



Kunnskapsgrunnlag for arbeid med regionale miljøkrav i jordbruket i Innlandet

Sammendrag

Statsforvalterne har i brev fra Landbruks- og matdepartementet av 04.01.21 fått i oppdrag å vurdere behovet for å innføre regionale miljøkrav i områder der miljøtilstanden i vassdragene ikke når målet om god økologisk tilstand. Statsforvalteren i Innlandet startet derfor opp et arbeide med å utrede regionale miljøkrav for Innlandet våren 2023. Målet med innføring av en forskrift om regionale miljøkrav i Innlandet er å sikre miljøforsvarlig drift av jordbruksareal for å bidra til at vannforskriftens miljømål om god økologisk tilstand i vannforekomster i Innlandet blir oppfylt, samt å bevare jord og næringsstoffer på jordbruksarealer. Dette samtidig som effekten på matproduksjon og næringsutøvernes økonomi skal hensyntas.

Til hjelp i arbeidet har Statsforvalteren hatt en styringsgruppe bestående av representanter for Innlandet Bondelag, Oppland Bonde- og Småbrukarlag, Hedmark Bonde- og Småbrukarlag, Innlandet fylkeskommune og Statsforvalteren. I tillegg har vi hatt en ressursgruppe bestående av personer fra jordbruksorganisasjonene nevnt over, fylkeskommunen, flere kommuner, vannområder og Norsk Landbruksrådgivning. Statsforvalteren har engasjert NIBIO til faglig bidrag til utredningen, og de har skrevet en betydelig del av denne.

Det er betydelige utfordringer med stor nærings salt- og partikkeltilførsel i mange sidevassdrag i Mjøsregionen, Glåmdalen og på Hadeland, og mange vassdrag i disse regionene når ikke vannforskriftens minimumskrav om god miljøtilstand. I tillegg bidrar Innlandet til den samlede belastning av nærings salter til Oslofjorden, som er sterkt belastet. I Innlandet er jordbruket den største menneskeskapte kilden til nærings salter i vassdragene. Avrenningen fra dyrket mark er størst fra arealer med poteter og grønnsaker og fra arealer med korn og andre ettårige vekster. Ved siden av jordbruk er avløpssektoren den største kilden til menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen til vassdragene. Innenfor dette området legges det også ned en betydelig innsats for å redusere tilførselene.

Tilstanden i flere vassdrag i store jordbruksområder viser at det er behov for innføring av miljøkrav for å redusere nærings salt- og partikkeltilførsel fra jordbruket.

Forskrift om regionale miljøkrav kan gi bestemmelser om jordarbeiding på dyrket mark. Aktuelle tiltak som drøftes er redusert og utsatt jordarbeiding, kantsoner mot vassdrag, gras på flomutsatte areal, gras evt. stubb i dråg, og fangvekster. Utredningen drøfter virkning og konsekvenser av de forurensingsbegrensende tiltakene. Tiltakene vil redusere tilførselen av fosfor og partikler til vassdragene og tapet av jord og næring fra jordene. Tiltakene vil også i noe grad redusere tilførselen av nitrogen til vassdragene, men effekten på nitrogenavrenningen er mindre enn for partikler og fosfor. Å styre gjødslingen til tiden rett før og i vekstsesongen, samt å begrense gjødslingen til plantenes behov er også et godt tiltak. For å begrense nitrogenavrenningen vil det være det klart mest virkningsfulle tiltaket. Gjødsling kan ikke styres i forskrift om regionale

miljøkrav. Et nytt gjødselregelverk er imidlertid på høring, og vil på sikt kunne bidra til dette dersom det vedtas slik det er foreslått.

