	116	11	2	53	18
Oyeren13	282	8	58	183	9	0	36	23
Oyeren14	147	8	55	138	8	3	64	14
Oyeren15	241	10	84	183	18	2	48	35
Oyeren16	334	8	60	164	5	0	34	40
Oyeren17	67	8	60	73	10	6	73	13
Oyeren18	141	8	53	126	6	1	65	14
Oyeren19	173	8	52	216	20	0	63	7
Oyeren2	236	10	83	196	26	0	48	36
Oyeren20	188	8	59	133	5	2	47	20
Oyeren3	431	8	69	271	11	0	36	29
Oyeren4	107	8	53	88	12	7	46	15
Oyeren5	72	8	61	77	5	12	58	7
Oyeren6	341	10	83	255	38	0	53	39
Oyeren7	209	8	66	148	3	0	58	30
Oyeren8	183	9	61	148	9	0	55	9
Oyeren9	266	10	51	272	17	0	62	24

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i

2016 var grasarealet i tiltaksområdene 7-70% av totalt jordbruksareal. Høyest andel grasareal var det i tiltaksområdet Øyeren10 (Ramstadbekken Nordby), ellers var andelen lavere enn 50%. Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 30-70% der det var mindre enn 50% grasareal. I drøyt halvparten av tiltaksområdene var mer enn 50% av totalt jordbruksareal jordarbeidet om høsten. Areal med potet eller grønnsaker var stort sett lavt. Øyeren17 (Tilløpvasdrag Mårud Funnefoss) og Øyeren5 (Dyståavassdraget) hadde slik produksjon på hhv. 6 og 12% av arealet. Høstkorn ble dyrket på mer enn 20-40% av arealet i kun et par tiltaksområder (Øyeren2 og Øyeren6), og på 10-20% i ni tiltaksområder.

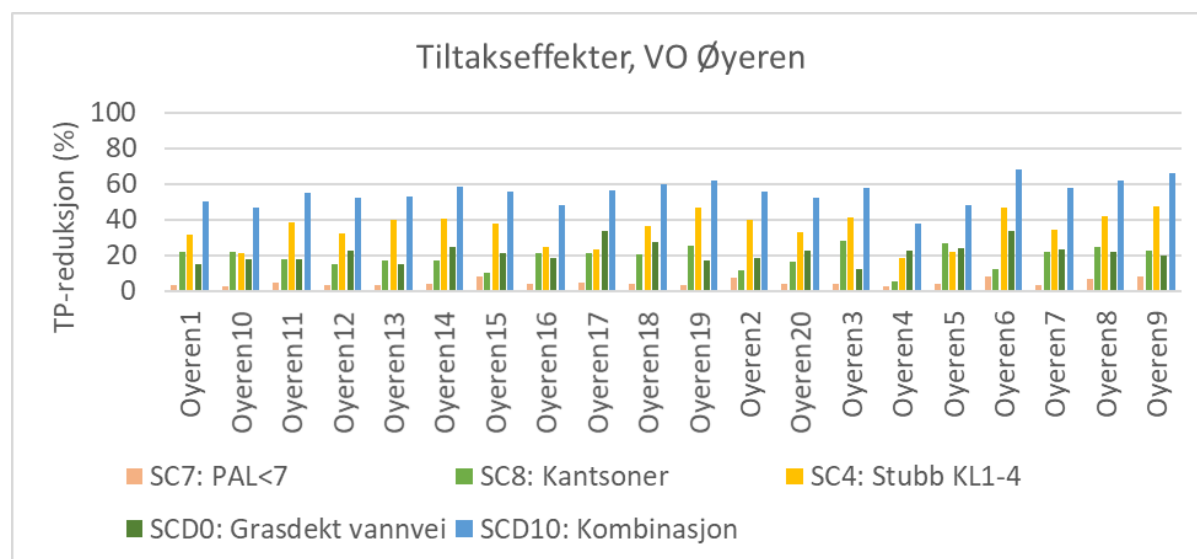
10.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding på 8-40% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 28% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 1%, fangvekster sådd sammen med vekst på inntil 9%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 2%, og utsatt omlegging av eng på inntil 1% av arealet.

Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 400 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 4000 daa. Grasdekte vannveier var registrert på ca. 200 daa, eller 33 000 m, som utgjør 4% av antall lengdemeter dråglinjer fra dråglinjekartet.

Det er 18 fangdammer i vannområdet, og til sammen drenerer ca. 2% av jordbruksarealet til disse fangdammene. Fangdammene er inkludert i Agricat2-beregningene.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 10.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 10.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

10.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 10.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert ut fra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Kun én av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk), og her er miljømålet fastsatt til 20 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i Drogga, Sønnabekken, Hynnabekken og Smalelva ved utløp.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 50 og 800 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 10.2), og var aller høyest i Mørdrebekken, og ellers Hynnabekken og Rømtua (nesten 200 µg TP/L). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt god datakvalitet, med tilfredsstillende prøvetakingsfrekvens per år (A-kvalitet) etter kriteriene som er brukt i dette prosjektet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 10.2) var 0 kun for Sønnabekken, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 20 og ca. 700 µg TP/L.

Tabell 10.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokalteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljømål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Bekker/elver							
Drogga, kanal ved rådhuset (DR-BIO)	Øyeren4	80	122	42	0,05	8	A
Mørdrebekken	Øyeren14	50	783	733	1,4	5	A
Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1	Øyeren11	40	110	70	1,4	4	A
Rømtua ved Kauserud mølle - RØM2	Øyeren11	50	78	28	1,7	5	A
Horsla ved Inngjerd bru - HOR1	Øyeren11	80	52	0	0	8	A
Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1	Øyeren11	80	182	102	1,6	8	A
Rømtua ved Lørenfallet - RØM1	Øyeren11	60	181	121	17	6	A
Fossåa ved Haglund bru – ÅA1	Øyeren20	40	62	22	1,5	4	A
Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1	Øyeren3	24	52	28	1	2	A
Smalelva ved utløp (SMAL1)	Øyeren15	80	147	67	1,4	8	A

*Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 10.3. Tabell 10.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor er

Drogga (beregningemetode 2), Rømua ved Kauserud mølle, Bekk i Sørumsand sentrum ved Bekkefaret og Smalva ved utløp. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Noen vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale: Drogga (beregningemetode 1), Horsla ved Inngjerd bru, Hynnabekken, Rømua ved Lørenfallet og Børterelva, mens kun Mørdrebekken ser ut til å ha lavt potensiale. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak.

Tabell 10.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningemetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Drogga, kanal ved rådhuset (DR-BIO)	Øyeren4	**	***
Mørdrebekken	Øyeren14	*	*
Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1	Øyeren11	**	**
Rømua ved Kauserud mølle - RØM2	Øyeren11	***	***
Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1	Øyeren11	**	**
Rømua ved Lørenfallet - RØM1	Øyeren11	**	**
Fossåa ved Haglund bru – ÅA1	Øyeren20	***	***
Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1	Øyeren3	**	**
Smalva ved utløp (SMAL1)	Øyeren15	***	***

Tabell 10.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved beregningemetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Drogga, kanal ved rådhuset (DR-BIO)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	10	Alle	-
Lav	Resten	-	-
Mørdrebekken			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	4,9,10	X
Lav	Resten	Resten	-

Tabell 10.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Rømua ved Kauserud mølle - RØM2			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	4,9,10	Resten	X
Lav-middels	2,3,5,8,11	0,5,6,7,8	-
Lav	Resten	-	-
Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	4,9,10	3,4,9,10,11	X
Lav	Resten	Resten	-
Rømua ved Lørenfallet - RØM1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	10	X
Lav	Alle	Resten	-
Fossåa ved Haglund bru – ÅA1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	3,4,9,10,11	X
Lav-middels	3,4,9,11	Resten	-
Lav	Resten	-	-
Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	9,10,11	3,4,9,11,10	X
Lav	Resten	Resten	-
Smalelva ved utløp (SMAL1)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	4,9,10	X
Lav-middels	2,3,4,9,10	Resten	-
Lav	Resten	0,6,7	-

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Selv potet- og grønnsaksproduksjon ikke utgjør noen stor andel av arealet i vannområdet, bortsett fra rundt 10% i Øyeren⁵, er dette produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor. En annen produksjon som man skal være obs på, er høstkorn med høstpløying, som enkelte år kan være relativt utbredt i vannområdet (>20% i kun to tiltaksområder i 2016). Etablering av plantedekket om høsten har stor betydning for hvor erosjonsutsatt høstkornåker er: I år med godt utviklet plantedekke kan erosjonsrisikoen være lav, mens i år med dårlig utviklet plantedekke, kan erosjonsrisiko være meget høy. Det er viktig å vurdere om en bør unngå å dyrke høstkorn på areal med høy erosjonsrisiko, og det må vurderes om såing på tvers av fallet, grasdekte vannveier, grasstriper i åker etc. kan redusere erosjonsrisiko ved høstkorndyrking. Høstkorn bør også sås så tidlig som mulig, da sen såing øker risiko for dårlig utvikling av plantedekket.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsel med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanerosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanerosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 10.1 og 10.2), tiltakseffekter (avsnitt 10.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

10.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenarioene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenarioene er beregnet til ca. 37 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 10.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 900-1000 kr/kg TP for begge scenarioene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 10 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenarioene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 500.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (30 kr/kg TP).

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 11%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsoner, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 2%.

Tabell 10.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 224 718 daa.

Scenario	Kostnader (mill.	Kostnader (kr/daa/år)	Avlings-reduksjon (%)
	kr/år)		
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	7,2	32	2
SC3: Stubb 2-4	15,8	70	4
SC4: Stubb 1-4	37,4	166	10
SC5: Stubb vd.nær	10,2	45	5
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	-0,2	-1	2
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	7,0	31	3
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	36,5	162	11
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	9,5	42	7
SC0: Faktisk 2016	10,4	46	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,5	2	-

10.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 3 av de 9 vannlokalitetene i Øyeren (tabell 10.4).

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Rømua ved Kauserud mølle - RØM2, Fossåa ved Haglund bru – ÅA1 og Smalelva ved utløp (SMAL1) med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Drogga, kanal ved rådhuset (DR-BIO), Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1, Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1, Rømua ved Lørenfallet - RØM1, Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1.

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Mørdrebekken.

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

11 Tiltaksanalyse for VO Hurdalsvassdraget/ Vorma

11.1 Kilderegnskap

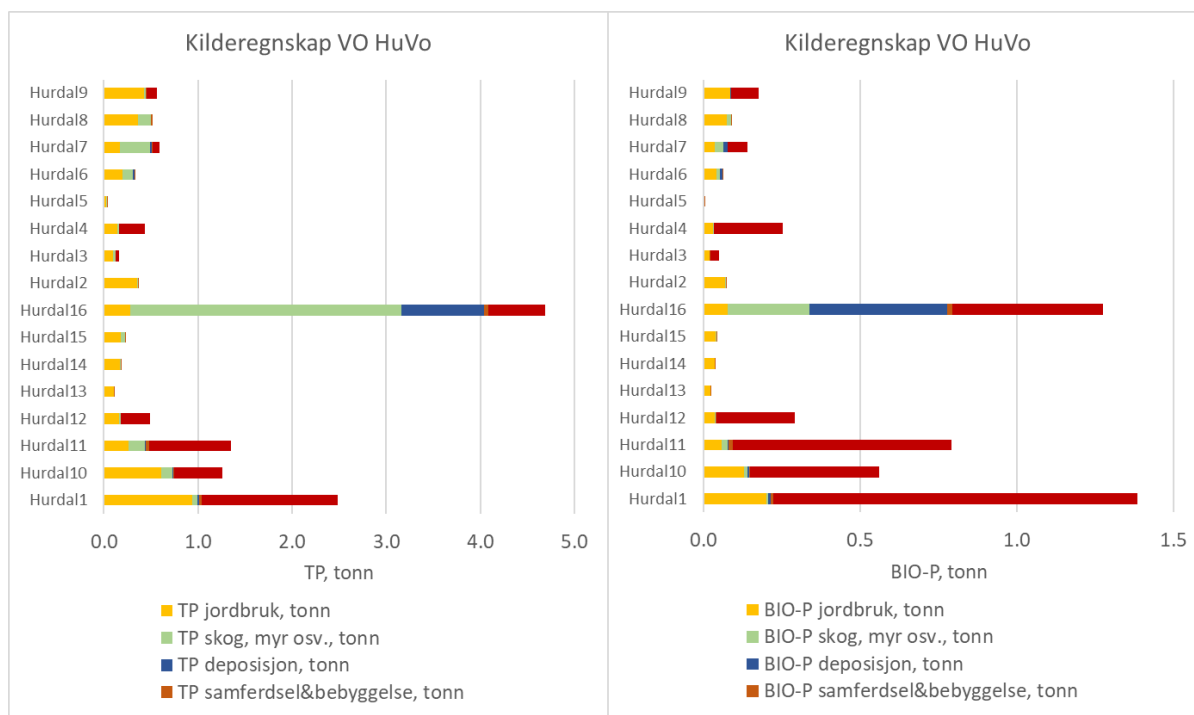
I VO Huvo dominerer totalfosfor (TP) fra jordbruksareal i kilderegnskapet i 11 av de 16 tiltaksområdene, slik det framgår av figur 11.1. I fire tiltaksområder dominerer avløp (ca. 60% av total tilførsel) som kilde til TP: Hurdal1 (Andelva), Hurdal4 (Dokknes), Hurdal11 (Risa) og Hurdal12 (Røkholt). De største mengdene TP fra avløp er det Hurdal1 og Hurdal11 som står for, rundt 1 tonn hver.

Tilførsel av TP fra jordbruk er inntil ca. 1 tonn, høyest i Hurdal1 (Andelva) og Hurdal10 (Nessa).

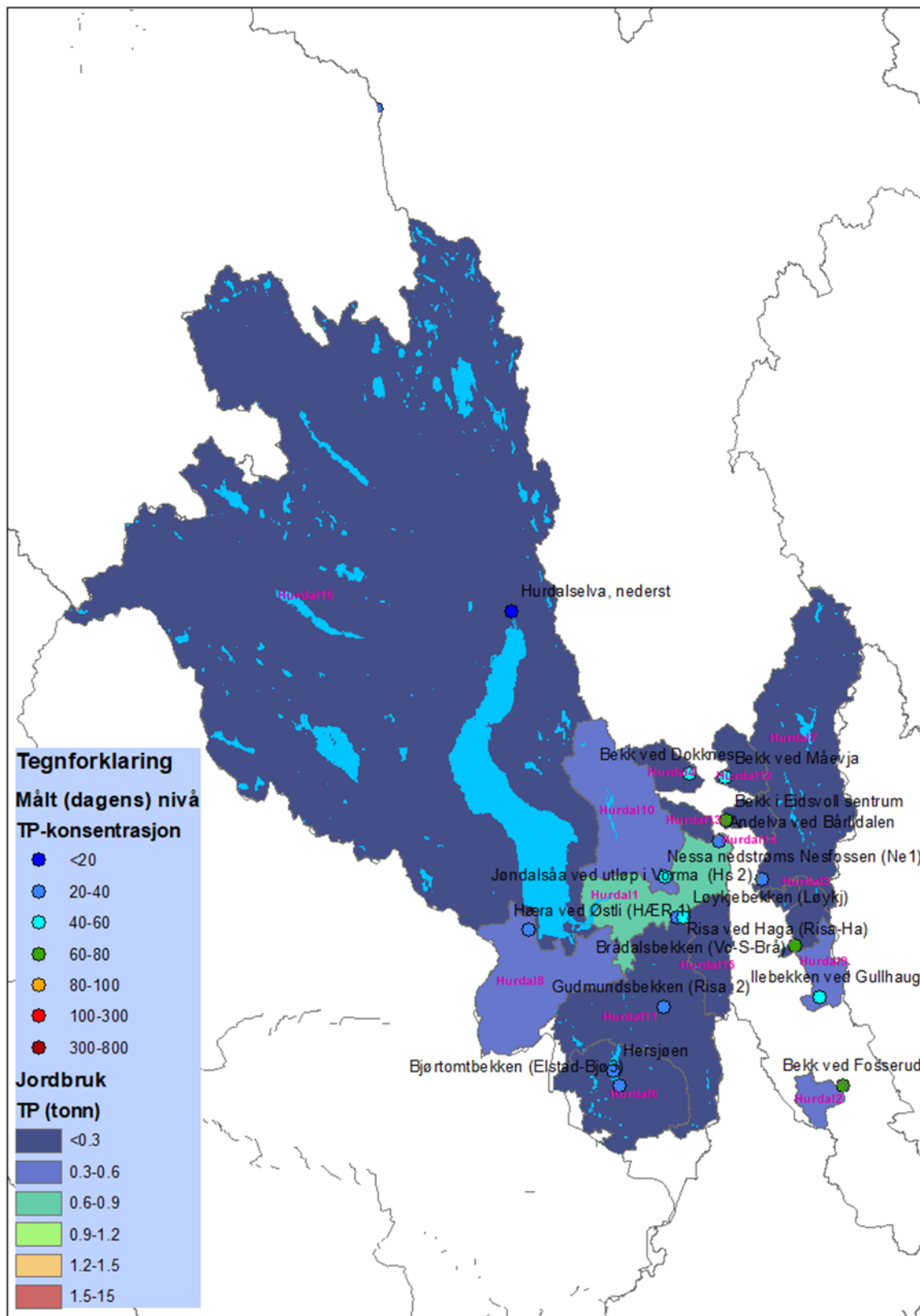
De tiltaksområdene som har høyest bidrag (60-90%) av totalfosfor fra andre kilder enn jordbruk og avløp, er Hurdal7 (Holsjøvassdraget) og Hurdal16 (Tilløp Hurdalsjøen). Sistnevnte tiltaksområde er mye større enn de andre tiltaksområdene, og bidrar til totalt nesten 5 tonn TP.

I ni av tiltaksområdene bidrar avløp med mer biotilgjengelig fosfor enn jordbruk.

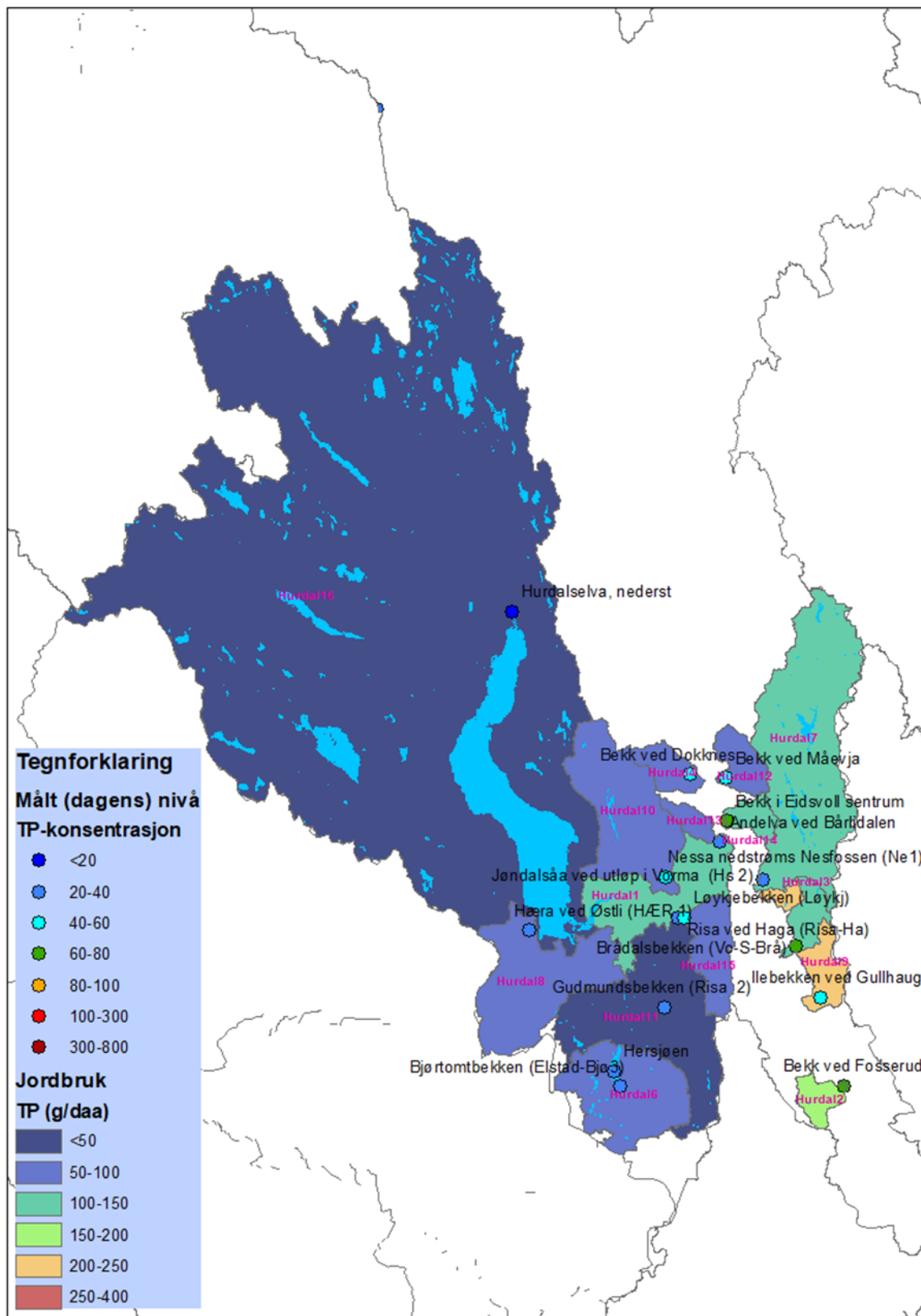
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 11.2-11.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



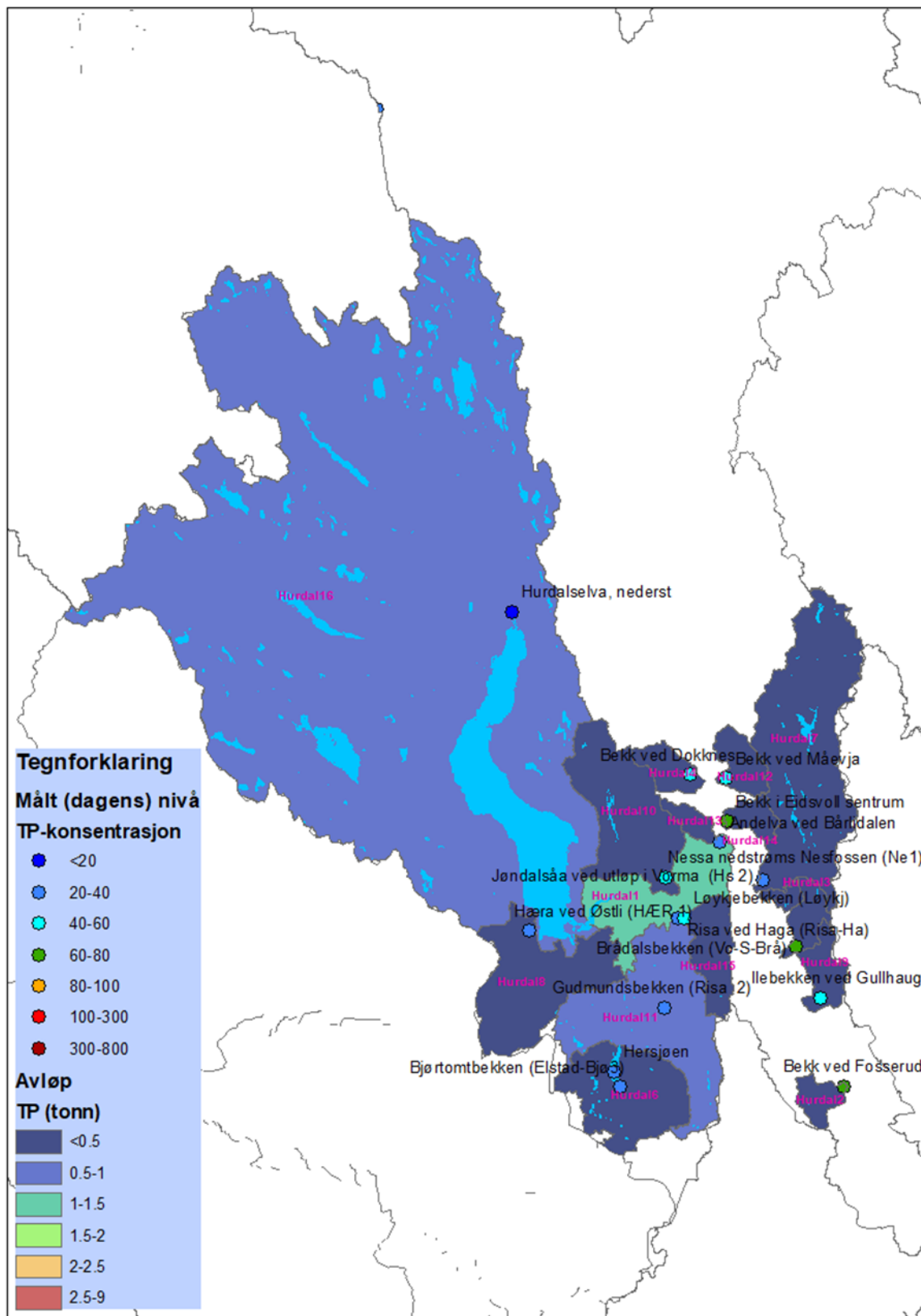
Figur 11.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 11.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 11.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenheter jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 11.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

11.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 11.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som middels til høy i tiltaksområdene. Erosjonsrisikoen er beregnet til å være høyest i Hurdal12 (Røkholt), Hurdal13 (Sentrum vest) og Hurdal14 (Sentrum øst), og dessuten Hurdal1 (Andelva) og Hurdal2 (Bekk Fosserud).

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 9-14 mg/100 g, med høyest verdi i Hurdal6 (Hersjøen, utløp). En stor andel (>70%) av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 0-80% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal var det i tiltaksområdene Hurdal10 (Nessa) og Hurdal16 (Tilløp Hurdalssjøen). Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning.

Tabell 11.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Hurdal1	242	10	96	118	1	3	29	41
Hurdal10	151	9	77	79	2	2	21	60
Hurdal11	62	11	92	38	2	4	40	49
Hurdal12	270	10	95	80	0	1	14	52
Hurdal13	280	10	93	83	1	0	9	55
Hurdal14	334	10	99	130	0	0	22	40
Hurdal15	149	9	100	63	0	2	19	49
Hurdal16	122	10	82	34	0	1	11	81
Hurdal2	211	9	95	187	23	0	48	20
Hurdal3	157	9	93	121	12	0	23	24
Hurdal4	175	10	96	72	3	27	34	54
Hurdal5	119	10	100	236	0	55	55	0
Hurdal6	69	14	98	50	1	21	57	28
Hurdal7	145	9	94	104	12	2	22	46
Hurdal8	102	9	83	57	0	2	36	38
Hurdal9	152	9	72	205	12	0	88	9

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

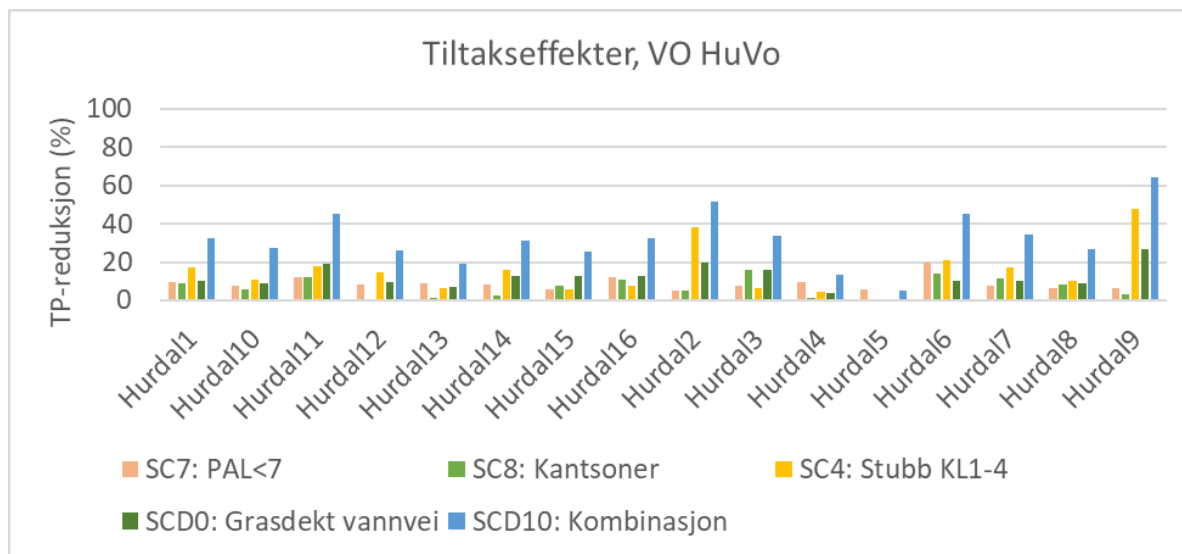
Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, 20-90% der det var mindre enn 50% grasareal. I tre tiltaksområder var mer enn 50% av totalt jordbruksareal jordarbeidet om høsten: Hurdal5, Hurdal6 og Hurdal9. Andel areal med potet eller grønnsaker var høy (20-55%) i Hurdal4-6. Høstkorn ble dyrket på mer enn 20% av arealet kun Hurdal2.

11.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det ble søkt om midler til ingen/reduisert jordarbeiding på 3-50% av arealet. I tillegg var det søkt om andre grasdekte arealer på inntil 8% av arealet, direktesådd høstkorn på inntil 18%, fangvekster sådd sammen med vekst på inntil 4%, stubb på flomutsatt og vassdragsnært areal på inntil 1%, og utsatt omlegging av eng på inntil 4% av arealet. Areal registrert som grasdekte kantsoner var 15 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 144 daa. Grasdekte vannveier var registrert på 15 daa, eller 2500 m, som utgjør 2% av antall lengdemeter dråglinjer fra dråglinjekart.

Det kan være anlagt fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det i så fall er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 11.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 11.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCDO: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

11.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Miljømål for totalfosfor i de utvalgte vannlokalitetene er presentert i tabell 11.2. Ifølge NGUs kvartærgeologiske kart har vannområdet stedvis stor utbredelse av marine leiravsetninger. Miljømålet for fosfor i elvevannlokaliteter der leirdekningsgraden (vurdert utfra NGUs kart) er høyere enn 20 % blir relativt høyt. Andre vurderingskriterier kunne evt. gi et annet utvalg av leirelver. Fem av de utvalgte elvevannlokalitetene har mindre enn 20% leiravsetninger (Jøndalsåa, Hurdalselva nederst,

Bjørtomtbecken, Gudmundsbecken, Risa ved Haga og Andelva ved Bårlidalen), og her er miljømålet for fosfor fastsatt til 20 µg TP/L. I de andre elvevannlokalitetene er miljømålet fastsatt til 40-80 µg TP/L, høyest i små vannlokaliteter nærmest Hurdalssjøen (Bekk ved Fosserud, Bekk ved Dokknes og Bekk ved Måevja). Hersjøen (den søndre, i tiltaksområdet Hurdal6) er eneste innsjø som er valgt ut, og har et miljømål på 17 µg TP/L.

Gjennomsnittlig målt TP varierte mellom ca. 10 og 80 µg TP/L i elvevannlokalitetene (tabell 11.2), og var spesielt høyt i Bekk i Eidsvoll sentrum og Bekk Fosserud. I hersjøen var gjennomsnittlig målt TP ca. 24 µg TP/L (tabell 11.2). Alle elvevannlokalitetene som ble valgt ut, hadde relativt dårlig datakvalitet (B-kvalitet). For innsjøer er det ikke like kritisk at prøvetakingsfrekvensen holder A-kvalitet, men dataene fra Hersjøen var av kun C-kvalitet. Datakvalitet må tas i betraktning ved vurdering av avlastningsbehovet – jo dårligere kvalitet, dess større usikkerhet.

Beregnet avlastningsbehov (tabell 11.2) var 0 kun for flere elvevannlokaliteter, dvs. at miljømålet for fosfor kan anses som oppnådd her. Ellers varierte avlastningsbehovet mellom ca. 3 og 26 µg TP/L for elvevannlokaliteter og 7 µg TP/L for Hersjøen. For Løykjebekken var avlastningsbehovet så lavt (<10% av miljømålet) at det er usikkert om miljømål allerede er nådd eller ikke.

Tabell 11.2. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte vannlokaliteter. Lokaliteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vannlokalitet	Tiltaks- område	Miljø-mål for fosfor**(µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.** (µg/L)	Avlast.** (tonn/år)	Usikker- het (µg/L)	Data- kvalitet
Elver/bekker							
Bekk ved Dokknes	Hurdal4	80	54	0	0	8	B
Bekk ved Måevja	Hurdal12	80	44	0	0	8	B
Bekk i Eidsvoll sentrum	Hurdal14	60	77	17	0,03	6	B
Jøndalsåa ved utløp i Vorma (Hs 2)	Hurdal7	20	29	9	0,2	2	B
Brådalsbekken (Vo-S-Brå)	Hurdal3	40	66	26	0,05	4	B
Ilebekken ved Gullhaug	Hurdal9	60	52	0	0	6	B
Bekk ved Fosserud	hurdal2	80	77	0	0	8	B
Hurdalselva, nederst	Hurdal16*	20	10	0	0	2	B
Hæra ved Østli (HÆR 1)	Hurdal8*	29	29	0	0	5	B
Nessa nedstrøms Nesfossen (Ne1)	Hurdal10	50	47	0	0	5	B
Bjørtomtbecken (Elstad-Bjø3)	Hurdal6*	20	31	11	0,04	2	B
Gudmundsbecken (Risa 2)	Hurdal11*	20	23	3	0,03	2	B
Risa ved Haga (Risa-Ha)	Hurdal11,6	20	27	7	0,2	2	B
Løykjebekken (Løykj)	Hurdal15	40	42	2	0,007	4	B
Andelva ved Bårlidalen	Hurdal16, 15,11,10,8,6,1	17	23	6	1,8	2	B
Innsjøer							
Hersjøen	Hurdal6	17	24	7	-	2	C

*Del av tiltaksområdet

**Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak, dvs. scenariene det er beregnet tiltakseffekter for i dette prosjektet, er oppsummert i tabell 11.3. Tabell 11.4 viser potensialet de ulike tiltaksscenarioene har ved beregningsmetode 1, som forutsetter at jordbruk og avløp avlaster sin del (basert på innbyrdes prosentvis bidrag) av avlastningsbehovet uavhengig av hverandre. Med

beregningsmetode 2, der opprensning innenfor avløpssektoren er satt fast til 50% og der jordbruk kan avlaste «på vegne av» avløp, blir potensialet ved enkelte tiltak noe høyere for enkelte vannlokaliteter. Vannlokaliteter som synes å ha middels til høyt potensiale for å kunne nå miljømålet for fosfor er Bekk i Eidsvoll sentrum, Risa ved Haga og Løykjebekken. Potensialet er høyt til svært høyt i Gudmundsbekken. I alle disse vannlokalitetene vil man sannsynligvis ha god effekt av å gjennomføre de definerte tiltakene, og/eller andre tiltak.

Noen vannlokaliteter ser ut til å ha et lavt til middels potensiale: Brådalsbekken, Bjørtombekken, Andelva ved Bårlidalen og Hersjøen, mens bare Jøndalsåa ser ut til å ha lavt potensiale. Her vil det antakelig være nødvendig å maksimere tiltaksgjennomføringen og kanskje i tillegg gjøre andre tiltak.

Tabell 11.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarier, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Bekk i Eidsvoll sentrum	Hurdal14	***	***
Jøndalsåa ved utløp i Vormå (Hs 2)	Hurdal7	*	*
Brådalsbekken (Vo-S-Brå)	Hurdal3	**	**
Bjørtombekken (Elstad-Bjø3)	Hurdal6 - del	**	**
Gudmundsbekken (Risa 2)	Hurdal11 - del	****	****
Risa ved Haga (Risa-Ha)	Hurdal11,6	***	****
Løykjebekken (Løykj)	Hurdal15	***U	***U
Andelva ved Bårlidalen	Hurdal16,15,11, 10,8,6,1	**	**
Hersjøen	Hurdal6	**	**

Tabell 11.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarier (SC), ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert. IR = ikke registrert/oppgett tilførsel av fosfor fra avløp i nedbørfeltet. SC0: Faktisk drift 2016;

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Bekk i Eidsvoll sentrum			IR
Høy-svært høy	-	-	
Middels-høy	10	9,10	
Lav-middels	2,3,4,7,9,11	Resten	
Lav	Resten	-	
Jøndalsåa ved utløp i Vormå (Hs 2)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	-
Brådalsbekken (Vo-S-Brå)			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	-	11,9,10	-
Lav	Alle	Resten	-

Tabell 11.4. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Bjørtombekken (Elstad-Bjø3)			IR
Høy-svært høy	-	-	
Middels-høy	-	-	
Lav-middels	11,9,10	11,9,10	
Lav	Resten	Resten	
Gudmundsbekken (Risa 2)			
Høy-svært høy	-	10	X
Middels-høy	4,11,9,10	Resten	-
Lav-middels	Resten	-	-
Lav	-	-	-
Risa ved Haga (Risa-Ha)			***
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	10	11,9,10	X
Lav-middels	4,7,9,11	Resten	-
Lav	Resten	-	-
Løykjebekken (Løykj)			IR
Høy-svært høy	-	-	
Middels-høy	4,7,8,11,9,10	Alle	
Lav-middels	Resten	-	
Lav	-	-	
Andelva ved Bårlidalen*			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	10	10	-
Lav	Resten	Resten	-
Hersjøen			
Høy-svært høy	-	-	X
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	11,10	11,9,10	-
Lav	Resten	Resten	-

Det har ikke blitt framlagt informasjon om det allerede er anlagt noen fangdammer i vannområdet. Sannsynligvis er dette et tiltak som kan være aktuelt å gjennomføre flere steder, men det må vurderes lokalt.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanterosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanterosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn. Vannområdet oppgir selv at det mangler naturlige kantsoner i nedre deler av Hæra, midtre deler av Nessa med tilløpsbekker og helt nederst i Holsjøvassdraget. Dette kan gi

uheldige konsekvenser mht. erosjon og utrasninger, og det anbefales at man prøver å reetablere kantsonene.

Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 11.1 og 11.2), tiltakseffekter (avsnitt 11.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

11.5 Kostnader for gårdbruker og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenariene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenariene er beregnet til ca. 3,5 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 4.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 800-1000 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 1,5 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/reduisert jordarbeiding, så kombinasjonsscenariene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 55.000 kr, og kostnadseffektiviteten er høy (drøyt 30 kr/kg TP).

Tabell 11.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 24 233 daa.

Scenario	Kostnader (mill. kr/år)		Avlings-reduksjon (%)
	Kostnader (mill. kr/år)	Kostnader (kr/daa/år)	
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0,6	23	0
SC3: Stubb 2-4	1,3	53	2
SC4: Stubb 1-4	3,5	146	7
SC5: Stubb vd.nær	0,4	17	2
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0	0	1
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,6	23	1
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	3,5	145	8
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	0,4	15	2
SC0: Faktisk 2016	1,5	61	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,05	2	-

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenariene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og på maksimalt 8%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn,

værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

11.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

I Huvo er det høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Gudmundsbekken (Risa 2) med tiltakspakken SC10 pluss tiltak i dråg (tabell 11.4).

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Bekk i Eidsvoll sentrum, Risa ved Haga (Risa-Ha) og Løykjebekken (Løykj) ved gjennomføring av tiltakspakkene i SC9, SC10 og SC11 i de to førstnevnte bekkene og ved gjennomføring av alle tiltakspakkene (SC) når det også gjennomføres tiltak i dråg.

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Brådalsbekken (Vo-S-Brå), Bjørtombekken (Elstad-Bjø3), Andelva ved Bårlidalen* og Hersjøen ved gjennomføring av tiltak i dråg pluss SC9, SC10 og SC11 for Vo-S-Brå og Elstad-Bjø3. I Andeelva ved Bårlidalen er det tilstrekkelig å gjennomføre tiltakspakke SC10. Tilsvarende for Hersjøen er det tilstrekkelig med SC11, SC9 eller SC10 pluss tiltak i dråg for å nå miljømålet for fosfor med lavt-middels potensial.

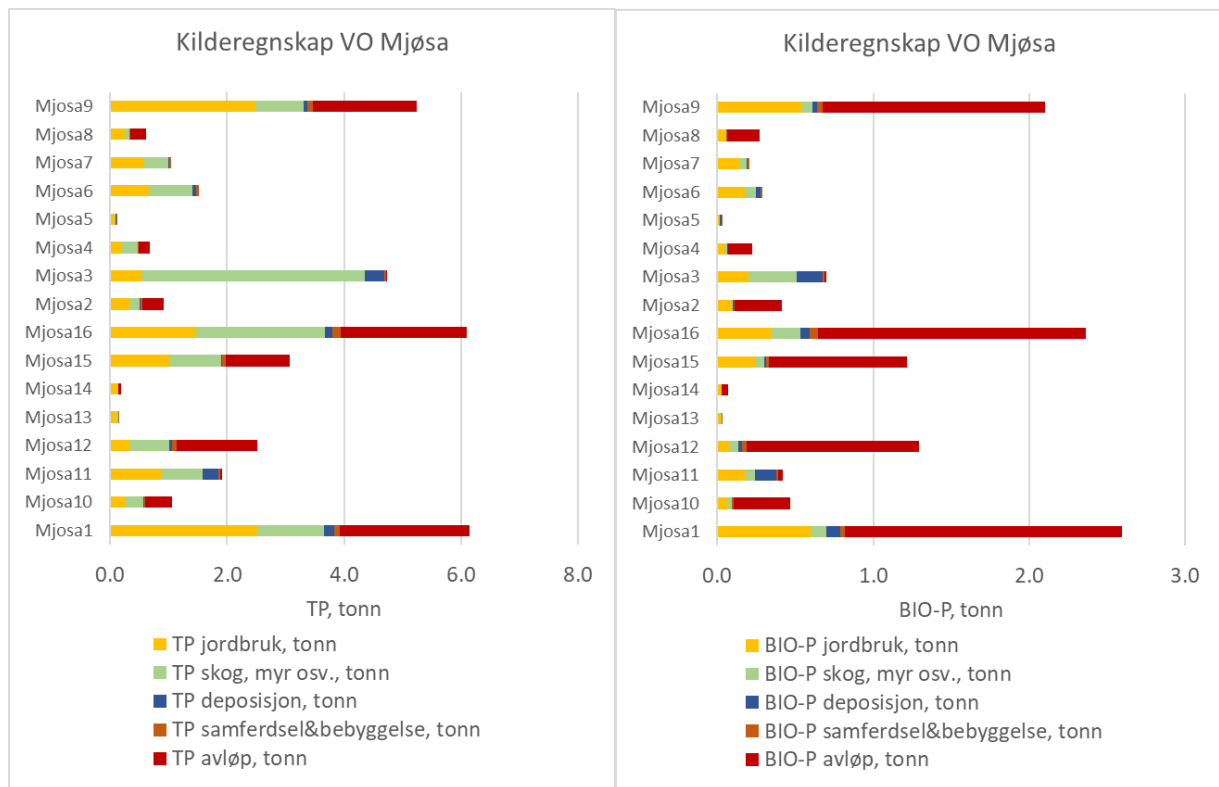
Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Jøndalsåa ved utløp i Vorma (Hs 2).