Vassdrag er definert til å være innsjøer, vann, dammer, tjern, elver og bekker som vises i NVEs kartlag Elvenett-ELVIS. Statsforvalteren vil foreslå en forskrift om miljøkrav som baserer seg på:

- Buffersoner med vegetasjon langs vassdraget med formål å fange opp avrenning fra eget og bakenforliggende arealer. Det må velges enten alternativ a) eller b):
 - a) Innenfor en avstand på minst 40 meter fra vassdrag skal det være buffersone eller overvintrende plantedekke. Mot vassdrag skal det være minst 8 meter buffersone.
 - b) Innenfor en avstand på minst 60 meter fra vassdrag skal det være buffersone eller overvintrende plantedekke. Mot vassdrag skal det være minst 2 meter buffersone. I erosjonsutsatte dråg innenfor en avstand på 60 meter fra vassdrag skal det være grasdekt vannvei som er minst 6 meter bred.
- Der det dyrkes grønnsaker, poteter og bær skal det inneværende år være en buffersone på minst 8 meter. Buffersonen kan ikke jordarbeides før 1. april året etter. Arealet der det har vært dyrket grønnsaker, poteter og bær har ikke krav om overvintring med plantedekke eller grasdekt vannvei i dråg.
- Areal nærmere enn to meter fra nedløpskummer for overflatevann, åpne grøfter og småbekker skal være varig buffersone.
- Fulldyrka mark med erosjonsrisikoklasse 3 og 4 skal ikke jordarbeides om høsten. Lett høstharving til høstkorn eller høstoljevekster tillates likevel på arealer som ikke er omfattet av krav om buffersone eller grasdekt vannvei i dråg. Høstvekster etter lett høstharving må sås senest innen 10. september.

Det foreslåtte virkeområdet er avgrenset til et område rundt Mjøsa med Gausavassdraget og et område i Glåmdalen, og skal gjelde for fulldyrket mark med unntak av arealer med eng og frukt. De foreslåtte tiltakene har klart størst effekt på fosfor- og partikkeltilførselen til vassdragene og mindre effekt på nitrogenavrenningen. De vil også bidra til at jord og næringsstoffer beholdes på jordbruksarealene. Det er lavere oppslutning om frivillige tiltak i Glåmdalen sett i forhold til Mjøsregionen, og det forventes derfor større gevinst av foreslåtte tiltak i Glåmdalen selv om en stor del av arealene har en annen topografi enn i Mjøsregionen.

Valg av både virkeområde og tiltak i den foreslåtte forskriften er rettet inn mot å bedre tilstanden i lokale vassdrag. Disse er først og fremst styrt av tilførselen av fosfor og partikler. Tiltakene har noe effekt også på nitrogenavrenningen, men nytt gjødselregelverk har langt større potensiale til å redusere innlandets belastning på Oslofjorden med nitrogen. De foreslåtte tiltakene vil ikke alene være tilstrekkelig til å nå miljømålet i alle vassdrag innenfor virkeområdet, men de vil være et verdifullt bidrag til å nå/nærme seg målene sammen med andre tiltak som nytt gjødselregelverk og tiltak innen avløpsområdet. Valg av tiltakstype og omfang er begrenset av hensyn til

jordbruksproduksjon. Avlingstapet er i hovedsak knyttet til kravet om grasdekt kantsone, som utgjør ca. 1500 tonn korn ved alternativet a) med 6 meter buffersone langs vassdraget. Ved alternativ b) med minst 6 m bred grasdekt vannvei langs erosjonsutsatte dråg antas avlingstapet å ikke utgjøre større areal enn det alternativ a) medfører. Utredningen til NIBIO viser at forslaget i liten grad vil føre til ulemper knyttet til plantehelse og klimapåvirkning.

Statsforvalteren tar sikte på å kompensere ulemper som følge av pålagte krav gjennom prioritering av aktuelle tiltak for regionalt miljøtilskudd (RMP).

Kulturer med poteter grønnsaker og bær foreslås foreløpig unntatt fra andre krav en buffersoner mot vassdrag, grøfter og nedløpskummer. Dette på grunn av at det er mer utfordrende å finne gode tiltak mot avrenningen fra slike arealer uten store ulemper for matproduksjon og jordbruksdrift. Mulige ytterligere tiltak i slike kulturer vil bli nærmere utredet senere sammen med nabofylker.

Forslaget gir en forskrift med få, enkle og entydige bestemmelser som vi mener skal være enkle å forstå, følge og kontrollere. Vi mener tiltakene i forskriften er målrettede, ved at de gir god effekt på vannmiljøet med så små konsekvenser som mulig for matproduksjon og næringsutøvere.

Innhold

1. Forord	5
2. Bakgrunnen for arbeidet	6
2.1. Vannmiljøet i Innlandet	7
2.2. Miljøtilstanden i Oslofjorden	11
2.3. Brukerinteresser i vassdragene	12
3. Næringsstofftilførsel til vassdrag fordelt på regioner og kilder (NIBIO)	12
3.1. Tilførsler av fosfor og nitrogen fra jordbruk i regioner i Innlandet	15
3.2. Tap av fosfor fra jordbruksareal i regioner i Innlandet.....	18
3.3. Tap av fosfor fra jordbruksareal i utvalgte nedbørfelt i Innlandet	19
3.4. Klimautvikling og konsekvenser av klimautviklingen for avrenning fra jordbruket og virkninger av avrenningen i vassdragene	25
3.5. Oversikt over arealer av dyrket mark fordelt på ulike kategorier og regioner ..	26
3.6. Oversikt over gjødseldyrenheter fordelt på art og regioner	27
3.7. Gjødselnivå og næringsinnhold i jord, PAL (NIBIO)	28
3.8. Påvirkning fra ulike produksjoner (NIBIO)	35
4. Forurensningsbegrensende tiltak	44
4.1. Effekter, kostnader og konsekvenser for matproduksjon (NIBIO)	44
4.2. Omfang av eksisterende tiltakgjennomføring (RMP-tiltak), dagens situasjon, utvikling over tid og i forhold til varierende RMP-satser	60
5. Forskrifter om miljøkrav i jordbruket	61
6. Tiltak som gjennomføres innen avløpssektoren	62
7. Utarbeidelse av høringsforslag	63
7.1. Valg av virkeområder.....	63
7.2. Bestemmelser som utredes	65
7.3. Effekt, konsekvenser og kostnader av bestemmelsene (NIBIO)	70
7.4. Valg av bestemmelser i høringsforslaget.....	81
7.5. Virkningstidspunkt	86
7.6. Planlagt oppfølging av miljøkrav	87
8. Referanser	87

1. Forord

Statsforvalterne fikk i brev av 04.01.21 fra Landbruks- og matdepartementet i oppdrag å vurdere behovet for å innføre regionale miljøkrav for jordbruket i områder «*der landbrukspåvirkningen er for stor til at vanddirektivets miljømål om god tilstand kan nås med dagen innsats*».

Statsforvalterens konklusjon, basert på foreliggende kunnskapsgrunnlag, er at avrenningen fra jordbruket i enkelte vassdrag har et omfang som krever at det innføres tiltak rettet mot driften av jordbruksarealene i deler av Innlandet. For ordens skyld gjøres oppmerksom på at Statsforvalteren er i gang med en tilsvarende innskjerping av krav og tillatelser også på avløpsområdet.

Denne utredningen utgjør kunnskapsgrunnlaget for vurderingen av tiltakene som foreslås i forskriften, som nå er sendt på høring. Utredningen inneholder informasjon om bakgrunnen for forslaget om innføring av regionale miljøkrav, oppsummering av kunnskap om miljøtilstanden i vassdragene, kilder til næringssalttilførsel til vassdragene samt en gjennomgang av ulike forurensningsbegrensende tiltak i jordbruket.

Dokumentet gir begrunnelse for hvilke tiltak og virkeområder som foreslås tatt inn i en forskrift, og hvilke tiltak og områder som ikke foreslås tatt inn. I dokumentet gis også en nærmere vurdering av tiltakenes forventede virkning og tiltakenes konsekvenser for matproduksjon og kostnader. Utredningen er gjennomført i henhold til Utredningsinstruksen (FOR-2016-02-19-184).