12 Tiltaksanalyse for VO Mjøsa

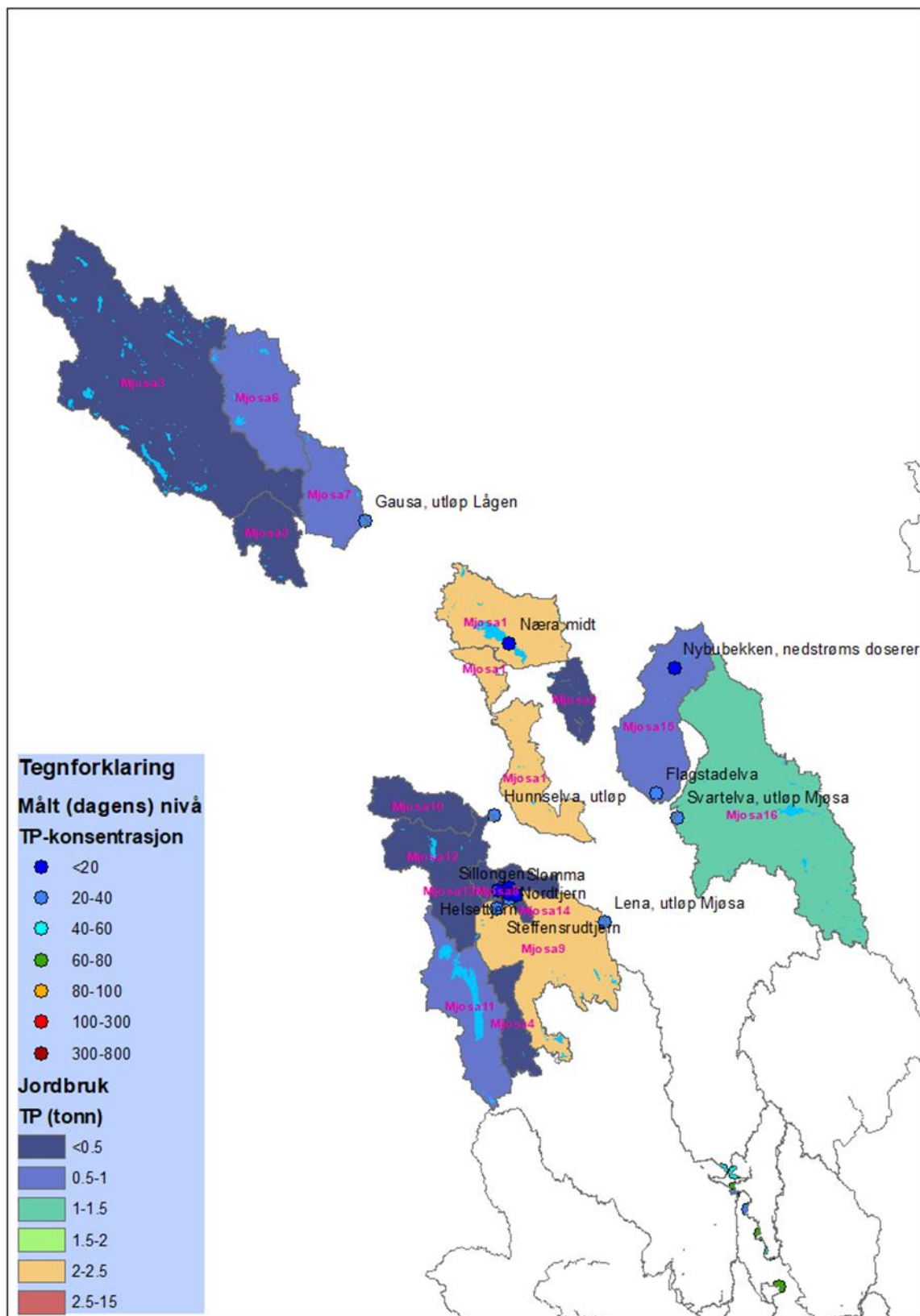
12.1 Kilderegnskap

Kilderegnskapet for tiltaksområdene i VO Mjøsa er oppsummert i figur 12.1. Det er stor variasjon i de ulike kildenes prosentvise bidrag – jordbruk bidrar ca. 10-70%, avløp 0-55% og andre kilder ca. 10-90%. Bidraget fra jordbruk er stort sett omtrent likt som eller høyere enn bidraget fra avløp. Høyest prosentvis bidrag fra jordbruksareal er beregnet for Mjøsa13 (Korta), Mjøsa14 (Vesleelva, Smalåa) og Mjøsa5 (Slomma m.fl.) – ca. 65% bidrag. Mjøsa10 (Vesleelva) og Mjøsa12 (Hunnselva) har betydelig høyere bidrag fra avløp enn fra jordbruk. Bidrag til biotilgjengelig fosfor er beregnet til å være betydelig høyere for avløp enn for jordbruk (2-14 ganger høyere).

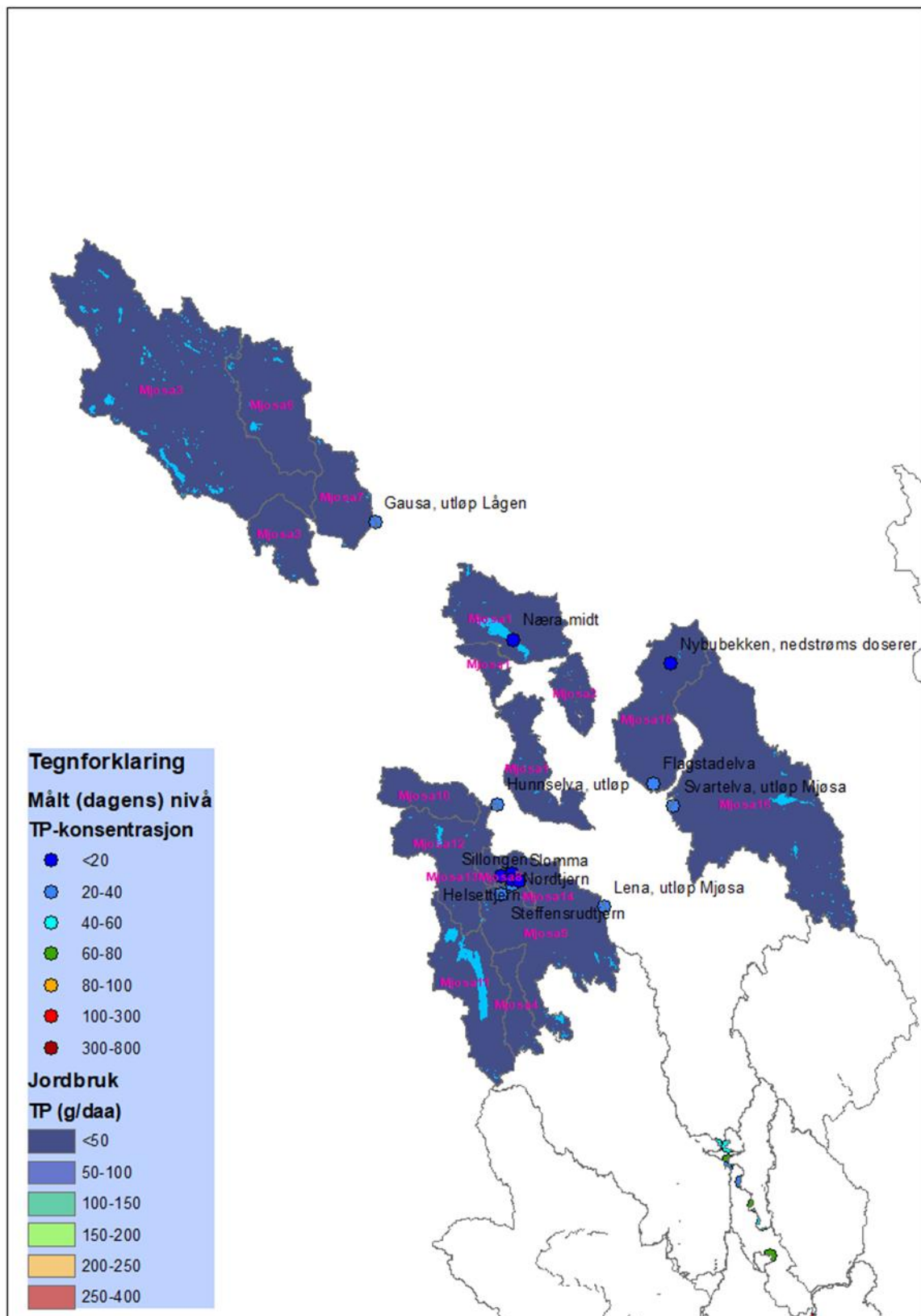
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 12.2-12.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



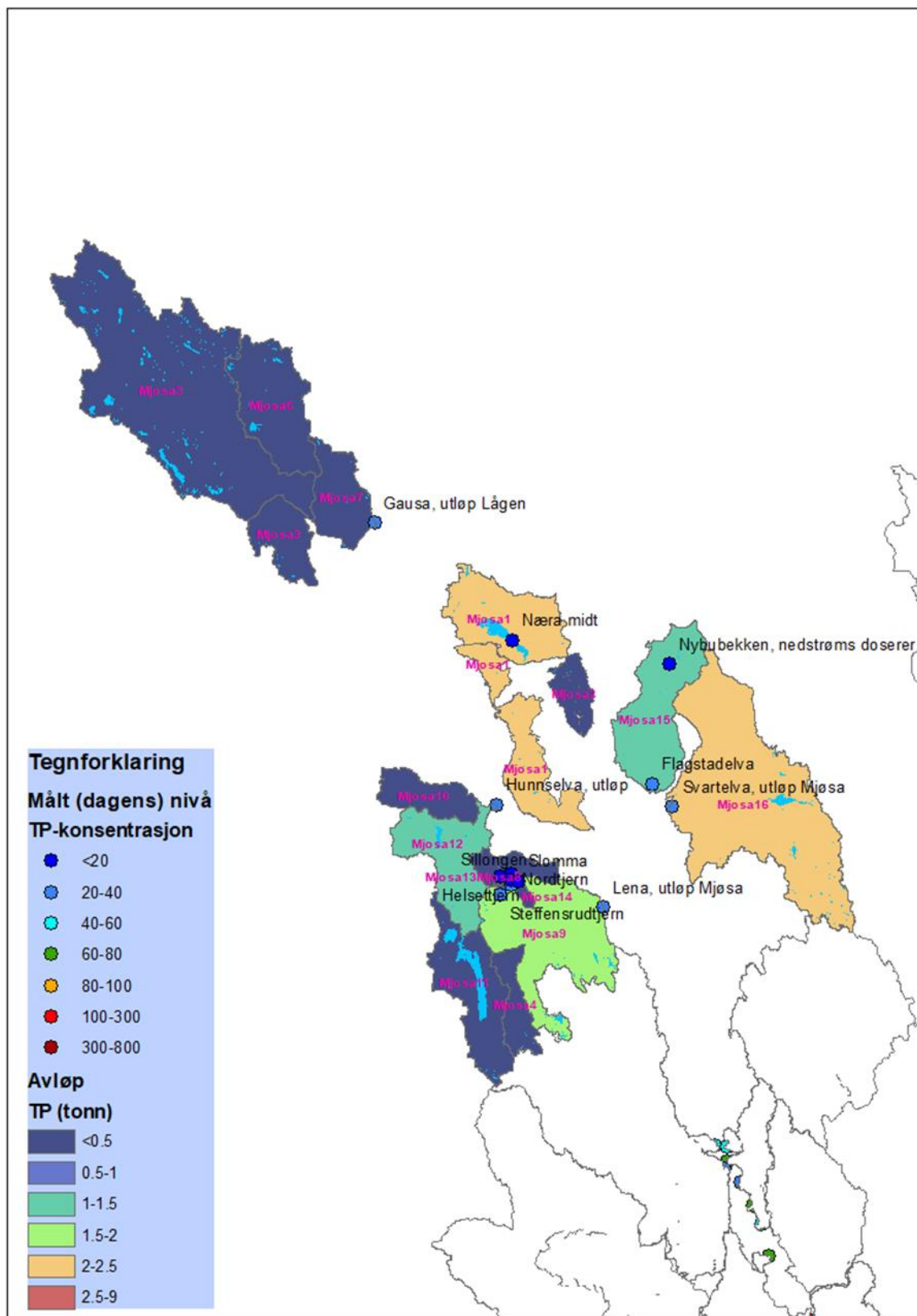
Figur 12.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 12.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 12.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenheter jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 12.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

12.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 12.2 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som lav til middels i tiltaksområdene, og det er estimert at bidrag fra drågerosjon kan være en del høyere enn bidrag fra flateerosjon. Erosjonsrisikoen er beregnet til å være høyest i Mjøsa3 (Augga og Jøra), Mjøsa 6 (Gausa nord) og Mjøsa7 (Gausa sør). Dette er områder med bratt terreng og relativt mye nedbør og avrenning.

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 9-15 mg/100 g, med høyest verdi i Mjøsa6 (Gausa nord). En stor andel av arealet i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene 30-100% av totalt jordbruksareal. Høyest grasareal har vi i tiltaksområdene Mjøsa3 (Augga og Jøra), Mjøsa 6 (Gausa nord) og Mjøsa7 (Gausa sør), samt Mjøsa10 (Vesleelva). Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, er husdyrproduksjon av betydning.

Tabell 12.2. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks-område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Mjøsa1	53	9	62	39	2	5	39	42
Mjøsa2	44	12	88	27	0	0	17	62
Mjøsa3	171	13	89	24	0	0	0	100
Mjøsa4	21	9	77	21	0	11	37	59
Mjøsa5	27	12	100	24	0	0	15	52
Mjøsa6	173	15	88	31	0	0	2	94
Mjøsa7	167	13	94	35	0	0	2	91
Mjøsa8	29	12	92	29	0	10	33	43
Mjøsa9	33	9	82	31	0	13	42	41
Mjøsa10	53	10	89	20	0	0	1	89
Mjøsa11	74	9	75	49	0	7	27	40
Mjøsa12	37	11	87	24	0	0	17	61
Mjøsa13	19	10	87	19	0	0	15	55
Mjøsa14	39	10	77	35	0	6	44	40
Mjøsa15	45	9	62	35	2	3	50	34
Mjøsa16	11	10	74	13	3	6	53	27

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

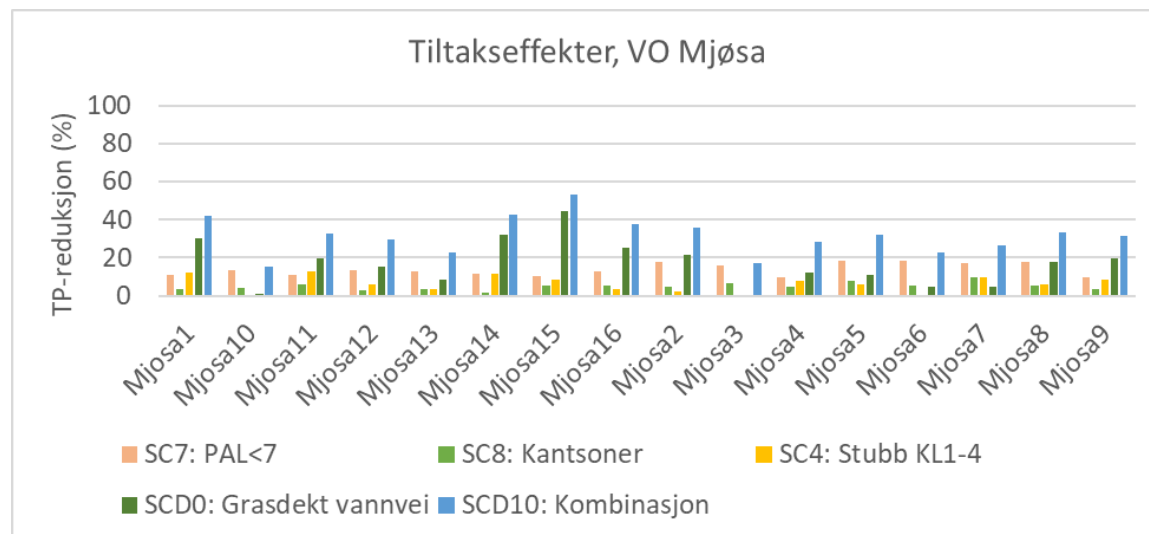
Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det stor variasjon i hvor mye areal som ble jordarbeidet om høsten, generelt 30-50% der det var mindre enn 50% grasareal. Areal med potet eller grønnsaker utgjorde inntil 13%, og var (som andel av jordbruksarealet) høyest i Mjøsa4 (Brandelva) og Mjøsa 9 (Lenaelva).

12.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikten over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det stort sett ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding. Noen få steder var det også søkt om fangvekster etter høsting, og utsatt omlegging av eng. Areal med stubb var på ca. 0-30% i tiltaksområdene, høyest i Mjøsa5 (Slomma m.fl.) og Mjøsa11 (Einavatn). Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 60 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 600 daa. Grasdekt vannvei er registrert på 117 daa, eller 19 500 m, som er 1% av antall lengdemeter dråglinjer i dråglinjekartet.

Det er fangdammer i vannområdet, men framlagt informasjon var ikke tilstrekkelig til å inkludere dem i Agricat2-beregningene. Beregnet SS- og TP-tap ville blitt noe lavere i de tiltaksområdene der det er fangdammer dersom de hadde blitt inkludert.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 12.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 12.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

12.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

For de utvalgte elvevannlokalitetene (tabell 12.3), var miljømålet fastsatt til 17-29 µg TP/L. Målt TP-konsentrasjon i de utvalgte elvelokalitetene varierte mellom ca. 10 og 30 µg TP/L, som er i samme størrelsesorden som miljømålene for fosfor.

Beregnet avlastningsbehov var 1 µg TP/L i Hunnselvas utløp, hvilket er så lavt at det er usikkert om dette kan anses som et reelt avlastningsbehov, eller om miljømål for fosfor allerede er nådd. Beregnet

avlastningsbehov var 6 µg TP/L i Gausas utløp i Lågen, og 8 µg TP/L i Svartelvas utløp i Mjøsa. I de andre tre elvevannlokalitetene (Nybubekken, Flagstadelva, Lena utløp Mjøsa) var avlastningsbehovet beregnet til 0, altså miljømålet for fosfor kan anses som nådd med utgangspunkt i de data og beregninger som er gjort her. De utvalgte innsjøvannlokalitetene som hadde et avlastningsbehov >0, hadde alle miljømål på 8 µg TP/L. Dette er meget lavt, og kan være vanskelig å oppnå. Beregnet avlastningsbehov var mellom 4 og 10 µg TP/L for Næra, Helsettjern, Nordtjern, Sillongen og Slomma, 12 µg TP/L for Steffensrudtjern og 22 µg TP/L for Kauserudtjern.

Tabell 12.3. Miljømål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte elvevannlokaliteter i VO Mjøsa. Lokalteter med hvit bakgrunnsfarge har ingen avlastningsbehov.

Vann-lokalitet	Tiltaks-områder	Miljø-mål for fosfor* (µg P/L)	Målt (µg/L)	Avlast.* (µg/L)	Avlast.* (tonn/år)	Usikkerhet (µg/L)	Data-kvalitet
Elver/bekker							
Gausa, utløp Lågen	Mjøsa 3,6,7	17	23	6	-	2	A
Nybubekken, nedstrøms doserer	Mjøsa15 - del	20	11	0	-	2	A
Flagstadelva	Mjøsa15	29	25	0	-	3	A
Svartelva, utløp Mjøsa	Mjøsa16	24	32	8	-	2	A
Hunnselva, utløp	Mjøsa10,11,12,13	20	21	1	-	2	A
Lena, utløp Mjøsa	Mjøsa4,9,14	29	25	0	-	3	A
Innsjøer							
Næra	Mjøsa1	8	12	4	-	1	C
Helsettjern	Mjøsa5	8	13	5	-	1	C
Kauserudtjernet	Mjøsa5	8	30	22	-	1	C
Nordtjern	Mjøsa5	8	13	5	-	1	C
Sillongen	Mjøsa5	8	16	8	-	1	C
Slomma	Mjøsa5	8	15	7	-	1	C
Steffensrudtjern	Mjøsa5	8	20	12	-	1	C

*Typologi for leirelver (og deres miljømål for fosfor) er vurdert alene ut fra leirdekning på NGU sine kart

Tabell 12.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarioer, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Gausa, utløp Lågen	Mjøsa 3,6,7	*	*
Svartelva, utløp Mjøsa	Mjøsa16	***	***
Hunnselva, utløp	Mjøsa10,11,12,13	****U	****U
Næra	Mjosa1	**	***
Helsettjern	Mjosa5	**	**
Kauserudtjernet	Mjosa5	*	*
Nordtjern	Mjosa5	**	**
Sillongen	Mjosa5	**	**
Slomma	Mjosa5	**	**
Steffensrudtjern	Mjosa5	*	*

Potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak er oppsummert i tabell 12.4 og 12.5. For Gausa antydte beregningene at potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak var lavt. I neborfeltet dyrkes det hovedsakelig gras (>90% av arealet), noe som gjør at de definerte

tiltakene i liten grad er relevante, og dette er årsaken til at miljømålet for fosfor ikke innfris gjennom denne typen tiltak. Det må antas at det er betydelig husdyrproduksjon innenfor området, og det kan hende at det må innsats til mht. å redusere forsfortap fra husdyrgjødsellager og ved spredning av husdyrgjødsel. Graset i seg selv kan også bidra med noe løst fosfor ved utfrysing fra plantemateriale om vinteren. Tiltaksområdene i dette nedbørfeltet viser også høyt P-AL-nivå, som gir risiko for tap av løst fosfor. Eneste måte å avbøte dette, er å redusere gjødslingen. Dette er et tiltak som det kan ta noen år før man ser effekten av.

For Svartelva var potensialet beregnet til middels til svært høyt, og for Hunnselva (usikkert om mål allerede er nådd) som høyt til svært høyt. I Svartelva var det en tendens til at de fleste tiltaksscenarier uten grasdekte vannveier hadde lavt til middels potensiale, mens alle tiltaksscenarier der grasdekte vannveier/tiltak i dråg var inkludert, hadde middels til svært høyt potensiale. Beregningsalternativ 1, der jordbruk og avløp må nå sitt mål hver for seg, viste noe lavere potensiale enn alternativ 2, der effekt av avløpstiltak var lagt fast på 50% og jordbruk kan avlaste på vegne av avløp. I Hunnselva hadde de aller fleste tiltak høyt til svært høyt potensiale, noe lavere potensiale for beregningsalternativ 1 enn 2. Som for Gausa, vil relativt høyt P-AL-nivå noen steder innenfor nedbørfeltene til Svartelva og Hunnselva kunne føre til tap av løst fosfor, slik at effekten av å redusere gjødsling kan forventes å være noe høyere enn den beregnede tiltakseffekten, som kun berører partikkelbundet fosfor.

Bare Næra hadde oppgitt tilførsler fra avløp, og potensialet for å avlaste dette ble beregnet til middels til høyt. Av andre tiltak var det kun det mest omfattende scenariet, SC10 med grasdekte vannveier, som ga et middels til høyt potensiale for å innfri jordbrukets andel av avlastningsbehovet i beregningsalternativ 1. Med beregningsalternativ 2 ble det estimert at potensialet var middels til høyt også for noe mindre omfattende tiltaksscenarier (SC11 og SC14 i tillegg til SC10, alle med grasdekte vannveier). For alle de andre innsjøvannlokalitetene ble potensialet for å nå miljømålet for fosfor med definerte tiltak beregnet til lavt til middels. Andre tiltak enn de definerte bør vurderes.