Statsforvalteren har engasjert NIBIO til å bidra i arbeidet med utarbeidelse av kunnskapsgrunnlaget. NIBIO har stått for en vesentlig del av dokumentet. Det er angitt hvilke delkapitler som er skrevet av NIBIO. Det øvrige er skrevet av Statsforvalteren, med kvalitetssikring fra NIBIO.

Arbeidet med utarbeiding av regionale miljøkrav har skjedd i nær dialog med jordbrukets faglag, kommuner og vannområder. Det er lagt stor vekt på at foreslåtte tiltak skal være mest mulig målrettede. De skal gi god effekt på vannmiljøet samtidig som konsekvensene for matproduksjon og næringsutøvere blir så små som mulig.

Vi har organisert arbeidet med en rådgivende styringsgruppe bestående av:

Statsforvalteren, Haavard Elstrand (leder) og Øyvind Gotehus / Marie Skavnes
Innlandet Bondelag, Elisabeth Gjems og Astrid Simengård
Hedmark Bonde- og småbrukarlag, Øystein Havrevoll
Oppland Bonde- og småbrukarlag, Svein Løken
Innlandet fylkeskommune, Arne Magnus Hekne

I tillegg har det vært oppnevnt en ressursgruppe for faglige diskusjoner av aktuelle tiltak for en forskrift. Ressursgruppa har hatt følgende sammensetning: Innlandet Bondelag, Oppland Bonde- og småbrukarlag, Hedmark bonde- og småbrukarlag, Innlandet fylkeskommune, vannområde Randsfjorden, vannområde Mjøsa, vannområde Glomma

Sør-Østerdalen, vannområde Glomma – Kongsvingerregionen, Norsk landbruksrådgiving, Landbrukskontorene for Hadeland, Landbrukskontoret for Ringsaker, Landbrukskontoret for Midt-Gudbrandsdal, Landbrukskontoret for Kongsvinger, Statsforvalteren i Oslo og Viken og Statsforvalteren i Innlandet.

Statsforvalteren har ivaretatt sekretariatsfunksjonen i et tverrfaglig samarbeid mellom miljø- og landbruksområdet. Sekretariatet har bestått av Thomas Smeby, Mari Olsen og Ola Hegge, men med faglige innspill fra en rekke andre medarbeidere. Ola Hegge ledet arbeidet gjennom hoveddelen av perioden. Ola Heggens innsats, kunnskap og kompetanse har vært avgjørende for at dokumentet nå kan sendes på høring i samsvar med nasjonale forventninger. Hegge gikk av med pensjon våren 2024.

Vi vil få takke alle for verdifull bistand i arbeidet.

2. Bakgrunnen for arbeidet

Det har gjennom lang tid foregått overvåking av tilstanden i norske vassdrag. Denne har blitt intensivert de senere årene som et ledd i oppfølgingen av Norges forpliktelser i henhold til EUs vannrammedirektiv, som er implementert i norsk rett gjennom vannforskriften. Overvåkingen viser tydelig at mange vannforekomster i lavereliggende områder i Innlandet ikke når minstekravet om «god tilstand» (jf. Vannforskriften § 4), som følge av for stor tilførsel av næringsalter og partikler. I tillegg ser vi at tilstanden i deler av Mjøsa er ustabil. Oslofjorden, hvor vannet fra våre store hovedvassdrag havner, har alvorlige miljøutfordringer.