Tabell 12.5. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarier, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert. IR = tilførsler av fosfor fra avløp ikke registrert/oppgitt.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Gausa, utløp Lågen			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X
Svartelva, utløp Mjøsa			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	Resten	X
Lav-middels	-	0	-
Lav	Alle	-	-
Hunnselva, utløp			
Høy-svært høy	-	10	X
Middels-høy	4,7,11,9,10	Resten	-
Lav-middels	Resten	-	-

Lav	-	-	-
-----	---	---	---

Tabell 12.5. forts.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Næra			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	10	Alle	-
Lav	Resten	-	-
Helsettjern			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	7,11,9,10	6,7,8,11,9,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Kauserudtjern			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	-
Nordtjern			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	7,11,9,10	6,7,8,11,9,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Sillongen			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	11,9,10	-
Lav	Alle	Resten	-
Slomma			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	10	11,9,10	-
Lav	Resten	Resten	-
Steffensrudtjern			
Høy-svært høy	-	-	IR
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	-

De definerte tiltakene konsentrerer seg om kornareal. Potet- og grønnsaksproduksjon utgjør generelt ikke noen stor andel av arealet i vannområdet, bortsett fra i Mjøsa4 og Mjøsa9, men dette er likevel produksjoner som kan være viktige lokalt, og kan da ha betydelig påvirkning på vannkvaliteten i mindre bekker. Det er en økt risiko for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor i disse produksjonene, pga. jordarbeiding om høsten, og i noen produksjoner også jordarbeiding flere ganger i sesongen. En del grønnsaker gjødsles med mye fosfor, og dette kan bidra til høye tap av både partikkelbundet og løst fosfor.

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor. Det anslås at husdyrproduksjon er betydelig i flere av tiltaksområdene, særlig i den nordlige delen av vannområdet, og tiltak mot fosfortap fra husdyrgjødsel og løst fosfor fra jord og plantemateriale anses derfor som relevant.

Mangelfull kontroll med overflatevann kan være en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanerosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanerosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 12.1 og 12.2), tiltakseffekter (avsnitt 12.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes.

12.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

Gårdbrukernes kostnader ved tiltaksgjennomføring er størst for de tiltaksscenarioene med størst omfang av å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring av stubb, dvs. SC4 og SC10. Kostnadene ved disse to scenariene er beregnet til ca. 8 millioner kroner for hele vannområdet, sammenliknet med å høstpløye alt kornareal (tabell 12.5), og kostnadseffektiviteten er på rundt 2-3000 kr/kg TP for begge scenariene. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til 3 millioner kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/ redusert jordarbeiding, så kombinasjonsscenarioene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 2 millioner kr, og kostnadseffektiviteten er på ca. 600 kr/kg TP.

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenarioene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og er lav for alle scenarier, maksimalt 2%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsone, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er ubetydelig.

Tabell 12.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 183 658 daa.

Scenario	Kostnader (mill. kr/år)		Avlings-reduksjon (%)
	Kostnader (mill. kr/år)	Kostnader (kr/daa/år)	
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0	0	0
SC3: Stubb 2-4	0,1	1	0
SC4: Stubb 1-4	8,0	44	2
SC5: Stubb vd.nær	0,5	3	0
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0,1	1	0
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,1	1	0
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	8,1	44	2
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	0,6	3	1
SC0: Faktisk 2016	3,1	17	-
SCD1: Grasdekt vannvei	2	12	-

12.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor i 2 av de 10 vannlokalitetene i Mjøsa (tabell 12.4).

Det er høyt-svært høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Hunnselva ved utløp med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er middels-høyt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Svartelva ved utløp Mjøsa.

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i, Næra, Helsettjern, Nordtjern, Sillongen og Slomma.

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Gausa ved utløp Lågen, Kauserudtjern og Steffensrudtjern.

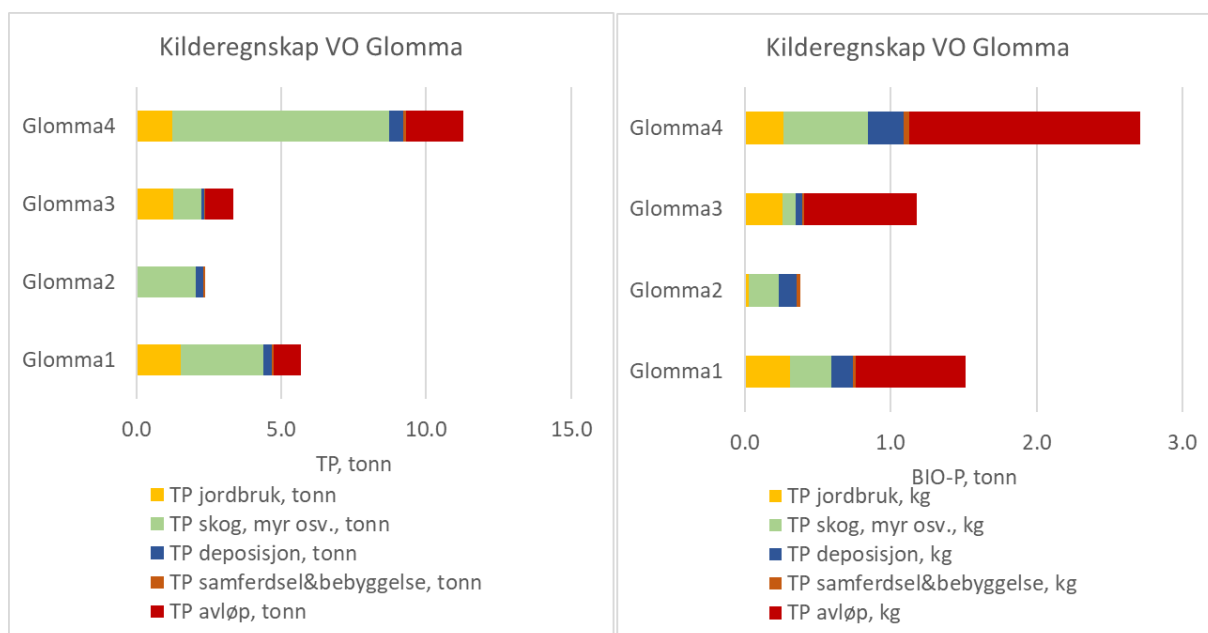
For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

13 Tiltaksanalyse for VO Glomma

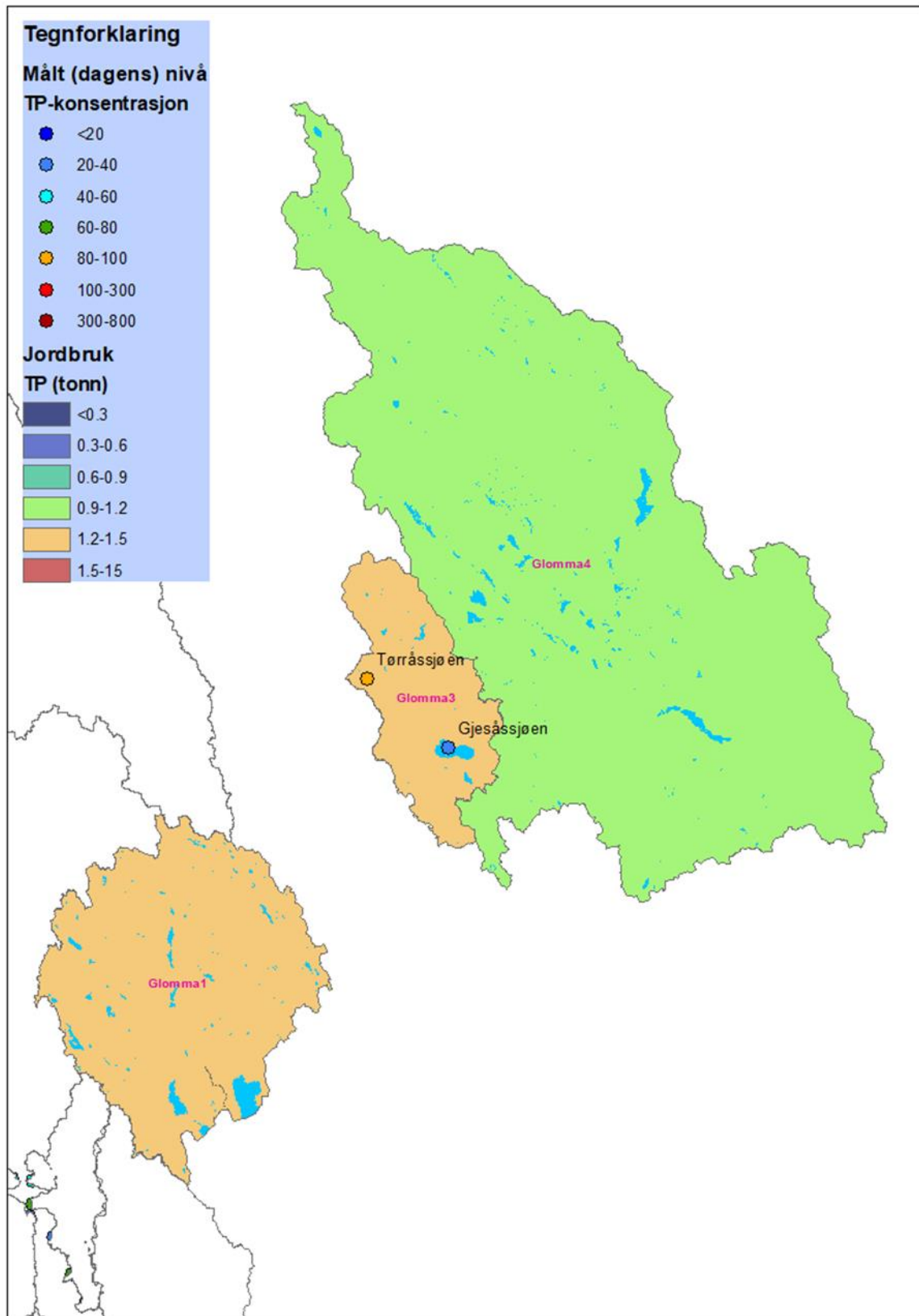
13.1 Kilderegnskap

Kilderegnskapet for de fire tiltaksområdene indikerer at utmark bidrar til en stor andel av fosfortilførslene, særlig i Glomma4, noe som i hovedsak skyldes stort utmarkssareal sammenliknet med jordbruksareal (figur 13.1). Avløp bidrar med ca. 20-30% av TP i tiltaksområdene, mens jordbruk bidrar med ca. 10-40% av TP. Bidrag til biotilgjengelig fosfor er beregnet til å være betydelig høyere for avløp enn for jordbruk (2-6 ganger høyere). I tiltaksområdet Glomma2, som ligger i grensevassdraget, var det for lite av jordbruksarealet som hadde erojssjonsrisikokart til at bidrag fra jordbruk kunne kvantifiseres i Agricat2, og prosentfordeling på de ulike kildene var derfor ikke mulig.

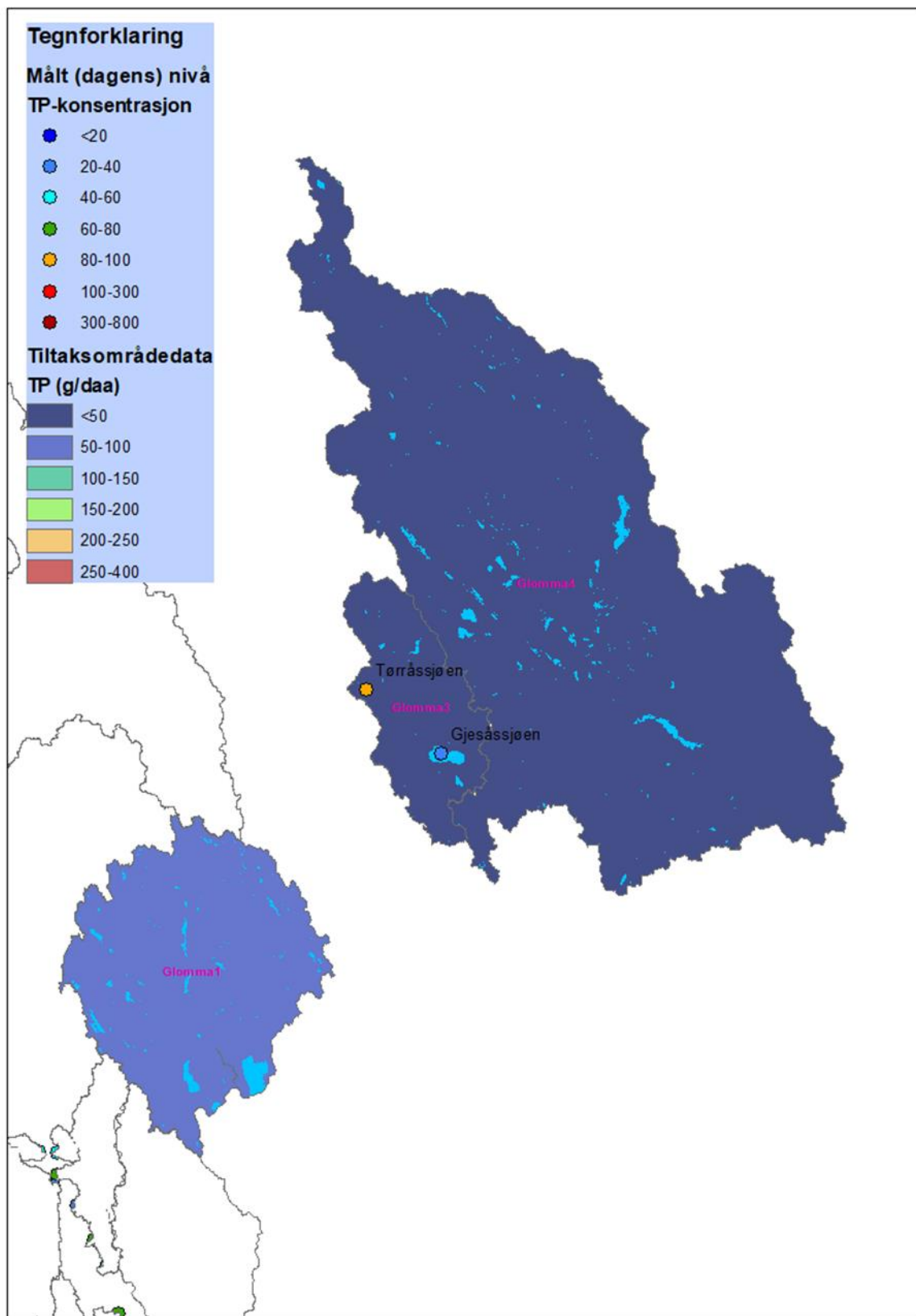
Beregnet TP-tap fra hhv. jordbruksareal og avløp, per tiltaksområde, er vist i kart i figur 13.2-13.4, sammen med målt nivå av TP i de utvalgte vannlokalitetene i vannområdet.



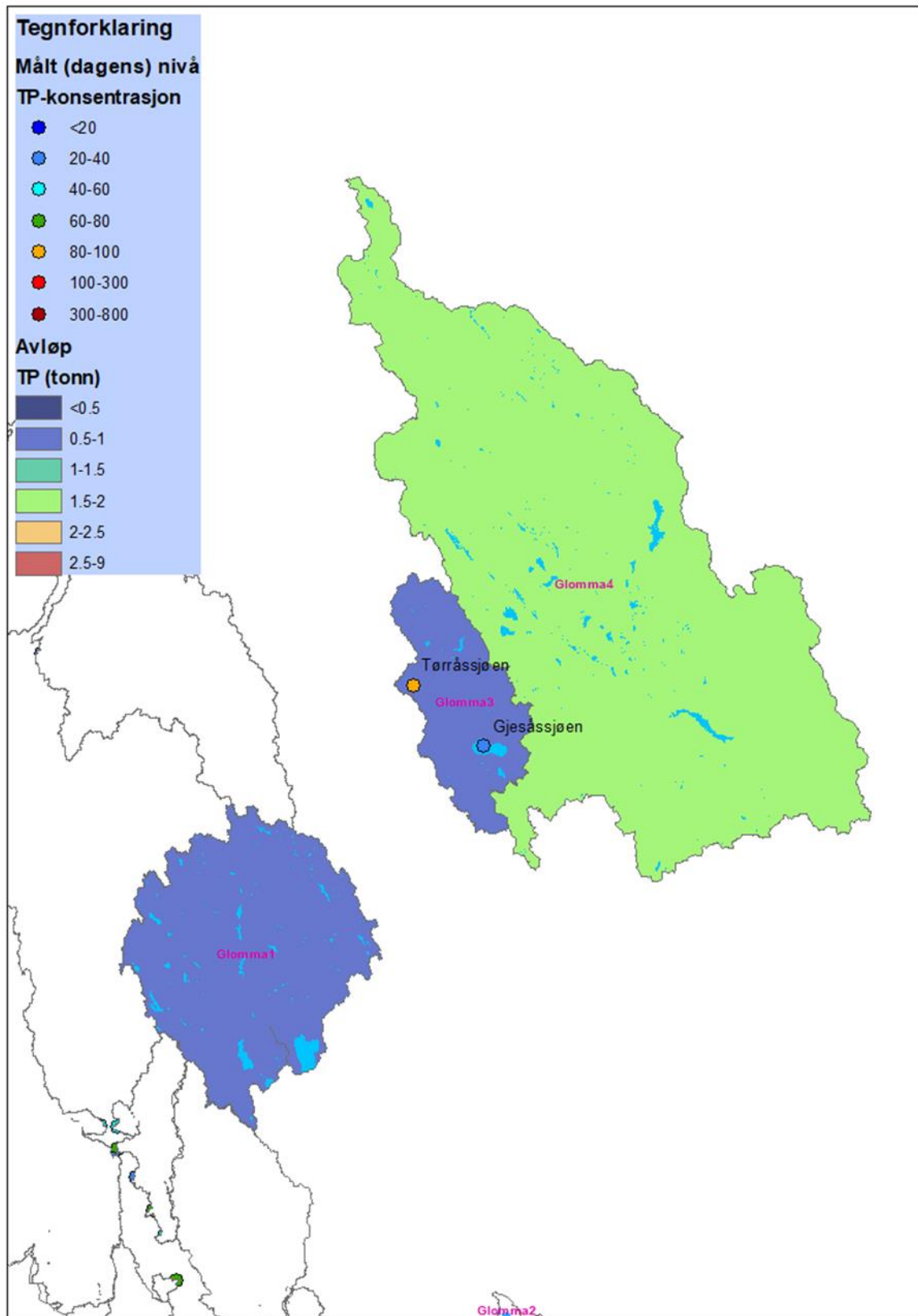
Figur 13.1. Kilderegnskap for totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (BIO-P).



Figur 13.2. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap (tonn) fra jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 13.3. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap per arealenhet jordbruksareal per tiltaksområde.



Figur 13.4. Målt ("dagens") konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av totalfosfor (TP) for vannlokaliteter og beregnet mengde TP-tap fra avløp per tiltaksområde.

13.2 Risikofaktorer på jordbruksareal

Tabell 13.1 oppsummerer risikofaktorer og kan danne grunnlag for prioritering av tiltaksområder/vannforekomster ved tiltaksgjennomføring.

Erosjonsrisiko: Erosjon fører til tap av partikkelbundet fosfor. Samlet gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) på dyrka mark kan karakteriseres som lav i Glomma₃ (Tillp Hasla) og Glomma₄ (Tilløp Flisa), og middels i Glomma₁ (Tilløp Storsjøen).

Fosforstatus i jord: Jo høyere fosforinnholdet er i jorda, dess større er risiko for at det tapes både partikkelbundet fosfor ved erosjon og løst fosfor ved overflateavrenning og utvasking. Sistnevnte prosess er ikke tatt høyde for i dette prosjektet. Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 8-10 mg/100 g, med høyest verdi i Glomma₁. En stor andel av arealet (50-60%) i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn anbefalt utfra et miljøperspektiv (7 mg/100 g).

Grasareal og evt. husdyrgjødsel: Gras beskytter svært godt mot erosjon, men gir noe risiko for tap av løst fosfor ved utfrysing fra plantematerialet. Tallene fra søknad om produksjonstilskudd viser at i 2016 var grasarealet i tiltaksområdene ca. 15-30% av totalt jordbruksareal, høyest i Glomma₁. Bidrag til fosfortilførsler fra evt. husdyrgjødsel (lagring og spredning av gjødsla) er ikke beregnet i dette prosjektet, men vi kan anta at der det er mye gras, kan husdyrproduksjon være av særlig betydning. Det kan i så fall være husdyrproduksjon av litt betydning i Glomma₁.

Jordarbeiding om høsten: Areal som jordarbeides om høsten er erosjonsutsatt, og dette gjelder særlig areal med potet og grønnsaker, og i enkelte år også høstkorn. Høstharving er forbundet med noe lavere erosjonsrisiko enn høstpløying dersom en større del av halmen får ligge igjen etter harvingen. I tiltaksområdene var det jordarbeidet om høsten på 40-60% av arealet, med høyest andel i Glomma₄. Areal med potet eller grønnsaker var lavt i glomma₁, og over 10% i Glomma₃ og Glomma₄. Det var lite dyrking av høstkorn.

Tabell 13.1. Risikofaktorer på jordbruksareal.

Tiltaks- område	ERISK	P-AL	% P-AL>7	TP2016	% Hk	% Potet	% Hjb	% Gras
Glomma1	145	10	62	100	2	0	37	30
Glomma3	45	8	51	36	0	11	43	14
Glomma4	39	8	51	34	1	12	60	13

ERISK = gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flate- + drågerosjon, kg/daa/år). Markert ERISK>200 kg/daa/år.

P-AL = fosforsatus i jord (mg/100 g). Markert P-AL>7 mg/100 g.

% P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g. Markert % P-AL>7>50%.

TP2016 = beregnet tap av totalfosfor ved faktisk drift 2016 (g/daa/år). Markert TP2016>200 g/daa/år.

%Hk = prosentandel av jordbruksareal med høstpløying til høstkorn. Markert % Hk>20%.

% Potet = prosentandel av areal med potet og/eller grønnsaker. Markert % Potet>10%.

% Hjb = prosentandel av jordbruksareal med jordarbeiding om høsten (inkl. alle vekster og alle former for jordarbeiding). Markert % Hjb>50%.

% Gras = prosentandel av jordbruksareal med gras. Markert % Gras>50%.

% Stubb = prosentandel av jordbruksareal med overvintring i stubb. Ingen markering.

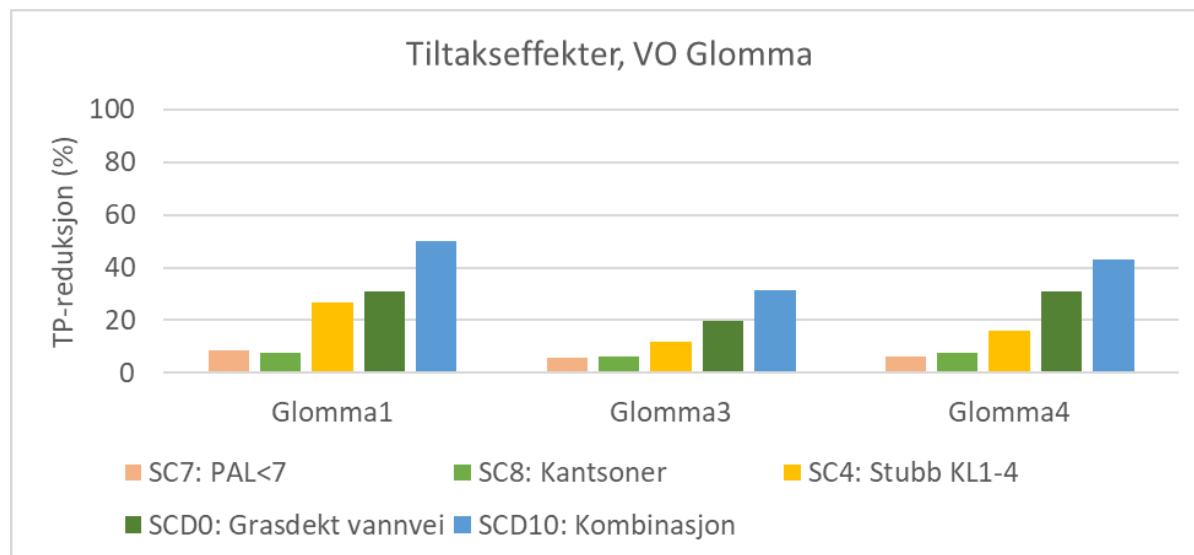
13.3 Gjennomførte tiltak og tiltakseffekter

Oversikt over hvilke tiltak det ble søkt om RMP-midler til i 2016, viser at det kun ble søkt om midler til ingen/reduert jordarbeiding. Areal med stubb var da på ca. 30-40% i de tre tiltaksområdene.

Areal registrert som grasdekte kantsoner var ca. 37 daa på vannområdebasis, mens areal som potensielt kunne hatt grasdekte kantsoner er ca. 380 daa. Grasdekt vannvei var omsøkt på 6 daa, eller 1000 m, som utgjør ca. 0,5% av antall lengdemeter dråglinjer i dråglinjekartet.

Det kan være anlagt fangdammer i vannområdet, men det har ikke blitt framlagt informasjon om hvor mange fangdammer det i så fall er, hvor de ligger eller hvor store de er.

Tiltakseffekter, beregnet som % reduksjon i TP-tap sammenliknet med faktisk drift 2016, beregnet i Agricat2, er oppsummert for et utvalg scenarier (enkelttiltak og beste kombinasjonsscenario) i figur 13.5. Tall for alle scenariene er gitt i vedlegg 3.



Figur 13.5. Tiltakseffekter for utvalgte scenarier, regnet som % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) sammenliknet med ved faktisk drift 2016. SC4: alt kornareal legges i stubb; SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7; SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker; SCD0: grasdekt vannvei i dråg; SCD10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7, grasdekt vannvei i dråg. Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

13.4 Avlastningsbehov og tiltakseffekter

Det er lite marine leiravsetninger i tiltaksområdene, med unntak av Glomma1, der det er noe areal lengst sør. Miljømål for totalfosfor i aktuelle elvevannlokaliteter er fastsatt til 17-29 µg/L. I tiltaksområdene er det noen få lokaliteter i bekker og elver der TP-konsentrasjonen har blitt målt, bl.a. Juråa nedre del (Glomma1, én analyse, 15 µg/L), Kynna ved Storbekkoset, Kynna, Gjerda, og Gjesbekken (Glomma4, 1-2 analyser per lokalitet, 7-22 µg/L). Den lave prøvfrekvensen gjør at dataene ikke sier noe om hva fosfornivået jevnt over ligger på, og det er ikke mulig å beregne avlastningsbehov. De få målingene som fins i disse områdene er av samme størrelsesorden som miljømålene (17-29 µg/L), men gir ikke bra nok grunnlag for å konkludere med om miljømålet for fosfor er oppnådd eller ikke.

For innsjøer er det også sparsommelig med data, men her er det beregnet avlastningsbehov for de to innsjøene Gjessåssjøen og Tørråssjøen i Glomma3. Miljømålet er på hhv. 16 og 13 µg TP/L, og avlastningsbehovet hhv. 8 µg TP/L og 69 µg TP/L (tabell 13.2). Tiltaksanalysen indikerer problemer med å oppnå miljømålet for fosfor med de tiltakene som er definert, særlig i Tørråssjøen. Potensialet for å nå miljømålet for fosfor i Gjessåssjøen er klassifisert som lavt til middels, og det er kun tiltaksscenarioer med høy effekt (SC 10, D4, D11, D14, D10), samt omfattende reduksjon av tilførsel fra avløp, som gir et visst potensiale for å komme nærmere måloppnåelse: betydelig økning i kornareal som overvintrer i stubb i stedet for å jordarbeide om høsten, kombinert med reduksjon i fosforstatus i jord, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier. Andre tiltak bør derfor vurderes i tillegg, f.eks. oppgradering eller anlegg av hydrotekniske løsninger. Bl.a. bør man se på mulige tiltak på areal med potetproduksjon. Dersom det er husdyrproduksjon innenfor nedbørfeltene til vannlokalitetene, bør

det også vurderes om det kan være behov for tiltak mot fosfortap fra gjødsellager og spredning av gjødsel.

Tabell 13.2. Miljøsmål for fosfor, målt TP, beregnet avlastningsbehov, datakvalitet og usikkerhet i beregnet avlastningsbehov (10% av miljømålet) for utvalgte elvevannlokaliteter i VO Mjøsa.

Vannlokalitet	Tiltaks-områder	Miljø-mål for fosfor (µg P/L)	Målt (µg/l)	Avlast.(µg/l)	Avlast. (tonn/år)	Usikker-het (µg/l)	Data-kvalitet
Innsjøer							
Gjesåssjøen	Glomma3	16	24	8	-	2	C
Tørråssjøen	Glomma3	13	82	69	-	1	C

Tabell 13.3. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarier, ved to alternative beregningsmetoder, der alt. 1 er basert på at jordbruk og avløp avlaster hver for seg, mens alt. 2 er basert på fast avlastning på 50% for avløp, og jordbruk kan evt. avlaste på vegne av avløp. *Lav, **lav-middels, *middels-høyt, ****høyt-svært høyt. U = miljømålet kan allerede være nådd.**

Vannlokalitet	Tiltaksområde	Potensiale alt. 1	Potensiale alt. 2
Gjesåssjøen	Glomma3	**	**
Tørråssjøen	Glomma3	*	*

Tabell 13.4. Potensiale for at miljømålet for fosfor nås ved definerte tiltaksscenarier, ved beregningsmetode 1. U = miljømålet kan allerede være nådd, men usikkert. IR = tilførsler av fosfor fra avløp ikke registrert/oppgett.

SC0: Faktisk drift 2016;

SC1: alt kornareal høstpløyd (negativ verdi pga. fosfortapet er høyere enn ved faktisk drift 2016);

SC2: kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb;

SC3: kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb;

SC4: alt kornareal legges i stubb;

SC5: Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb;

SC6: Maksverdi for P-AL settes til 10;

SC7: Maksverdi for P-AL settes til 7;

SC8: 6m grasdekte kantsoner i åker;

SC9: Kombinasjon av 2,7 og 8;

SC10: Alt kornareal legges i stubb, 6m kantsoner, maksverdi for P-AL settes til 7;

SC11: Kombinasjon av 5,7 og 8.

Der kornarealet ikke er berørt av tiltak, er driften som ved faktisk drift 2016.

Vannlokalitet	SC u/ tiltak i dråg	SC+tiltak i dråg	Tiltak Avløp
Gjesåssjøen			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	X
Lav-middels	-	4,14,11,10	-
Lav	Alle	Resten	-
Tørråssjøen			
Høy-svært høy	-	-	-
Middels-høy	-	-	-
Lav-middels	-	-	-
Lav	Alle	Alle	X

Jordbruket kan også bidra med andre kilder til fosfortap som krever andre tiltak, f.eks. fosfortap fra husdyrgjødsel, enten pga. lekkasjer fra gjødsellager, spredning av gjødsla med ugunstige metoder/ under ugunstige forhold, eller fra dyr på beite. Beiting rett ved vannkanten/i vannet kan forekomme enkelte steder, og medfører naturlig nok direkte tilførsel av fosfor.

Mangelfull kontroll med overflatevann er en viktig årsak til erosjonsskader, og gir følgelig risiko for fosfortap, og krever tiltak mht. dreneringsystem, avskjæringsgrøfter, kummer o.l. Slike tiltak må vurderes lokalt.

Jordpakking er også et ganske omfattende problem som en del steder kan gi økte problemer med overflateavrenning, erosjon og næringsstofftap. Det er lettere å forebygge enn å reparere jordpakking, men mange steder har skaden allerede skjedd.

Det er viktig å også vurdere andre kilder til fosfortap, som f.eks. erosjon/utrasninger i bekke- og elveløp («kanerosjon»), skogsdrift, anleggsarbeid (vei/bebyggelse), etc.. Tiltak i jordbruks- og avløpssektoren vil stort sett ikke kunne avbøte bidrag fra disse kildene, med unntak av kanerosjon, som noen ganger kan være knyttet til jordbruksdrift, f.eks. gjennom jordarbeiding for langt ut mot vannkanten eller gjennom «skjøtsel» av kantvegetasjon som medfører trefall. Det må vurderes lokalt om slike faktorer spiller inn.

En kombinasjon av informasjonen om risikofaktorer (avsnitt 13.1 og 13.2), tiltakseffekter (avsnitt 13.3), beregnet avlastningsbehov i vannlokalitetene (med informasjon om hvilke tiltaksområder som ligger innenfor nedbørfeltet til vannlokaliteten) inkl. potensiale for å nå miljømålet for fosfor ved definerte tiltak, og lokal kunnskap må brukes for å prioritere hvor og hvilke tiltak som bør iverksettes. Det anbefales for vannområde Glomma at man, dersom man ser behovet, øker prøvetakingsfrekvensen i utvalgte lokaliteter for å få et bedre datagrunnlag å basere tiltaksanalysene på.

13.5 Kostnader for gårdbrukere og samfunn

Tabell 13.5 viser estimerte kostnader ved de ulike tiltaksscenariene som det er beregnet effekter av i Agricat2. SC4 (alt kornareal i stubb) og SC10 er de mest kostbare tiltakene (ca. 3 millioner kroner), men er også de tiltakene som gir størst effekt på fosfortapet. Kostnadseffektiviteten er på rundt 1000 kr/kg TP for begge scenariene. Ellers ligger de totale kostnadene under 1 million. Kostnadene ved de tiltakene som ble gjennomført ved faktisk drift 2016 er beregnet til ca. 1 million kroner. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning, så den reelle kostnaden ved tiltakene blir lavere. Beregningene tyder på at det ikke er knyttet ekstra kostnader til å anlegge grasdekte kantsoner og redusere P-AL når dette gjøres i kombinasjon med ingen/reduert jordarbeiding, så kombinasjonsscenariene vil være relativt sett mer kostnadseffektive enn respektive enkelttiltak. Kostnader forbundet med grasdekt vannvei er beregnet til ca. 100.000 kr, og kostnadseffektiviteten er på ca. 50 kr/kg TP.

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som er beregnet for alle tiltaksscenariene. Denne er beregnet i forhold til faktisk drift 2016, og var lav, maksimalt 2%. Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen i verste fall være redusert matproduksjon. De tallene som er brukt til å beregne dette er så generelle at usikkerheten blir høy – det er ikke slik at alle disse tiltakene vil medføre avlingsnedgang overalt, tvert imot kan man også oppnå det motsatte, avhengig av jordsmonn, værforholdene de enkelte år og dyrkingsteknikk. Der korn erstattes med grasdekt kantsoner, er det imidlertid klart at matproduksjonen blir lavere, men arealet er lite og beregnet avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift 2016, er på bare 1%.

Tabell 13.5. Gårdbrukernes totale kostnader ved ulike tiltaksscenarier sammenliknet med høstpløying overalt, samt potensiell avlingsreduksjon sammenliknet med faktisk drift, summert for hele vannområdet. Tilskudd er ikke tatt med i betraktning. Kornareal = 62 440 daa.

Scenario	Kostnader (mill. kr/år)		Avlings-reduksjon (%)
	Kostnader (mill. kr/år)	Kostnader (kr/daa/år)	
SC1: Høstpløyd	0	0	-
SC2: Stubb 3-4	0	0	0
SC3: Stubb 2-4	0,2	4	0
SC4: Stubb 1-4	2,8	45	2
SC5: Stubb vd.nær	0,2	4	0
SC6: P-AL10	0	0	0
SC7: P-AL7	0	0	0
SC8: Kantsoner	0,1	1	1
SC9: Stubb 3-4, kantsone, P-AL7	0,1	1	1
SC10: Stubb 1-4, kantsone, P-AL7	2,8	45	2
SC11: Stubb vd.nær, kantsone, P-AL7	0,3	5	1
SC0: Faktisk 2016	1,3	21	-
SCD1: Grasdekt vannvei	0,1	2	-

13.6 Oppsummering av potensialet for å nå miljømål for fosfor

Basert på tiltakene som det er gjort beregninger for er det ingen av de to vannlokalitetene i vannområde Glomma som har over middels potensiale for å nå miljømålet for fosfor (tabell 13.4).

Det er lavt-middels potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Gjesåssjøen med tiltakspakkene som det er gjort beregninger for.

Det er lavt potensial for å oppnå miljømålet for fosfor i Tørråssjøen.

For vannlokaliteter som har mindre enn middels potensial for å nå miljømål for fosfor med tiltakene som er inkludert her kan en vurdere andre aktuelle tiltak i tillegg.

14 Konklusjon/sammendrag

Et stort datamateriale er samlet inn og det er gjennomført mange former for beregninger for store deler av vannregion Glomma, for å belyse vannkvalitet og tiltak mot fosforavrenning, med hovedfokus på jordbruksareal. Følgende vannområder er inkludert: Haldenvassdraget med Enningdalselva, Glomma sør for Øyeren, Vansjø-Hobølvassdraget (Morsa), Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA), Indre Oslofjord vest, Leira-Nitelva, Øyeren, Hurdalsvassdraget/ Vorma og deler av vannområdene Mjøsa og Glomma.

Det er gjort beregninger av kilderegnskap og effekter av jordbrukstiltak for til sammen 171 tiltaksområder innenfor disse vannområdene. Kilderegnskapet omfatter fosfortilførsler fra jordbruksareal (fulldyrka, overflatedyrka og beite), utmark (skog, myr, åpen fastmark), deponisjon på vannflater, samferdsel og bebyggelse, og kommunalt og privat avløp. Førstnevnte beregnes i den empiriske modellen Agricat2 supplert med en enkel, nedbørfeltbasert modell for beregning av jord- og fosfortap grunnet drågerosjon. Som utgangspunkt for beregningen antas det at drift (jordarbeiding, vekst) slik den var i 2016 er representativt. Tall for fosfortilførsel fra avløp er samlet inn fra vannområdeledere, eller basert på data fra WEBgis avløp. Fosfortilførsler fra de andre kildene er beregnet vha. arealressurskart og koeffisienter. Det er brukt koeffisienter for å beregne andel biotilgjengelig fosfor. Kilderegnskapet viser stor variasjon mellom tiltaksområder i hvordan fosfortapet fordeles på ulike kilder, men i grove trekk dominerer tilførsler fra jordbruksareal. I en del tiltaksområder dominerer inidlertid tilførsler fra avløp. I et fåtall andre tiltaksområder dominerer tilførsler fra de andre kildene dersom det er mye skog/utmark. Der jordbruk utgjør en stor andel av total fosfortilførsel, er tilførsel av biotilgjengelig fosfor beregnet til å være høyere fra jordbruksareal enn fra avløp. Der avløp utgjør et betydelig bidrag til kilderegnskapet, dominerer biotilgjengelig fosfor fra avløp.

Med Agricat2 og drågerosjonsmodellen er det også beregnet effekter av mange ulike tiltaksscenarier: ingen jordarbeiding om høsten, grasdekte kantsoner, redusert fosforstatus i jord, grasdekte vannveier og kombinasjoner av alle disse tiltakene. Tiltakseffektene varierer mellom tiltaksområdene, et resultat av at effekten av enkelte tiltak er en funksjon av erosjonsrisikoen (effekt øker med økende risiko) og også kommer an på hvor mye tiltak som var gjennomført allerede (jf. faktisk drift 2016), og hva registrert fosforstatus i jord var i utgangspunktet. Den mest effektive tiltakskombinasjonen ga i snitt ca. 50% reduksjon i fosfortap sammenliknet med faktisk drift 2016.

I vanddirektivsarbeidet er det fastsatt miljømål for fosfor og beregnet gjennomsnittlig målt fosforkonsentrasjon og avlastningsbehov for til sammen 142 vannlokaliteter, hvorav 37 innsjøer og resten elver eller bekker. Prøvetakingsfrekvensen gjennom året var lav i mange vannlokaliteter, og en del vannlokaliteter hadde få år med målinger av fosfor, og stort sett ble kun vannlokaliteter med tilfredsstillende kvalitet tatt med i analysen. Mht. elvevannlokaliteter ble det gjort unntak der det var svært få eller ingen vannlokaliteter med tilfredsstillende kvalitet, dvs. i VO Hurdalsvassdraget/Vorma, VO Glomma sør for Øyeren og VO Indre Oslofjord vest, slik at analysene her stort sett er basert på data av relativt dårlig kvalitet mht. prøvetakingsfrekvens/antall år med data.

Analysene tyder på at et flertall av de undersøkte vannlokalitetene har målte gjennomsnittsnivåer av totalfosfor som overskrider miljømålet for fosfor, dette gjelder både elver/bekker og innsjøer, og for elver/bekker er det både snakk om såkalte leirvassdrag og vassdrag med mindre/ingen utbredelse av marine leiravsetninger. Det er gjort et utvalg av vannlokaliteter basert på kvalitetsklasser beskrevet i avsnitt 2.2. For de utvalgte vannlokalitetene er det gjort en analyse av potensialet for å nå miljømålet for fosfor gjennom definerte tiltak i jordbrukssektoren (samme tiltak som nevnt over) og avløpssektoren. Opptil flere av vannlokalitetene har ifølge disse beregningene middels til høyt potensiale for å nå miljømålet for fosfor med definerte tiltak, noen også høyt til svært høyt potensiale, men det er også mange som har lavt eller lavt til middels potensiale, der tiltakskombinasjonen med

høyest effekt ikke er tilstrekkelig og derfor bør suppleres med andre tiltak. De tiltakene som det er kvantifisert effekter av og som er brukt i tiltaksanalysen er bare et utvalg blant mange mulige, og andre tiltak som ikke lar seg kvantifisere i samme grad, er omtalt på mer generelt grunnlag. Flere av vannlokalitetene kan ha tilførsler av fosfor fra andre kilder enn kun jordbruk og avløp, og er det problemer med å nå miljømålet for fosfor, må man forsøke å gjøre noe med også disse kildene. Selv om oppdaterte verdier for miljømål for fosfor i leirvassdrag, publisert i 2018, er brukt i analysen, er det fortsatt usikkert om disse miljømålene for fosfor tar nok høyde for naturlig erosjon og fosfortap fra skog og utmark, der erosjon i elve- og bekkeløp kan spille en viktig rolle.

For hvert vannområde er muligheten for å nå miljømålet for fosfor i utvalgte vannlokaliteter i de enkelte vannområdene presentert på slutten av hvert kapittel om vannområdet.

På vannområdeskala er det i tillegg beregnet kostnader for gårdbrukerne ved ulike jordbrukstiltak, kostnadseffektivitet av noen tiltaksscenarier, og mulige effekter på avling/matproduksjon. Kostnadene er høyest ved å legge om store arealer til ingen jordarbeiding om høsten, mens grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier kommer ut med lave kostnader. Kostnadseffektiviteten er beregnet til å være høy for grasdekte vannveier, 30-500 kr/kg reduksjon i fosfortap. Kostnadseffektiviteten av å legge om til ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal er beregnet til å være lavere, 600-3000 kr/kg TP. Tilskudd er ikke medregnet, så kostnadene er i praksis lavere og kostnadseffektiviteten høyere. Grasdekte kantsoner og fangdammer forventes generelt å ha noe lavere kostnadseffektivitet enn jordarbeidingstiltak, men kan i tillegg gi positive tilleggseffekter som f.eks biologisk mangfold. Å redusere fosforinnholdet i jorda betyr i praksis å gjødsle mindre eller å ikke gjødsle i det hele tatt, og evt. kostnad forbundet med dette er bruk av annen, mer kostbar gjødsel. Kostnadseffektiviteten øker sammenliknet for jordarbeidingstiltak om man kombinerer dette med andre tiltak.

Med de forutsetningene som er brukt ved beregninger i dette prosjektet, kan de ulike tiltaksscenariene forventes å medføre noe avlingsnedgang, og omlegging fra høstpløying til ingen jordarbeiding om høsten, særlig dersom høstkorn erstattes med vårkorn, synes å gi større avlingsreduksjon enn å legge om fra korn til grasdekt kantsoner, ettersom dette normalt berører et mindre areal.

All denne informasjonen, sammen med lokal kunnskap om kilder og prosesser, kan brukes til å vurdere hvilke tiltak som skal gjennomføres hvor, og i hvilket omfang. Usikkerhetene i tallmaterialet er mange og til dels store, og alle tall må brukes med fornuft, og noen ganger med skjønn.