Avrenning av vann på overflaten som følge av flom, nedbør, snøsmelting eller en kombinasjon disse, fører til at jordpartikler, organisk materiale og næringsstoffer blir revet løs og fraktet vekk fra jordbruksarealene og ned til vannforekomstene. Det foregår også stor avrenning gjennom grøftesystemene både på flate og bratte arealer. Dette fører både til tap av matjord og utarming av næringsinnholdet i jorda fordi vi mister nitrogen og fosfor. Tilførselen av fosfor og nitrogen i vassdragene fører til økt algevekst, i tillegg til at partikler sedimenterer og slammer ned vannet og påvirker livet i vann. Dette er vann som først når lokale sidevassdrag, deretter de store hovedvassdragene vi har i Innlandet og til slutt havner det i Oslofjorden.

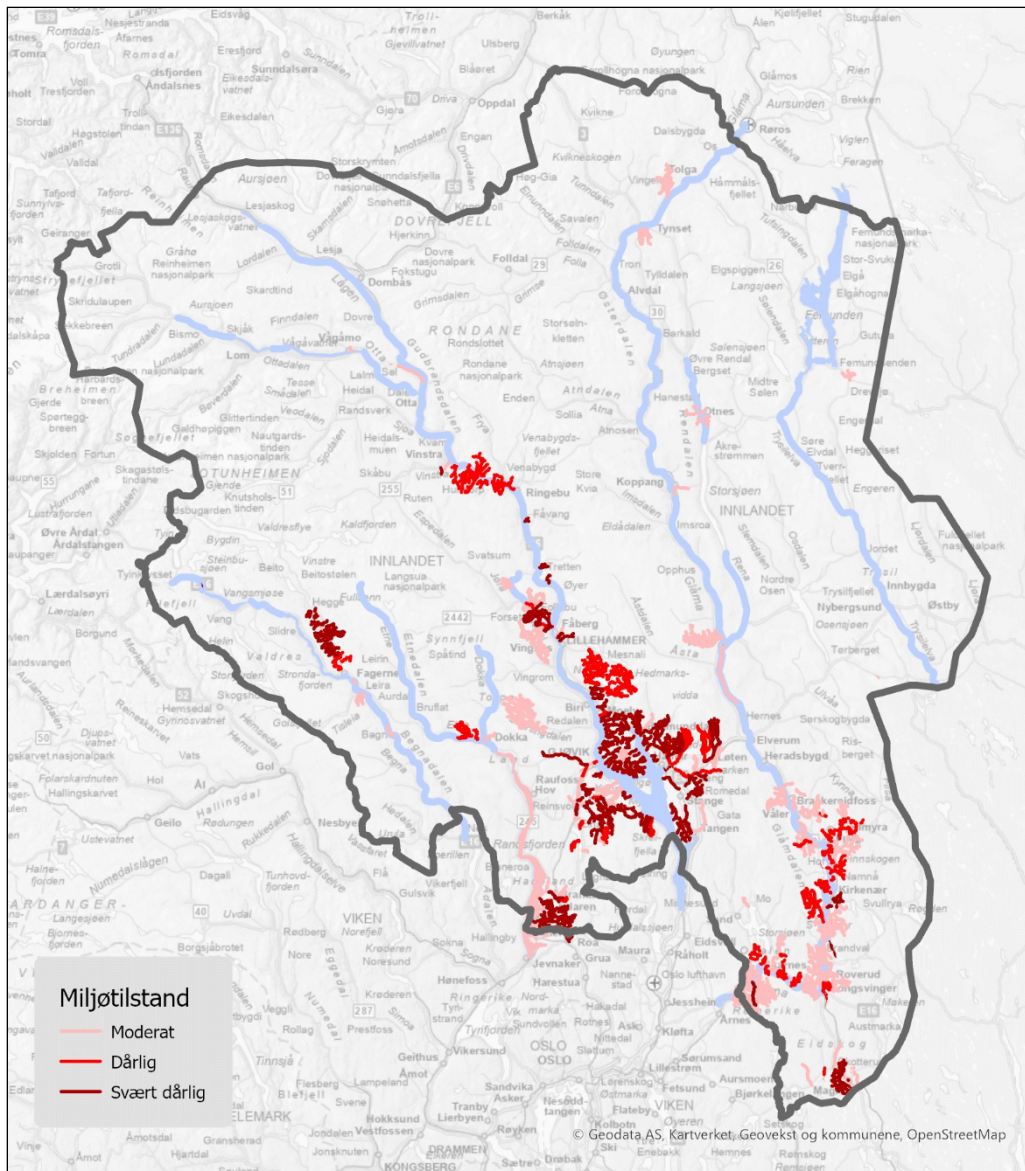
Nasjonale føringer

Våren 2019 utarbeidet Klima- og miljødepartementet [nye nasjonale føringer for vannforvaltningen](#). Der slås det fast at det er behov for forsterket innsats mot forurensning fra jordbruk for å oppnå målet om «god tilstand» i alle landbrukspåvirkede vannforekomster. I områder hvor iverksatte tiltak ikke er tilstrekkelige til at miljømålet «god tilstand» nås, skal det innføres mer forpliktende krav. Dette ble fulgt opp med et brev av 04.01.21, der Landbruks- og