Litteraturreferanser

- Aronsson, 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.
- Bechmann, M., Kværnø, S.H., Grønsten, H., 2012. Effekt av jordarbeiding på fosfortap. *Bioforsk TEMA* n3. 3, april 2012. 4 s. ISBN-13 nummer: 978-82-17-00898-9. ISSN nummer: ISSN 0809-8654.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Haande, S., Poverud, L.M. 2016. Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. *NIBIO Report* 2(115).
- Bøe, F., Bechmann, M., Øgaard, A.F., Sturite, I., Brandsæter, L.O., 2019. Miljø- og klimaeffekter av fangvekster. *NIBIO POP*. 2019, 5 (12).
- Blankenberg, A.-G. B.; Skarbøvik, E.; Kværnø, S. 2017. Effekt av kantsoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. *NIBIO Rapp.* 3(14) 2017. 76 s.
- Borch, H., Kværnø, S.H., Bechmann, M., 2014. Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder. *Dokumentasjon av modellen Agricat. Bioforsk Rapport* 9(38), 36 s.
- Brod, E., Bechmann, M. og Øgaard, A.F. 2017. Løst fosfat i jordbruksavrenning – forskjell mellom driftssystemer. *Vann* 52(1): 47-56.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2009. *Veileder 02: 2009 – Overvåking av miljøtilstand i vann.* 119 s.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018. *Veileder 2:2018 – Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* 220 s.
- Haraldsen, T.K., 1998. Avrenning og tap av næringsstoffer på Skjetlein 1990-1997. *Jordforsk-rapport* 25/98. 19 s.
- Hauge, A., Blankenberg, A.-G.B., Hanserud, O.S., 2008. Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL. *Bioforsk-rapport* 140/2008. 43 s.
- Kladivko, E.J., J.R. Frankenberger, D.B. Jaynes, D.W. Meek, B.J. Jenkinson, and N.R. Fausey. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *J. Environ. Qual.* 33:1803-1813.
- Kristoffersen, A. Ø. og Øgaard, A.F. 2019. Fosforgjødsling bestemt av P-AL. *NIBIO bok* 5(1) 131-135.
- Kværnø, S. og Bechmann, M. 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. *Bioforsk rapport* 5/30.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014a. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. *Bioforsk rapport* 9(37).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M., 2014b. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. *Dokumentasjon av modellen Agricat* 2. *Bioforsk rapport* nr. 9(108).
- Lundekvam, H., 1997. Spesialgranskinger av erosjon, avrenning, P-tap og N-tap i rutefelt og småfelt ved Institutt for jordog vannfag. *Jordforsk-rapport* 6/97. 69 s.
- Lundekvam, H., 2001. Oppsummering av resultat frå erosjonsfeltene ved IJVF for perioden 1994-2000. *Internt notat ved Institutt for Plante- og Miljøvitenskap.*

- Oskarsen, H., Haraldsen, T.K., Aastveit, A.H. & Myhr, K., 1996. The Kvithamar field lysimeter II. Pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10, 211-228.
- Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A.G.B., Kvakkestad, V., Kristoffersen, A.Ø., Veidal, A. 2013. Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Norge. NILF-rapport 2013-3. 105 s. ISBN 978-82-7077-866-9, ISSN 0805-9691.
- Selvik, J.R., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Skarbøvik, E., Bakken, T.H., 2017. Datagrunnlag for karakterisering av vannområder og planlegging av overvåking - tilførsel av næringssalter. Norsk institutt for vannforskning, RAPPORT L.NR. 7149-2017, 45 s. ISBN 978-82-577-6884-3.
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P., Bogen, J., Bønsnes, T.E. 2012. Impact of sampling frequency on mean concentrations and estimated loads of suspended sediment in a Norwegian river: Implications for water management. *Sci. Tot. Env.* 433: 462-471.
- Skarbøvik, E. og Blankenberg A.-G. B. 2014. Vurdering av kantsoner langs Lierelva oppstrøms Bjørkelangen (Vannområde Haldenvassdraget). Resultater fra undersøkelser i 2014. Bioforsk Rapport Vol. 9, nr. 179, 34 s.
- Solheim, A.L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H.O., Engebretsen, A., 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Norsk institutt for vannforskning, rapport 5708-2008. 79 s.
- Turtumøygard, S., Fjøsne, T.F., 2018. Tiltaksområder i vannområde Glomma og Grensevassdragene. NIBIO Rapport 4(8). 12 s. ISBN 978-82-17-02032-5, ISSN 2464-1162.
- Øgaard, A.F., Skarbøvik, E., Bechmann, M., Krogstad, T. 2012. Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning – kunnskapsstatus. *Vann* 47(3): 357-368.
- Øygarden, L., Kværner, J. & Jenssen, P.D., 1997. Soil erosion via preferential flow to drainage systems in clay soils. *Geoderma* 76, 65-86.
- Øygarden, L. 2000. Soil Erosion in Small Agricultural Catchments, South-Eastern Norway. Dr.Scient. Theses 2000:8, Agric. Univ. of Norway, Ås, Norway.
- Øygarden, L., Borch, H., Skarbøvik, E., Bechmann, M., Øgaard, A.F., 2010. Fornyet tiltaksanalyse for jordbrukstiltak i Morsa. Bioforsk-rapport 99/2010, 67 s. ISBN 978-82-17-00669-5.
- Øygarden, L., Bechmann, M., Veidal, A. 2018. Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket - En statusrapport og metode for samfunnsøkonomisk analyse. NIBIO RAPPORT 4(36). 43 s. ISBN 978-82-17-02065-3, ISSN 2464-1162.

Vedlegg 1: Beregning av jord- og fosfortap som følge av drågerosjon

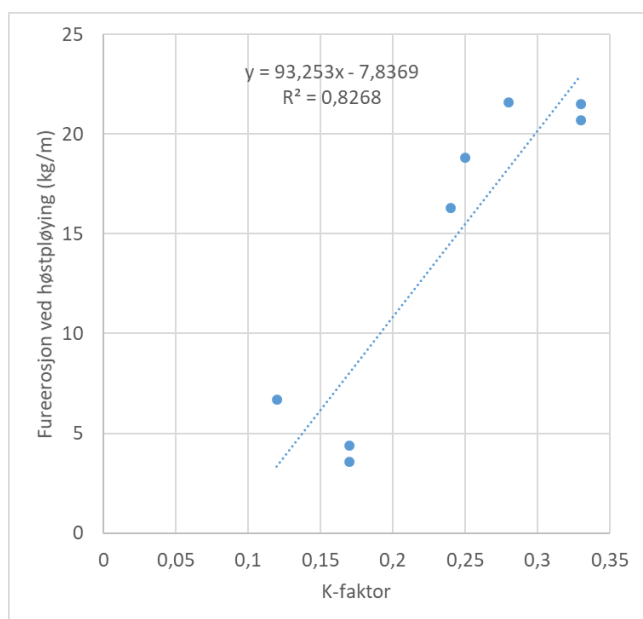
For utvalgte JOVA-felt (Volbu, Kolstad, Skuterud, Vasshaglona, Heia, Hotran), samt de mindre nedbørfeltene Holt og Vandsemb, ble det beregnet gjennomsnittlig risiko for flateerosjon ved høstpløying utfra det nye erosjonsrisikokartet. Agricat2 ble brukt til å beregne gjennomsnittlig risiko for flateerosjon ved faktisk drift, basert på prosentvis fordeling (gjennomsnitt over en lengre tidsperiode) av ulike kombinasjoner av jordarbeiding og vekst: gras, overvintring i stubb, høstharving, høstpløying med vårkorn og høstpløying med høstkorn (inkluderer også potet).

Det ble antatt at sedimentasjon og erosjon i bekkeløp er av samme størrelsesorden, og dermed utligner hverandre. Med dette som forutsetning, ble det videre antatt at differansen mellom jordtap målt i bekkestasjonene og beregnet flateerosjon ved faktisk drift tilsvarer fureerosjonen i feltene. Denne fureerosjonen ble så regnet om til antall kg jordtap per lengdemeter potensielle furer fra fureerosjonskartet. Det ble så antatt at fureerosjonen reduseres med 95% ved grasdekke og 50% ved overvintring i stubb, og at den ble økt med 50% på høstkorn og potetåker. Fureerosjon ved faktisk drift ble regnet om til fureerosjon ved høstpløying jf. arealfordeling i feltene.

Ettersom fureerosjonskart allerede hensyntar topografi og avrenningsmengde, ble fureerosjon ved høstpløying i feltene relatert til feltenes gjennomsnittlige eroderbarhet (K-faktor), og lineær regresjon ga en relativt god sammenheng.

Funksjonen over ble brukt til å beregne mengde fureerosjon ved høstpløying per lengdemeter furer i hvert nedbørfelt i vannområdene, og videre regnet om til å gjelde ved faktisk drift jf. koeffisientene nevnt over og arealfordelingen av drift i hvert nedbørfelt. Mengde fureerosjon i tonn og i kg/daa ble beregnet ved å multiplisere mengde fureerosjon per lengdemeter med antall lengdemeter furer fra fureerosjonskartet. Mengde fosfortap ble beregnet ved å multiplisere fureerosjonen med nedbørfeltens gjennomsnittlige fosforinnhold i jord, beregnet utfra resultatene fra Agricat2.

Effekten av grassdekt vannvei som filter for partikler fra det tilførende arealet er ikke tatt inn i beregningene. Dermed kan den samlede effekten av grassdekte vannveier være noe underestimert.



Figur V1.1. Beregnet mengde fureerosjon per lengdemeter furer, ved høstpløying, i et utvalg nedbørfelt, som funksjon av gjennomsnittlig eroderbarhet (K-faktor) i furene innenfor hvert nedbørfelt.

Vedlegg 2: Måledata for vannlokaliteter i elver og innsjøer

Tabell V2.1. Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler (mg SS/L) i utvalgte elvavannlokaliteter i vannregion Glomma. Kvalitet indikerer prøvetakingsfrekvensen (A – minimum 9 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år; B – 6-8 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år). Tiltaksområde indikerer hvilket tiltaksområde koordinatene for vannlokaliteten ligger innenfor.

Tiltaks- område	Vannlokalitet	SS (mg/L)	Kvalitet
Halden1	Finstadbekken	45	A
Halden1	Lierelva, innløp Bjørkelangen	22	A
Halden2	Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva	20	A
Halden3	Hafsteinselva (Korselva)	25	A
Halden5	Skirfossen (fylkesgrensen)	9	A
Halden6	Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08	3	A
Halden7	Remmenbekken	23	A
Halden7	Tista, utløp Femsjøen (FEMU)	3	A
Halden7	Unnebergbekken	21	A
Halden8	Enningdalselva (ENI 1)	3	A
GS17	Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)	31	A
GS24	Bekk fra Brunsby og ned til Glomma	9	B
GS24	Brusemyrbekken	25	B
GS24	Glomma ved Sarpsfoss	10	A
GS24	Kalabekken	15	B
GS24	Sarpsborg kommune St 3	8	B
GS24	Skogveien, bekk bak Rich bar	21	B
GS30	Agnaltbekken (Kollerødbekken) fra Øst	17	B
GS30	Skaugebekken (Kollerødbekken) fra Nord	23	B
GS31	Ringstadbekken (RI01)	113	B
GS32	Ingedalsbekken	55	B
GS33	Grimsøybekken (Bjønnengbekken)	10	B
GS34	Bossumbekken (BO01)	19	B
GS35	Slevikbekken (SL02)	16	B
GS36	Guslundbekken	14	B
GS36	Sarpsborg kommune St 1	27	B
GS37	Fjelle/Dalebekken (FJ01)	9	B
GS38	Skjebergbekken (SKJE1)	29	B
GS39	Oldenborgbekken (OL01)	19	B
GS40	Kallerødbekken (KA03)	13	B
GS41	Gretnesbekken (GE01)	35	B
GS42b	Torpebekken (TO14)	49	B
GS42b	Veumbekken (VE01)	26	B
GS45	Brandstorpbekken	17	B
GS45	Hunnebekken (HU01)	15	B
GS47	Hornnesbekken	11	B
GS51	Skjørenbekken før fangdam	17	B
GS9	Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3	39	A

Tiltaks- område	Vannlokalitet	SS (mg/L)	Kvalitet
GS9a	Isesjøen (ISE2)	5	B
GS9a	Tveterbekken	7	B
GS9a	Øbybekken	12	B
Morsa10	Mosseelva oppstrøms Mossefossen (VANU)	6	A
Morsa11	Såna (Hølenelva), HOLN	62	A
Morsa14	Heiabekken ovenfor jernbane	37	A
Morsa3	Kråkstadelva (KRÅ)	83	A
Morsa4	Hobøelva ved Kure (HOBK)	38	A
Morsa5	Veidalselva (VEI)	55	A
Morsa6	Mørkelva (MØR)	38	A
Morsa7	Svinna (SVIN)	32	A
Morsa7	Svinna (SVIU)	15	A
Morsa9	Augerødbekken (AUG)	29	B
Morsa9	Guthusbekken (GUT)	20	A
Morsa9	Huggenesbekken (HUG)	32	B
Morsa9	Sperrebottenbekken (SPE)	20	B
PURA15	Skuterudbekken (SKU 1)	79	A
PURA15	Skuterudbekken, fangdam	149	A
lov2	Askerelva, ASK 2	3	A
lov2	Neselva, NES 2	6	A
Leira1	Mikkelsbekken MIK	27	A
Leira10	Haga Tveia T1	299	A
Leira10	Måsabekken nedstrøms rensepark MÅS3	4	A
Leira10	Måsabekken oppstrøms rensepark MÅS2	12	A
Leira11	Kringlerdalen Leira L9	5	A
Leira12	Leira ved Borgen bru (L5)	88	A
Leira12	Stilla STI	11	B
Leira13	Ulvedalsbekken ULV	64	A
Leira14	Bølerbekken BØL	121	B
Leira14	Frogner Leira L4	99	A
Leira15	Leira ved Kråkfossen (L2)	43	A
Leira2	Jeksla ved Haugli, J14	80	A
Leira3	Gjermåa øvre GJÅ	1	A
Leira5	Gjermåa ved Hekseberg, L11	51	B
Leira9	Songa SOG	126	A
Nitelva1	Rud Nitelva N8 (PA6)	6	A
Nitelva1	Svellet ØY6	76	A
Nitelva3	Nitelva ved Kongsvang (N1)	1	B
Nitelva4	Nitelva ved Møllerdammen (N4)	3	A
Nitelva5	Ellingsrudelva hovedmålestasjon	16	A
Nitelva5	Sagelva ved Skjetten bro (F3)	11	A
Nitelva6	Kjellerholen Nitelva N6	19	A
Nitelva6	Nitelva ved Slattum (N5)	6	A
Oyeren1	Sandsåa oppstrøms Sand gård biologistasjon - BES4	59	B
Oyeren10	Bekk nedstrøms Flateby RA (FLA3b)	8	B
Oyeren10	Bekk ved Flateby bruk/båthavn - FLA1b	16	B

Tiltaks- område	Vannlokalitet	SS (mg/L)	Kvalitet
Oyeren11	Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1	33	A
Oyeren11	Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1	131	A
Oyeren11	Rømua ved Kauserud mølle - RØM2	32	A
Oyeren11	Rømua ved Lørenfallet - RØM1	87	A
Oyeren11	Horsla ved Inngjerd bru - HOR1	26	A
Oyeren13	Sagstuåa nedstrøms bru ved Seterstøvegen nedre del biologistasjon - S2	33	B
Oyeren14	Mørdrebekken	333	A
Oyeren15	Smalelva ved utløp (SMAL1)	75	A
Oyeren17	Hebergsbekken - MÅR1	14	B
Oyeren19	Bekk nedstrøms Flateby RA - FLA3b	12	B
Oyeren19	Hvalsbekken / Gransbekken - HVAL	8	B
Oyeren2	Trøgstad kommune St 11 / Raknerudbekken - BØT4	56	B
Oyeren20	Fossåa ved Haglund bru – ÅA1	22	A
Oyeren20	Kauserudåa - ÅA4	14	B
Oyeren20	Storåa - Åa3	17	B
Oyeren3	Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1	13	A
Oyeren3	Dælibekken ved utløp - BEBØ2	29	B
Oyeren5	Dyståa (Dy)	10	B
Oyeren6	Trøgstad kommune St 1 / Dammerudbekken ved Gillingsrud - BØT3	18	B
Hurdal1	Andelva ved Bårlidalen	2	B
Hurdal10	Nessa nedstrøms Nesfossen (Ne1)	10	B
Hurdal12	Bekk ved Måevja	18	B
Hurdal14	Bekk i Eidsvoll sentrum	22	B
Hurdal15	Løykjebekken (Løykj)	13	B
Hurdal2	Bekk ved Fosserud	13	B
Hurdal4	Bekk ved Dokknes	27	B
Hurdal8	Hæra ved Østli (HÆR 1)	3	B
Hurdal9	Ilebekken ved Gullhaug	18	B

Tabell V2.2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av totalfosfor ($\mu\text{g TP/L}$) i utvalgte elvavannlokaliteter i vannregion Glomma. Kvalitet indikerer prøvetakingsfrekvensen (A – minimum 9 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år; B – 6-8 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år). Tiltaksområde indikerer hvilket tiltaksområde koordinatene for vannlokaliteten ligger innenfor.

Tiltaks- område	Vannlokalitet	TP ($\mu\text{g/L}$)	Kvalitet
Halden1	Finstadbekken	96	A
Halden1	Lierelva, innløp Bjørkelangen	55	A
Halden2	Hølandselva ved Ydernes etter samløp Korselva	64	A
Halden3	Hafsteinselva (Korselva)	42	A
Halden5	Skirfossen (fylkesgrensen)*	33	A
Halden6	Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08*	24	A
Halden7	Remmenbekken	152	A
Halden7	Tista, utløp Femsjøen (FEMU)	16	A
Halden7	Unnebergbekken	100	A
Halden8	Enningdalselva (ENI 1)	15	A

Tiltaks- område	Vannlokalitet	TP (mg/L)	Kvalitet
GS17	Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)	82	A
GS22	Finsrudvannet, FIN*	13	B
GS24	Bekk fra Brunsby og ned til Glomma	118	B
GS24	Brusemyrbekken	608	B
GS24	Glomma ved Sarpsfoss	17	A
GS24	Kalabekken	407	B
GS24	Sarpsborg kommune St 3	31	B
GS24	Skogveien, bekk bak Rich bar	158	B
GS30	Agnaltbekken (Kollerødbekken) fra Øst	64	B
GS30	Skaugebekken (Kollerødbekken) fra Nord	113	B
GS31	Ringstadbekken (RI01)	218	B
GS32	Ingedalsbekken	151	B
GS33	Grimsøybekken (Bjønnengbekken)	353	B
GS34	Bossumbekken (BO01)	121	B
GS35	Slevikbekken (SL02)	138	B
GS36	Guslundbekken	90	B
GS36	Sarpsborg kommune St 1	99	B
GS37	Fjelle/Dalebekken (FJ01)	56	B
GS38	Skjebergbekken (SKJE1)	188	B
GS39	Oldenborgbekken (OL01)	157	B
GS40	Kallerødbekken (KA03)	69	B
GS41	Gretnesbekken (GE01)	126	B
GS42b	Torpebekken (TO14)	187	B
GS42b	Veumbekken (VE01)	160	B
GS45	Brandstorpbekken	177	B
GS45	Hunnebekken (HU01)	72	B
GS45	Hunnselva, utløp	21	A
GS47	Hornnesbekken	84	B
GS51	Skjørenbekken før fangdam	80	B
GS9	Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3	105	A
GS9a	Isesjøen (ISE2)*	22	B
GS9a	Tveterbekken	32	B
GS9a	Øbybekken	47	B
Morsa3	Kråkstadelva (KRÅ)	133	A
Morsa3	Kråkstadelva, KRB 2 (KRØV)	66	A
Morsa4	Bergerbekken BER 1	62	B
Morsa4	Hobølelva ved Kure (HOBK)	73	A
Morsa5	Veidalselva (VEI)	92	A
Morsa6	Mørkelva (MØR)	46	A
Morsa7	Svinna (SVIN)	67	A
Morsa7	Svinna (SVIU)	45	A
Morsa9	Augerødbekken (AUG)	74	B
Morsa9	Guthusbekken (GUT)	71	A
Morsa9	Huggenesbekken (HUG)	127	B
Morsa9	Sperrebotnenbekken (SPE)	71	B
Morsa9	Spydevollbekken (Tverråa) ved Spydevollveien	59	B

Tiltaks- område	Vannlokalitet	TP (µg/L)	Kvalitet
Morsa10	Mosseelva oppstrøms Mossefossen (VANU)	29	A
Morsa11	Kroerbekken. KRO 2	71	B
Morsa11	Såna (Hølenelva), HOLN	129	A
Morsa14	Heiabekken ovenfor jernbane	451	A
PURA2	Fåleslora (FÅL 1)	28	A
PURA2	Gjersjøen*	16	B
PURA4	Greverudbekken GRE 1	47	A
PURA5	Tussebekken, TUS 1	24	A
PURA5	Tussetjernet TUS (St. 1)*	25	B
PURA6	Dalsbekken DAL 1	53	A
PURA7	Midtsjøvannet MID*	48	B
PURA8	Nærevannet*	48	B
PURA9	Bekkenstensbekken BEK	32	A
PURA9	Delingsdalsbekken DEL1	18	A
PURA1	Gjersjøelva GJE 1	17	A
PURA11	Fålebekken FÅB 1	25	A
PURA11	Kaksrudbekken KAK	37	A
PURA12	Pollevann POL*	13	B
PURA13	Årungenelva, ÅRU 1	57	A
PURA14	Brønnerudbekken BRØ 1	69	A
PURA14	Bølstadbekken BØL 1	76	A
PURA14	Norderåsbekken NOR 1	115	A
PURA14	Smebølbekken SME 1	76	A
PURA14	Storgrava, STO 1	103	A
PURA14	Vollebekken VOL 1	119	A
PURA15	Skuterudbekken (SKU 1)	158	A
PURA15	Skuterudbekken, fangdam	353	A
PURA15	Østensjøbekken ØST 1	101	A
PURA15	Østensjøvannet, AKEIHO01*	84	B
PURA16	Bonnbekken	46	A
PURA18	Dalsbekken, DAB 1	34	A
PURA18	Hasla nederst, HAS 1	61	A
PURA18	Skoklefallbekken SKO 1	40	A
PURA18	Torvet bekken TOR 1	84	A
lov2	Askerelva, ASK 2	25	A
lov2	Askerelva, ASK 3A	19	B
lov2	Askerelva, ASK 3C	17	B
lov2	Askerelva, ASK 4	14	B
lov2	Bondivannet, BON*	18	B
lov2	Drengsrudbekken, DRE 1	21	B
lov2	Drengsrudbekken, DRE 2	22	B
lov2	Frydendalsbekken, FRY 1	42	B
lov2	Hukenbekken, HUK 1	19	B
lov2	Hukenbekken, HUK 2	18	B
lov2	Neselva, NES 1	29	B
lov2	Neselva, NES 2	25	A

Tiltaks- område	Vannlokalitet	TP (µg/L)	Kvalitet
lov2	Neselva, NES 3	14	B
lov3	Skithegga, SKI	39	B
lov4	Åroselva, ÅRO 3B	14	B
Leira1	Mikkelsbekken MIK	47	A
Leira2	Jeksla ved Haugli, J14	116	A
Leira2	Julsrudåa/Stensbyelva ved Berger (Ste 2)	22	B
Leira3	Gjermåa øvre GJÅ	7	A
Leira5	Gjermåa ved Hekseberg, L11	73	B
Leira9	Songa SOG	104	A
Leira10	Haga Tveia T1	264	A
Leira10	Måsabekken nedstrøms rensepark MÅS3*	14	A
Leira10	Måsabekken oppstrøms rensepark MÅS2	32	A
Leira11	Kringlerdalen Leira L9	11	A
Leira12	Leira ved Borgen bru (L5)	110	A
Leira12	Stilla STI*	65	B
Leira13	Ulvedalsbekken ULV	98	A
Leira14	Bølerbekken BØL	148	B
Leira14	Frogner Leira L4	111	A
Leira14	Frognerbekken, Hovedmålestasjon FRO 5	54	A
Leira15	Leira ved Kråkfossen (L2)	44	A
Nitelva1	Rud Nitelva N8 (PA6)	26	A
Nitelva1	Svellet ØY6*	104	A
Nitelva3	Nitelva ved Kongsvang (N1)	4	B
Nitelva4	Nitelva ved Møllerdammen (N4)	12	A
Nitelva5	Ellingsrudelva hovedmålestasjon	33	A
Nitelva5	Sagelva ved Skjetten bro (F3)	47	A
Nitelva6	Kjellerholen Nitelva N6	37	A
Nitelva6	Nitelva ved Slattum (N5)	21	A
Hurdal1	Andelva ved Bårlidalen	23	B
Hurdal2	Bekk ved Fosserud	77	B
Hurdal3	Brådalsbekken (Vo-S-Brå)	66	B
Hurdal4	Bekk ved Dokknes	54	B
Hurdal6	Bjørtomtbecken (Elstad-Bjø3)	31	B
Hurdal7	Jøndalsåa ved utløp i Vorma (Hs 2)	29	B
Hurdal8	Hæra ved Østli (HÆR 1)	29	B
Hurdal9	Ilebekken ved Gullhaug	52	B
Hurdal10	Nessa nedstrøms Nesfossen (Ne1)	47	B
Hurdal11	Gudmundsbekken (Risa 2)	23	B
Hurdal11	Risa ved Haga (Risa-Ha)	27	B
Hurdal12	Bekk ved Måevja	44	B
Hurdal14	Bekk i Eidsvoll sentrum	77	B
Hurdal15	Løykjebekken (Løykj)	42	B
Hurdal16	Hurdalselva, nederst	10	B
Oyeren1	Sandsåa oppstrøms Sand gård biologistasjon - BES4	113	B
Oyeren2	Trøgstad kommune St 11 / Raknerudbekken - BØT4	132	B
Oyeren3	Børterelva oppstrøms utløp ved Elverk - BRT1 / BØR1	52	A

Tiltaks- område	Vannlokalitet	TP (µg/L)	Kvalitet
Oyeren5	Dyståa (Dy)	62	B
Oyeren5	Dælibekken ved utløp - BEBØ2	94	B
Oyeren6	Trøgstad kommune St 1 / Dammerudbekken ved Gillingsrud - BØT3	154	B
Oyeren10	Bekk nedstrøms Flateby RA (FLA3b)	147	B
Oyeren10	Bekk ved Flateby bruk/båthavn - FLA1b	42	B
Oyeren11	Sulta ved Åmotvegen bru – SUL1	110	A
Oyeren11	Hynnabekken ved utløp nord for Sagen - HYN1	182	A
Oyeren11	Rømua ved Kauserud mølle - RØM2	78	A
Oyeren11	Rømua ved Lørenfallet - RØM1	181	A
Oyeren11	Horsla ved Inngjerd bru - HOR1	52	A
Oyeren13	Sagstuåa nedstrøms bru ved Seterstøvegen nedre del biologistasjon - S2	336	B
Oyeren14	Mørdrebekken	783	A
Oyeren15	Smalelva ved utløp (SMAL1)	147	A
Oyeren17	Hebergsbekken - MÅR1	94	B
Oyeren19	Bekk nedstrøms Flateby RA - FLA3b	43	B
Oyeren19	Hvalsbekken / Gransbekken - HVAL	30	B
Oyeren20	Fossåa ved Haglund bru – ÅA1	62	A
Oyeren20	Kauserudåa - ÅA4	45	B
Oyeren20	Storåa - Åa3	63	B
Mjosa7	Gausa, utløp Lågen	23	A
Mjosa9	Lena, utløp Mjøsa	25	A
Mjosa15	Flagstadelva	25	A
Mjosa15	Nybubekken, nedstrøms doserer	11	A
Mjosa16	Svartelva, utløp Mjøsa	32	A

*Elv/innsjø-punkt

Tabell V2.3. Gjennomsnittlig konsentrasjon av totalfosfor (µg TP/L) i utvalgte innsjøvannlokaliteter i vannregion Glomma. Kvalitet indikerer prøvetakingsfrekvensen (A – minimum 9 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år; B – 6-8 måneder med prøver hvert år i minimum 3 år; C – alle andre). Tiltaksområde indikerer hvilket tiltaksområde koordinatene for vannlokaliteten ligger innenfor.

Tiltaksområde	Vannlokalitet	TP (µg/L)	Kvalitet
Halden1	Bjørkelangen (BJØ1)	31.8	C
Halden3	Øgderen (Hemnessjøen), ØGD1	21.4	C
Halden4	Skulerudsjøen	24.2	C
Halden5	Rødenessjøen (RØD1)	30.4	C
Halden5	Skirfossen (fylkesgrensen)	33.1	A
Halden6	Bunessjøen v/ odde	17.6	C
Halden6	Ørjeelva ved Ørje Brug, 15_08	24.2	A
GS1a	Spydeberg kommune st KUL1	56	C
GS9a	Isesjøen (ISE1)	21	C
GS9a	Isesjøen (ISE2)	22	B
GS12a	Lundebytjern (LUN1)	27	B
GS22	Ertevannet	38	B
GS23	Skjeklesjøen	21	C
GS27a	Rokkevatnet	27	C

Tiltaksområde	Vannlokalitet	TP (mg/L)	Kvalitet
GS42a	Skinnerflo (SK11)	46	B
GS51	Tunevannet (TUN1)	39	B
GS51	Tunevannet Nord	30	C
Morsa1	Bråtevann BRT	10.3	C
Morsa1	Sværsvann	12.1	C
Morsa1	Sværsvann SVV	12.6	C
Morsa1	Sætertjern STE	10.3	C
Morsa2	Mjær, utløp	24.5	C
Morsa7	Sæbyvannet	38.8	B
Morsa8	Vansjø, Storefjorden (VAN1)	21.2	B
Morsa9	Vansjø, Grepperødfjorden (VAN3)	30.9	C
Morsa9	Vansjø, Sundet (VAN 5)	24.5	B
Morsa9	Vansjø, Vanemfjorden (VAN2)	22.9	B
PURA3	Kolbotntjernet	51.8	B
PURA5	Tussetjern, St2	23.0	C
PURA5	Tussetjernet TUS (St. 1)	25.1	B
PURA7	Midtsjøvannet MID	47.9	B
PURA8	Nærevannet	47.8	B
PURA12	Pollevann POL	12.7	B
PURA13	Årungen utløp	60.5	C
PURA14	Årungen	40.7	B
PURA15	Østensjøvannet, AKEIHO01	84.2	B
PURA15	Østensjøvatnet utløp	110.2	C
lov2	Bondivannet, BON	18.5	B
lov2	Bondivannet, utløp	18.6	C
lov2	Oppsjø	9.5	C
Leira10	Nordbytjernet	61.2	C
Leira12	Stilla STI	65.0	B
Nitelva1	Svellet ØY6	103.7	A
Oyeren1	Fossumbekken ved utløp Fossumvika	37.0	C
Oyeren2	Trøgstad kommune St 8	87.0	C
Oyeren15	Trøgstad kommune St 23	33.3	C
Oyeren19	Heia	21.9	C
Hurdal6	Hersjøen	20.2	C
Hurdal6	Hersjøen, utløp	27.1	C
Hurdal11	Aurtjern	14.0	C
Hurdal16	Hersjøen	4.0	C
Hurdal16	Hersjøen, utløp	5.6	C
Mjosa1	Næra midt	12.4	C
Mjosa1	Næra nord	8.4	C
Mjosa1	Næra sør	10.3	C
Mjosa5	Helsettjern	12.6	C
Mjosa5	Kauserudtjernet	30.4	C
Mjosa5	Nordtjern	12.7	C
Mjosa5	Sillongen	15.5	C
Mjosa5	Slomma	14.6	C
Mjosa5	Steffensrudtjern	20.3	C

Tiltaksområde	Vannlokalitet	TP (mg/L)	Kvalitet
Glomma3	Gjesåssjøen	23.9	C
Glomma3	Tørråssjøen	81.5	C

Vedlegg 3: Tiltakseffekter beregnet i Agricat2

Tabell V3.1. Jordtap (SS) og fosfortap (TP) beregnet i Agricat2, ved faktisk drift 2016.

Tiltaksområde	Areal dyrka mark (daa)	SS (tonn)	TP (kg)
Halden1	37817	2134	3545
Halden2	19098	1282	2122
Halden3	25560	1837	3191
Halden4	7912	392	657
Halden5	21487	1414	2434
Halden6	35551	1721	2972
Halden7	22518	1690	2244
Halden8	10845	653	888
GS10	7343	1415	2054
GS11	23482	1800	3171
GS12a	1944	101	173
GS12b	983	49	89
GS13	23159	3060	4461
GS14	11190	1265	1995
GS15	9572	1986	2822
GS16	22841	2717	3994
GS17	48634	5718	8874
GS18	1470	44	89
GS19	6098	502	847
GS1a	1324	154	207
GS1b	6733	1067	1503
GS2	3529	460	710
GS20	17590	1773	2998
GS21	2230	147	261
GS22	9484	526	998
GS23	2429	128	240
GS24	15982	1368	2217
GS25	4108	342	538
GS26	729	22	40
GS27a	3680	112	185
GS27b	1915	46	100
GS28	1446	61	96
GS3	5677	663	1008
GS30	11222	1203	1897
GS31	7264	873	1307
GS32	7737	489	787
GS33	2691	137	236
GS34	7590	441	738
GS35	462	33	42
GS36	3219	165	300
GS37	1044	102	149
GS38	10864	1107	1912

Tabell V3.1. forts.

Tiltaksområde	Areal dyrka mark (daa)	SS (tonn)	TP (kg)
GS39	6636	459	814
GS4	3412	644	877
GS40	1959	102	167
GS41	15595	1414	2430
GS42a	17219	1678	2851
GS42b	18699	1594	2737
GS43	8214	394	610
GS44	3299	41	92
GS45	4389	319	533
GS46	5698	430	731
GS47	6683	466	772
GS5	1973	350	495
GS50	1746	58	122
GS51	703	34	55
GS6	4207	1013	1437
GS7	546	149	192
GS8	30733	5478	7681
GS9	23818	3075	4572
GS9a	2699	166	281
GS9b	10810	1167	1668
Morsa1	2186	111	195
Morsa10	535	44	88
Morsa11	42768	5970	9360
Morsa12	3757	79	165
Morsa13	17589	1854	3068
Morsa14	37308	1701	3418
Morsa15	2154	290	430
Morsa2	4272	233	388
Morsa3	22103	1915	3292
Morsa4	34172	3307	5275
Morsa5	4213	295	531
Morsa6	4849	551	852
Morsa7	11512	747	1353
Morsa8	4316	175	327
Morsa9	11287	445	906
PURA11	2094	142	254
PURA12	89	12	19
PURA13	220	39	57
PURA14	18216	1990	3295
PURA15	5631	552	915
PURA16	1587	130	241
PURA17	67	6	7
PURA18	4479	355	574
PURA2	1464	196	303
PURA4	304	16	30
PURA5	956	52	95

Tabell V3.1. forts.

Tiltaksområde	Areal dyrka mark (daa)	SS (tonn)	TP (kg)
PURA6	3601	262	422
PURA7	2204	114	209
PURA8	1714	106	197
PURA9	738	52	87
IOV1	7438	935	1459
IOV2	5151	334	585
IOV3	4353	1133	1678
IOV4	7377	1473	2309
IOV5	9155	961	1464
Leira1	4090	702	1090
Leira10	7501	688	1066
Leira11	34854	3507	5649
Leira12	10346	1118	1709
Leira13	2406	366	594
Leira14	4116	589	909
Leira15	21998	3595	5320
Leira2	5869	815	1146
Leira3	1043	284	415
Leira5	12385	2311	3450
Leira6	3574	508	807
Leira9	8078	862	1138
Nitelva1	5373	651	930
Nitelva2	4218	462	735
Nitelva3	1512	39	64
Nitelva4	6894	1177	1706
Nitelva5	5672	812	1186
Nitelva6	11082	2355	3618
Oyeren1	13422	1901	2820
Oyeren10	4284	367	556
Oyeren11	88719	10214	14689
Oyeren12	7837	652	912
Oyeren13	14403	2002	2638
Oyeren14	39004	4197	5404
Oyeren15	14086	1754	2590
Oyeren16	4534	486	747
Oyeren17	8192	457	605
Oyeren18	16366	1578	2071
Oyeren19	1759	257	381
Oyeren2	11178	1420	2190
Oyeren20	25540	2659	3407
Oyeren3	7291	1360	1979
Oyeren4	6027	390	530
Oyeren5	9601	583	741
Oyeren6	4920	796	1262
Oyeren7	3548	356	526
Oyeren8	7548	871	1123

Tabell V3.1. forts.

Tiltaksområde	Areal dyrka mark (daa)	SS (tonn)	TP (kg)
Oyeren9	3823	674	1042
Hurdal1	7715	606	917
Hurdal10	7547	321	599
Hurdal11	6396	156	247
Hurdal12	1841	105	148
Hurdal13	1202	64	99
Hurdal14	1268	107	164
Hurdal15	2789	113	177
Hurdal16	6983	152	241
Hurdal2	1892	234	354
Hurdal3	775	56	95
Hurdal4	1892	100	136
Hurdal5	87	12	20
Hurdal6	3777	114	193
Hurdal7	1576	93	164
Hurdal8	6286	233	362
Hurdal9	2053	275	422
Mjosa1	59944	1676	2360
Mjosa10	11472	99	239
Mjosa11	17048	604	855
Mjosa12	12376	158	309
Mjosa13	5137	41	97
Mjosa14	3367	78	120
Mjosa15	27316	766	948
Mjosa16	99316	818	1381
Mjosa2	11129	164	299
Mjosa3	13986	183	347
Mjosa4	8569	94	190
Mjosa5	2685	28	66
Mjosa6	17745	311	570
Mjosa7	15009	327	532
Mjosa8	8369	136	248
Mjosa9	76362	1512	2406
Glomma1	14892	1173	1493
Glomma3	35168	1086	1261
Glomma4	34604	1081	1179

Tabell V3.2. Tiltakseffekter beregnet i Agricat2, scenarier uten tiltak i dråg. Tiltakseffekten representerer reduksjon i tap av totalfosfor (TP) fra jordbruksareal, sammenliknet med TP-tap beregnet for SC0: faktisk drift 2016.

Tiltaksområde	SC0	SC2	SC3	S4	S5	S6	S7	S8	Sc9	SC10	SC11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
Halden1	0	1	5	14	5	1	5	7	13	23	15
Halden2	0	3	9	16	5	1	4	9	15	26	15
Halden3	0	6	14	19	7	4	10	10	24	34	23
Halden4	0	0	8	18	8	0	5	13	17	30	21
Halden5	0	3	14	18	7	2	7	9	17	29	18
Halden6	0	3	11	18	6	2	7	9	18	30	19
Halden7	0	17	23	31	21	3	10	16	34	45	36
Halden8	0	4	21	31	9	1	6	12	22	42	22
GS10	0	35	47	50	33	1	7	20	49	59	44
GS11	0	9	21	28	16	4	9	10	25	39	28
GS12a	0	0	23	36	5	2	8	7	15	45	17
GS12b	0	2	11	12	5	2	6	14	21	29	23
GS13	0	27	40	41	11	2	7	10	39	50	22
GS14	0	24	37	39	25	1	6	14	37	48	35
GS15	0	40	50	52	27	1	5	14	50	59	35
GS16	0	23	33	37	13	1	5	9	33	45	22
GS17	0	22	38	41	15	1	5	11	33	49	24
GS18	0	0	11	13	6	0	1	14	16	27	20
GS19	0	2	24	32	9	0	4	8	13	38	16
GS1a	0	0	18	21	12	1	4	15	19	35	26
GS1b	0	31	39	40	32	0	3	26	48	53	46
GS2	0	22	36	38	26	1	4	17	38	50	38
GS20	0	14	35	38	12	1	6	10	27	46	22
GS21	0	6	23	25	6	1	6	7	18	34	16
GS22	0	0	19	23	7	1	8	9	16	34	20
GS23	0	0	14	16	5	2	7	9	16	28	18
GS24	0	9	26	30	13	1	6	12	24	41	25
GS25	0	2	21	27	7	0	4	10	16	36	18
GS26	0	0	3	3	3	0	6	16	19	19	19
GS27a	0	0	9	11	1	4	11	10	20	30	20
GS27b	0	0	5	6	2	4	10	7	16	21	17
GS28	0	0	10	11	5	2	8	11	19	27	21
GS3	0	20	35	36	20	0	2	20	36	48	33
GS30	0	21	38	41	17	6	12	13	38	54	33
GS31	0	13	36	40	17	1	8	13	29	51	29
GS32	0	6	15	23	8	6	13	11	26	39	27
GS33	0	0	13	22	9	3	12	12	22	38	26
GS34	0	2	12	20	8	8	15	11	26	38	28
GS35	0	0	5	21	16	0	5	21	26	42	37
GS36	0	0	13	22	11	5	13	14	25	40	31
GS37	0	0	21	34	29	2	9	31	36	54	50
GS38	0	1	29	35	12	6	13	11	24	48	29
GS39	0	0	16	26	4	3	10	4	14	36	16
GS4	0	42	50	51	29	0	3	20	54	60	38

Tabell V3.2. forts.

Tiltaksområde	SC0	SC2	SC3	S4	S5	S6	S7	S8	Sc9	SC10	SC11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
GS40	0	0	13	27	14	5	13	16	27	45	33
GS41	0	3	26	35	8	4	11	7	20	45	22
GS42a	0	8	30	36	15	4	11	11	26	48	29
GS42b	0	2	26	32	15	5	12	14	25	47	32
GS43	0	0	5	22	8	6	15	8	21	39	26
GS44	0	0	1	3	0	1	8	9	16	18	16
GS45	0	1	15	25	4	6	14	2	16	37	18
GS46	0	1	22	30	6	4	11	6	18	41	20
GS47	0	2	16	25	6	5	14	5	19	38	21
GS5	0	39	51	53	39	1	6	24	53	63	50
GS50	0	0	4	24	6	1	9	2	10	33	16
GS51	0	0	8	11	0	0	0	3	3	16	3
GS6	0	45	56	58	25	2	7	12	53	64	33
GS7	0	44	50	52	39	0	5	22	54	61	49
GS8	0	38	46	49	24	1	5	15	48	56	33
GS9	0	22	30	32	9	4	10	10	38	45	24
GS9a	0	6	19	22	11	2	10	14	27	37	28
GS9b	0	19	26	31	17	1	6	16	35	44	30
Morsa1	0	1	11	13	7	1	4	11	15	26	19
Morsa10	0	0	26	29	13	10	16	5	21	42	29
Morsa11	0	15	41	43	20	2	8	16	33	54	33
Morsa12	0	0	1	6	1	18	26	5	29	35	30
Morsa13	0	11	35	39	13	4	12	11	29	50	28
Morsa14	0	0	8	20	5	10	18	5	21	37	24
Morsa15	0	15	37	42	29	2	10	27	42	58	47
Morsa2	0	0	0	1	0	0	5	12	16	17	16
Morsa3	0	5	20	22	6	1	8	7	19	33	19
Morsa4	0	7	15	16	5	1	5	10	20	28	18
Morsa5	0	2	16	17	6	0	6	10	17	29	19
Morsa6	0	10	35	36	22	1	4	19	29	48	34
Morsa7	0	3	13	14	7	1	5	14	20	28	22
Morsa8	0	0	12	19	4	7	14	6	19	34	21
Morsa9	0	0	10	16	4	3	9	5	14	27	16
PURA11	0	3	22	33	9	7	15	9	25	47	26
PURA12	0	0	17	33	0	0	17	17	17	50	17
PURA13	0	18	44	50	9	3	12	6	32	59	24
PURA14	0	10	34	37	8	4	10	8	25	48	21
PURA15	0	4	32	36	13	1	5	7	15	42	21
PURA16	0	1	33	40	5	3	10	5	16	49	17
PURA17	0	0	25	25	25	0	0	25	25	50	50
PURA18	0	3	19	23	8	2	9	11	21	37	23
PURA2	0	5	26	33	7	5	12	8	23	46	22
PURA4	0	0	5	10	5	0	5	19	19	24	19
PURA5	0	0	14	21	8	0	5	13	17	32	21
PURA6	0	2	17	22	8	1	6	11	18	34	20

Tabell V3.2. forts.

Tiltaksområde	SC0	SC2	SC3	S4	S5	S6	S7	S8	Sc9	SC10	SC11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
PURA7	0	0	10	18	10	3	9	10	17	31	24
PURA8	0	0	17	21	7	5	13	6	18	34	22
PURA9	0	0	26	29	3	2	6	5	11	37	11
IOV1	0	20	42	43	21	5	11	21	43	59	39
IOV2	0	19	36	39	19	9	16	21	44	58	42
IOV3	0	45	59	60	41	5	11	25	61	71	54
IOV4	0	33	46	46	29	6	12	25	55	63	47
IOV5	0	10	26	29	20	4	10	26	40	51	43
Leira1	0	35	40	41	32	3	7	16	48	52	44
Leira10	0	20	27	29	16	2	7	16	36	43	31
Leira11	0	17	20	21	13	3	7	19	37	39	31
Leira12	0	29	38	44	20	2	7	16	43	54	32
Leira13	0	35	38	39	22	4	8	17	49	52	36
Leira14	0	33	41	43	18	2	8	14	45	53	31
Leira15	0	32	38	38	19	2	7	16	45	50	32
Leira2	0	29	34	35	15	1	5	13	40	44	26
Leira3	0	53	57	58	46	3	6	30	66	70	59
Leira5	0	33	38	39	17	2	6	15	45	50	29
Leira6	0	41	43	44	31	2	8	17	53	55	44
Leira9	0	25	31	33	16	2	7	17	42	48	31
Nitelva1	0	32	40	43	23	2	5	19	45	54	35
Nitelva2	0	18	37	39	25	4	10	23	42	55	42
Nitelva3	0	21	32	38	27	2	5	30	48	59	48
Nitelva4	0	32	51	52	34	3	7	24	50	63	46
Nitelva5	0	32	45	47	27	2	6	21	49	59	41
Nitelva6	0	45	52	52	34	5	12	21	59	65	48
Oyeren1	0	24	30	32	22	0	4	22	41	46	37
Oyeren10	0	15	20	22	13	1	2	22	36	41	32
Oyeren11	0	26	36	38	22	1	5	18	41	50	34
Oyeren12	0	16	29	33	17	0	3	15	29	43	28
Oyeren13	0	30	38	40	21	0	3	17	43	50	32
Oyeren14	0	25	37	41	21	0	4	17	39	51	32
Oyeren15	0	30	35	38	15	2	8	10	41	47	26
Oyeren16	0	9	23	25	14	1	4	21	31	41	31
Oyeren17	0	0	9	24	14	1	4	21	25	41	32
Oyeren18	0	17	30	37	21	1	4	20	36	50	35
Oyeren19	0	26	45	47	34	0	4	26	43	58	46
Oyeren2	0	35	37	40	19	2	7	12	44	48	29
Oyeren20	0	17	28	33	16	1	4	17	33	45	29
Oyeren3	0	36	40	41	35	1	4	28	53	56	51
Oyeren4	0	5	14	19	7	0	3	6	14	26	14
Oyeren5	0	0	9	22	16	0	4	27	30	43	37
Oyeren6	0	39	45	47	23	2	8	12	49	55	34
Oyeren7	0	15	31	35	22	0	3	22	35	48	36
Oyeren8	0	29	37	42	30	2	6	25	49	57	46

Tabell V3.2. forts.