matdepartementet orienterte statsforvalterne om ny og utvidet myndighet til å stille regionale krav for miljøforsvarlig drift. Det betyr at statsforvalterne og kommunene har fått oppdrag om å vurdere å innføre miljøkrav der dette er nødvendig for å nå målet om «god tilstand». Dette er gjentatt ved regjeringens godkjenning av 31.10.22 av Vannforvaltningsplanen for Innlandet og Viken hvor det påpekes at "det er behov for en betydelig styrket innsats mot forurensning fra jordbruk i planperioden 2022-2027 for å oppnå målet om god tilstand i alle landbrukspåvirkede vannforekomster. Dette innebærer at kommunene og Statsforvalterne i større grad må ta i bruk sine hjemler etter det til enhver tid gjeldende regelverket for å stille krav til gjennomføring av miljøtiltak i områder der det er nødvendig for å nå miljømålene etter vannforskriften". [Forskrift om miljøkrav i jordbruket](#) er fastsatt for tidligere Østfold og Akershus. I Oslofjordrådet er det stilt klare forventninger om at tilsvarende krav også vurderes i Innlandet. Statsforvalteren satte derfor i gang arbeidet med å vurdere regionale miljøkrav i jordbruket for Innlandet våren 2023. Miljøkravene skal både beskytte jordbruksarealene våre, lokale vann og vassdrag og også bidra til å bedre miljøet i Oslofjorden. Ved oppstartmøte for arbeidet signaliserte Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet tydelige forventninger om at en slik forskrift bør fastsettes i tide til å få virkning fra og med høsten 2024.