Tiltaksområde	SC0	SC2	SC3	S4	S5	S6	S7	S8	Sc9	SC10	SC11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
Oyeren9	0	33	46	48	32	4	9	23	51	60	46
Hurdal1	0	11	16	17	7	2	9	9	25	31	21
Hurdal10	0	3	8	11	1	2	8	5	16	23	13
Hurdal11	0	1	5	18	6	5	12	12	24	36	25
Hurdal12	0	12	14	15	0	1	8	0	20	22	8
Hurdal13	0	1	5	6	0	1	9	1	9	16	9
Hurdal14	0	7	15	16	3	2	8	2	17	25	13
Hurdal15	0	1	3	6	1	0	6	7	13	19	13
Hurdal16	0	0	4	8	2	5	12	11	22	28	23
Hurdal2	0	27	34	38	9	0	5	5	34	43	16
Hurdal3	0	0	3	6	2	0	8	16	22	27	22
Hurdal4	0	2	3	4	0	1	9	1	13	14	10
Hurdal5	0	0	0	0	0	0	6	0	6	6	6
Hurdal6	0	1	15	21	6	11	20	14	31	45	33
Hurdal7	0	5	15	17	9	1	8	11	22	30	22
Hurdal8	0	1	6	10	2	1	7	8	16	23	15
Hurdal9	0	23	40	48	11	2	6	3	31	53	18
Mjosa1	0	0	2	12	0	4	11	3	14	24	14
Mjosa10	0	0	0	0	0	3	14	4	17	17	17
Mjosa11	0	0	4	13	2	3	11	6	16	26	17
Mjosa12	0	0	0	6	0	4	13	3	16	21	16
Mjosa13	0	0	0	4	0	4	13	4	15	18	15
Mjosa14	0	0	0	12	0	3	12	2	13	22	13
Mjosa15	0	0	0	8	1	4	10	6	16	23	16
Mjosa16	0	0	0	3	1	5	13	5	17	20	17
Mjosa2	0	0	0	2	0	8	18	5	22	24	22
Mjosa3	0	0	0	0	0	8	16	7	22	22	22
Mjosa4	0	0	0	8	1	1	10	5	14	21	15
Mjosa5	0	0	0	6	0	8	18	8	24	29	24
Mjosa6	0	0	0	1	0	11	19	6	24	24	24
Mjosa7	0	1	9	10	7	8	17	10	25	30	27
Mjosa8	0	0	0	6	1	8	18	6	22	27	22
Mjosa9	0	0	1	8	1	2	10	4	13	20	13
Glomma1	0	2	18	27	5	4	8	7	16	37	18
Glomma3	0	0	3	12	2	2	6	6	12	22	13
Glomma4	0	0	2	16	3	2	6	7	13	27	15

Tabell V3.3. Tiltakseffekter beregnet i Agricat2, kombinert med tiltak i dråg (grasdekt vannvei). Tiltakseffekten representerer reduksjon i tap av totalfosfor (TP) fra jordbruksareal, sammenliknet med TP-tap beregnet for SCD0: faktisk drift 2016 (uten tiltak i dråg).

Tiltaksområde	SCD0	SCD2	SCD3	SD4	SD5	SD6	SD7	SD8	ScD9	SCD1 0	SCD1 1
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
Halden1	23	23	26	32	26	23	26	27	31	38	33
Halden2	20	22	26	31	24	20	23	26	30	38	31
Halden3	19	23	29	33	24	22	26	26	36	43	35
Halden4	19	19	25	32	25	19	23	28	31	41	35
Halden5	14	17	25	28	19	15	19	21	27	36	28
Halden6	17	19	25	30	22	18	23	24	31	39	31
Halden7	29	40	43	48	42	31	36	39	50	56	51
Halden8	30	32	43	49	35	30	34	37	43	56	43
GS10	19	46	55	58	45	20	24	35	57	65	54
GS11	21	28	36	41	33	23	28	28	39	50	42
GS12a	13	13	32	43	17	15	20	19	25	51	27
GS12b	17	18	25	26	20	18	21	27	33	38	34
GS13	18	39	48	49	26	19	23	25	47	56	35
GS14	13	33	43	44	33	14	18	25	43	52	41
GS15	17	49	57	58	38	17	21	28	57	64	45
GS16	18	36	43	46	28	19	22	25	44	52	35
GS17	17	35	47	50	29	18	22	26	44	56	36
GS18	7	7	17	18	13	7	8	19	22	31	25
GS19	18	19	37	43	25	18	21	24	28	48	31
GS1a	28	28	37	39	34	28	30	36	38	45	41
GS1b	14	38	44	45	39	14	17	34	51	55	50
GS2	19	36	47	48	38	19	22	32	48	57	48
GS20	15	27	44	46	25	15	20	23	37	53	33
GS21	12	17	31	33	17	13	17	18	27	41	25
GS22	13	13	28	31	19	14	19	20	26	41	29
GS23	10	10	21	23	14	11	16	17	23	33	25
GS24	20	27	40	43	30	21	25	30	38	51	39
GS25	22	23	36	40	27	22	25	29	33	47	34
GS26	8	8	10	10	10	8	12	20	22	22	22
GS27a	10	10	16	18	10	12	18	17	24	31	24
GS27b	10	10	14	15	12	13	18	16	23	27	24
GS28	17	17	24	25	21	18	23	25	30	35	31
GS3	16	31	43	44	32	16	18	32	44	54	42
GS30	19	35	48	50	32	24	28	29	48	59	44
GS31	28	36	51	54	39	29	33	36	47	61	47
GS32	29	33	38	43	34	33	37	36	46	54	46
GS33	26	26	34	40	32	28	34	34	40	51	43
GS34	26	27	34	39	32	31	36	33	43	50	44
GS35	41	41	44	51	49	41	44	51	53	60	58
GS36	24	24	33	39	32	27	33	34	42	52	45
GS37	37	37	48	55	52	38	41	53	56	66	64
GS38	27	28	47	51	35	31	36	35	43	60	47
GS39	26	27	37	45	29	28	34	29	36	52	38

Tabell V3.3. forts.

Tiltaksområde	SCD0	SCD2	SCD3	SD4	SD5	SD6	SD7	SD8	ScD9	SCD10	SCD11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
GS4	13	48	55	56	37	13	16	30	57	63	45
GS40	28	28	37	46	37	31	37	39	46	58	50
GS41	25	27	43	49	31	27	33	30	39	57	40
GS42a	23	29	45	49	34	26	31	31	42	57	44
GS42b	25	27	43	48	36	29	34	35	43	58	47
GS43	34	34	36	46	38	37	42	38	46	56	48
GS44	8	8	9	10	8	9	15	16	21	23	21
GS45	31	32	41	47	34	35	40	33	41	54	42
GS46	28	29	43	48	32	31	36	32	40	56	42
GS47	29	31	39	45	33	33	38	32	42	53	43
GS5	18	48	57	58	48	19	22	36	59	66	56
GS50	20	20	23	38	24	21	27	21	28	44	32
GS51	24	24	30	31	24	24	24	26	26	35	26
GS6	19	54	63	64	38	20	25	28	61	69	45
GS7	32	60	64	65	57	32	35	46	66	71	63
GS8	17	46	54	55	36	18	21	29	54	61	43
GS9	15	31	37	39	21	18	23	23	43	48	33
GS9a	18	22	32	34	26	20	25	28	38	45	38
GS9b	20	34	38	42	32	20	24	31	45	51	41
Morsa1	11	11	19	21	16	12	14	19	22	31	26
Morsa10	23	23	41	43	32	30	34	26	37	52	43
Morsa11	20	31	51	52	35	21	26	32	45	60	44
Morsa12	5	5	5	10	5	19	25	8	28	32	28
Morsa13	19	27	45	48	29	22	27	27	41	56	39
Morsa14	15	15	21	30	19	22	28	18	31	42	33
Morsa15	25	35	51	54	45	26	31	43	54	66	57
Morsa2	1	1	1	1	1	1	4	9	12	13	12
Morsa3	13	17	28	30	18	14	19	19	27	38	27
Morsa4	10	15	21	22	14	10	13	17	25	31	23
Morsa5	10	12	23	24	15	11	15	18	23	33	25
Morsa6	18	26	44	45	35	19	21	33	40	54	44
Morsa7	7	9	17	18	13	7	11	18	23	29	24
Morsa8	14	14	23	28	17	19	25	18	29	40	30
Morsa9	8	9	16	21	12	11	16	13	20	31	22
PURA11	23	26	39	47	30	28	34	30	41	56	42
PURA12	59	59	64	69	59	59	64	64	64	75	64
PURA13	35	46	62	65	41	37	42	39	55	71	49
PURA14	23	30	47	49	29	26	30	28	41	57	38
PURA15	33	35	53	55	41	34	36	37	43	59	46
PURA16	17	18	43	49	21	19	26	21	30	56	31
PURA17	36	36	50	50	50	36	36	50	50	64	64
PURA18	26	27	37	40	31	27	31	33	39	49	40
PURA2	36	38	50	54	39	39	43	40	48	61	48
PURA4	12	12	16	19	16	12	16	26	26	29	26
PURA5	23	23	33	37	28	23	26	32	35	44	37

Tabell V3.3. forts.

Tiltaksområde	SCD0	SCD2	SCD3	SD4	SD5	SD6	SD7	SD8	ScD9	SCD10	SCD11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
PURA6	20	22	32	35	25	21	24	28	33	44	34
PURA7	24	24	30	35	30	26	29	30	35	44	39
PURA8	17	17	29	32	22	20	26	21	29	41	32
PURA9	25	25	43	46	27	26	30	28	33	51	33
IOV1	21	35	51	52	36	25	29	36	52	63	49
IOV2	19	33	47	49	34	26	32	36	53	64	52
IOV3	19	55	65	66	51	22	28	39	67	75	62
IOV4	15	41	51	51	37	19	24	34	58	64	52
IOV5	18	24	36	37	31	20	25	36	45	53	47
Leira1	12	40	45	45	38	14	17	25	51	54	48
Leira10	15	30	35	37	27	16	20	27	42	47	38
Leira11	7	21	24	24	18	9	13	23	37	39	33
Leira12	20	42	48	53	34	21	25	31	53	61	44
Leira13	10	39	42	42	28	13	17	24	51	53	40
Leira14	13	40	47	48	28	14	19	24	49	56	38
Leira15	12	37	42	42	27	13	17	25	48	52	37
Leira2	14	36	39	40	25	15	17	24	44	47	33
Leira3	13	58	62	62	52	15	18	38	69	72	63
Leira5	12	38	43	43	25	13	17	24	48	52	35
Leira6	12	47	48	49	38	14	19	27	57	59	49
Leira9	20	38	42	44	32	22	25	33	50	54	43
Nitelva1	21	45	51	53	38	22	25	35	55	61	47
Nitelva2	18	32	47	48	37	21	25	36	50	61	50
Nitelva3	9	28	37	42	33	11	14	36	51	61	51
Nitelva4	21	45	59	60	46	23	26	39	58	69	56
Nitelva5	17	42	52	54	38	18	21	34	56	63	49
Nitelva6	15	51	57	57	42	19	24	32	63	67	54
Oyeren1	15	34	38	40	32	16	18	32	46	50	44
Oyeren10	18	29	32	33	27	18	20	34	44	47	41
Oyeren11	18	38	45	47	35	19	22	32	49	55	44
Oyeren12	23	34	43	45	34	23	25	33	43	52	42
Oyeren13	15	38	44	45	31	15	17	28	48	53	39
Oyeren14	24	41	49	52	39	25	27	36	51	59	46
Oyeren15	22	43	47	49	32	23	27	29	51	56	40
Oyeren16	18	25	35	36	29	19	21	34	41	48	41
Oyeren17	34	34	39	47	42	34	36	46	48	57	52
Oyeren18	27	38	47	52	41	28	30	41	51	60	51
Oyeren19	17	37	52	54	44	17	20	37	51	62	53
Oyeren2	18	46	47	49	33	20	24	28	53	56	41
Oyeren20	23	34	41	45	34	23	25	34	45	53	42
Oyeren3	12	41	45	46	41	13	15	35	55	58	53
Oyeren4	23	26	31	34	27	23	24	26	31	38	31
Oyeren5	24	24	29	36	33	24	26	39	41	48	45
Oyeren6	34	58	62	63	48	35	39	41	64	68	55
Oyeren7	23	34	46	48	39	23	26	39	49	58	49

Tabell V3.3. forts.

Tiltaksområde	SCD0	SCD2	SCD3	SD4	SD5	SD6	SD7	SD8	ScD9	SCD10	SCD11
Tiltakseffekt (% TP-reduksjon)											
Oyeren8	22	42	48	51	43	23	26	39	56	62	54
Oyeren9	20	45	55	57	45	23	26	37	59	66	55
Hurdal1	10	18	21	23	15	12	17	17	28	32	25
Hurdal10	9	12	15	18	10	11	15	13	22	28	20
Hurdal11	19	20	23	32	23	23	28	28	37	45	37
Hurdal12	10	18	20	20	10	10	16	10	24	26	16
Hurdal13	7	8	11	12	7	8	14	8	14	19	14
Hurdal14	13	18	24	25	15	14	19	15	25	31	23
Hurdal15	12	13	15	16	13	12	16	18	22	26	22
Hurdal16	13	13	16	18	14	16	21	21	29	33	29
Hurdal2	20	40	45	48	27	20	24	24	45	52	32
Hurdal3	16	16	18	20	17	16	21	26	31	34	31
Hurdal4	4	5	6	7	4	5	10	5	13	13	11
Hurdal5	0	0	0	0	0	0	5	0	5	5	5
Hurdal6	10	11	21	27	15	18	26	21	34	45	36
Hurdal7	10	14	23	24	18	11	16	20	28	34	28
Hurdal8	9	10	13	17	10	10	14	15	21	27	21
Hurdal9	27	44	56	61	35	28	32	29	49	64	40
Mjosa1	30	30	31	36	30	32	36	32	37	42	37
Mjosa10	1	1	2	2	1	4	13	5	16	16	16
Mjosa11	19	19	22	26	21	21	25	22	28	33	28
Mjosa12	15	15	16	19	15	18	25	17	26	30	26
Mjosa13	8	8	8	12	8	12	19	12	21	23	21
Mjosa14	32	32	32	38	32	34	38	33	39	43	39
Mjosa15	45	45	45	48	45	46	49	47	51	53	51
Mjosa16	25	25	25	27	26	28	33	28	36	37	36
Mjosa2	21	21	21	23	21	26	32	24	34	36	34
Mjosa3	0	0	0	0	0	6	13	5	17	17	17
Mjosa4	13	13	13	18	13	14	20	16	23	28	24
Mjosa5	11	11	11	16	11	17	25	17	29	32	29
Mjosa6	5	5	5	6	5	13	19	9	23	23	23
Mjosa7	5	5	12	12	10	11	17	12	23	26	25
Mjosa8	18	18	18	21	18	23	28	21	31	33	31
Mjosa9	19	19	20	24	20	21	25	22	27	31	27
Glomma1	31	32	40	45	34	33	35	35	39	50	40
Glomma3	20	20	21	26	21	21	23	23	26	32	26
Glomma4	31	31	32	38	32	32	34	34	37	43	38

Tabell V4. Oversikt over sammenheng mellom nedbørfeltkode og nedbørfelt navn

Nedbørfeltkode	Nedbørfelt navn
Glomma1	Tilløp til Storsjøen
Glomma2	Eidskog
Glomma3	Tilløp Hasla
Glomma4	Tilløp Flisa
GS10	Dugla
GS11	Hera nord
GS12a	Lundebyvann
GS12b	Øvre Dalsvelva
GS13	Glomma Øvre Østfold
GS14	Hoelsbekken
GS15	Haugen/Librubekken
GS16	Dorja
GS17	Rakkestadelva
GS18	Fjellområder Rakkestad
GS19	Øverbybekken
GS1a	Lysern
GS1b	Smalelva
GS2	Hyllibekken
GS20	Skisvassdraget
GS21	Tjerna
GS22	Ertevann
GS23	Skjeklesjøen
GS24	Glomma Østfold S
GS25	Bekkefelt Nipa N
GS26	Øbybekken
GS27a	Rokkevann
GS27b	Børtevann
GS28	Tveterbekk
GS3	Kjosbekken
GS30	Aagaardselva pluss
GS31	Visterfloa pluss
GS32	Ingedalsbekken
GS33	Kentpobekken/Grimløybekken
GS34	Kystbækker Onsøy
GS35	Slevikbekken
GS36	Guslundbekken
GS37	Fjelle/Dale-bekken
GS38	Skjebergbekken
GS39	Østerelva
GS4	Skarnesbekken
GS40	Kallerødbekken
GS41	Glommas utløp
GS42a	Skinnerflo
GS42b	Setuelva
GS43	Hjelmungsbekken
GS44	Hvaler

GS45	Hunnebunn
GS46	Kysten Tosekilen
GS47	Kysten Skjebergkilen
GS5	Mjelkebekken
GS50	Kysten GS 3
GS51	Tunevann
GS6	Engerbekken
GS7	Kolstadbekken
GS8	Glomma fra Øyeren
GS9	Hera Sør
GS9a	Isesjøen
GS9b	Moenbekken
Halden1	Alt oppstrøms utløp av Bjørkelangsjøen
Halden2	Utløp Bjørkelangsjøen til samløp med Hemneselv
Halden3	Hemneselva
Halden4	Samløp Bjørkelangselva og Hemneselva til Fylkesgrense
Halden5	Fylkesgrense til Ørje
Halden6	Ørje til Femsjøutløp
Halden7	Iddefjorden
Halden8	Enningdalselva
Hurdal1	Andelva
Hurdal10	Nessa
Hurdal11	Risa
Hurdal12	Røkholt
Hurdal13	Sentrum vest
Hurdal14	Sentrum øst
Hurdal15	Løykjebekken
Hurdal16	Tilløp Hurdalsjøen
Hurdal2	Bekk Fosserud
Hurdal3	Brådalsbekken
Hurdal4	Dokknes
Hurdal5	Frilsettjennet
Hurdal6	Hersjøen, utløp
Hurdal7	Holsjøvassdraget
Hurdal8	Hæra
Hurdal9	Ilebekken
lov1	Bærum
lov2	Asker
lov3	Slemmestad
lov4	Røyken
lov5	Hurum
Leira1	Mikkelsbekken
Leira10	Tveia og Nordbytjern
Leira11	Leira midtre fra Kringlerdalen
Leira12	Leira nedre fra Leira midtre?
Leira13	Ulvedalsbekken nedre
Leira14	Bølerbekken
Leira15	Leira med tilløpsbekker Krokfoss-Leirsund

Leira2	Jeksla
Leira3	Gjermåa øvre
Leira4	Øvre Leira
Leira5	Gjermåa
Leira6	Ulvedalsbekken øvre
Leira7	Rotua og Råsjøen
Leira8	Fiskeløysa og Råbjørn
Leira9	Songa og Vikka
Mjosa1	Moelv og Tingnes-Brøttum
Mjosa10	Vesleelva
Mjosa11	Einavatn
Mjosa12	Hunnelva
Mjosa13	Korta
Mjosa14	Vesleelva Smalåa
Mjosa15	Flagstadelva
Mjosa16	Svartelva
Mjosa2	Skanselva og Bausbakkkelva
Mjosa3	Augga og Jøra
Mjosa4	Brandelva Eiriksrudtjern, Helsetjern, Kauserudtjern, Sillongen, Steffenrudtjern,
Mjosa5	Slomma
Mjosa6	Gausa nord
Mjosa7	Gausa sør
Mjosa8	Hegghuselva
Mjosa9	Lenaelva
Morsa1	Langen
Morsa10	Mosseelva
Morsa11	Hølenelva
Morsa12	Jeløya
Morsa13	Kystbekker Mosseelva til Drøbak
Morsa14	Kystbekker Rygge og Råde
Morsa15	Kambobekken
Morsa2	Våg og Mjær
Morsa3	Kråkstadelva
Morsa4	Hobølelva
Morsa5	Veidalselva
Morsa6	Mørkelva
Morsa7	Sæbyvannet, Svinna
Morsa8	Storefjorden
Morsa9	Nedre Vansjø
Nitelva1	Nedstrøms Rud
Nitelva2	Møllerdammen - Slattum
Nitelva3	Til Kongsvang
Nitelva4	Kongsvang - Møllerdammen
Nitelva5	Oppstrøms Sagelva
Nitelva6	Slattum - Åros
Oyeren1	Bekkefelt Øyeren V
Oyeren10	Ramstadbekken Nordby

Oyeren11	Rømua
Oyeren12	Sagstuåavassdraget
Oyeren13	Sidebekker Glomma S
Oyeren14	Sidebekker Glomma N
Oyeren15	Smalelva Trøgstad
Oyeren16	Tilløpsbekker Øyer
Oyeren17	Tilløpsvassdrag Mårud Funnefoss
Oyeren18	Uavassdraget
Oyeren19	Varåavassdraget
Oyeren2	Bekkefelt Øyeren Ø
Oyeren20	Åavassdraget
Oyeren3	Børtervassdraget
Oyeren4	Drogga øvre
Oyeren5	Dyståavassdraget
Oyeren6	Frøshaugbekken
Oyeren7	Gansåa
Oyeren8	Kampåavassdraget
Oyeren9	Melnesåa
Pura11	Fålebekken/Kaksrubbekken
Pura12	Pollevann
Pura13	Årungenelva
Pura14	Årungen
Pura15	Østensjøvann
Pura16	Bonnbekken
Pura17	Frogn til Bunnebotten
Pura18	Frogn/Nesodden t/Bunnefjorden
Pura1	Gjersjøelva
Pura2	Gjersjøen
Pura4	Greverudbekken
Pura5	Tussebekken
Pura6	Dalsbekken
Pura7	Midsjøvann
Pura8	Nærevann
Pura9	Ås/Oppegård til Bunnefjorden

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.