2.1. Vannmiljøet i Innlandet

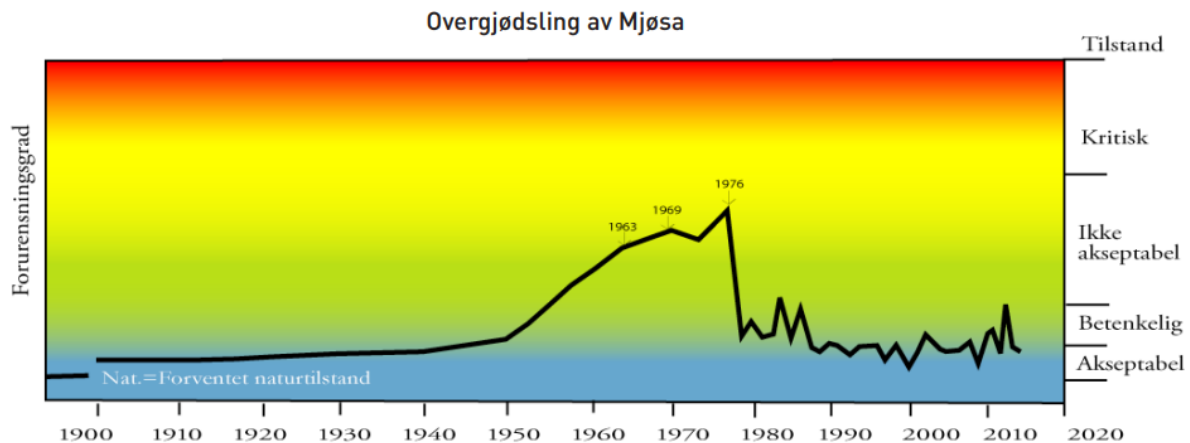
Innlandet har store fjellområder med lite folk og lite jordbruksvirksomhet. Dette fører til at store vassdragsområder i innlandet har relativt god vannkvalitet. De største vannkvalitetsutfordringene finner vi i jordbruksområdene omkring Mjøsa, Gausa, de sørlige delene av Glomma, Hadeland og Vrangselva (Figur 2.1.1.). Det er sidevassdragene i disse områdene som har de største utfordringene. Der er det mange vannforekomster som har problemer med sterke algeoppblomstringer i innsjøer og begroing i elvene. Flere elver i disse områdene er også preget av stor tilførsel av jordpartikler som slammer til elvebunnen slik at leveforholdene for fisk og andre ferskvannsorganismer forringes. Påvirkningene fører til at flere vannforekomster i sidevassdragene ikke når minimumskravet til god miljøtilstand som Norge har forpliktet seg til gjennom implementeringen av vannrammedirektivet. De store hovedvassdragene klarer seg relativt godt, takket være den store tilførselen av lite påvirket vann fra fjellområdene som fortynner forurensningen fra de lavereliggende områdene med større befolkning og høyere andel dyrket mark. I Mjøsa er imidlertid ikke det tilstrekkelig til å gi stabilt god tilstand.



Figur 2.1.1. Kart over områder som har dårligere miljøtilstand enn kravet om god økologisk tilstand for ett eller flere eutrofirelaterte kvalitetselementer og som samtidig har stor eller middels påvirkning fra jordbruk (Data fra Vann-nett).

Mjøsa og Mjøsas nedbørfelt

Miljøtilstanden i Mjøsa og i Mjøsas nedbørfelt har bedret seg betydelig siden 1970- og 80-tallet, takket være den store innsatsen innenfor avløps- og jordbrukssektoren som ble gjennomført gjennom Mjøsaksjonen (figur 2.1.2., vil du høre podkast om Mjøsaksjonen? [Mjøsaksjonen - Trusselen \(1:3\) • Historier - 100 år med HA \(spotify.com\)](#))



Figur 2.1.2. Forurensningsgraden i Mjøsa i perioden 1990 – 2015. Fra Løvik m. fl. (2016).

Likevel har flere av sideelvene til Mjøsa fortsatt betydelige miljøutfordringer, med moderat økologisk tilstand mht. Eutrofiering (Bechmann m. fl. 2021, Thrane m. fl. 2023). I tillegg finner vi betydelige skadevirkninger på fiskebestander som følge av stor partikkeltilførsel som slammer ned elvebunnen i enkelte elver, som for eksempel Lenaelva (Skoglund m. fl. 2015). Høye nitrogenverdier kan også være skadelig for organismer, og skaper stedvis skader på nasjonale miljøverdier. Blant annet er nitrogenverdiene i Hunnselva høyere enn det som regnes som grenseverdi for livskraftig bestand av elvemusling (Larsen 2010), og flere av kalksjøene øverst i Lenavassdraget har høyere nitrogenverdier enn det flere rødlistede arter av kransalger krever (Mjelde 2014).

Mjøsa har nå i de fleste årene hatt god økologisk tilstand, men de siste årene har perioder med oppblomstring av blågrønnalger i deler av Mjøsa skapt bekymring. Ved Skreia og Furnesfjorden er det registrert mer alger enn miljømålet om god tilstand. I tillegg overskrider nitrogeninnholdet grenseverdiene for god miljøtilstand i hele innsjøen (Solheim m. fl. 2022, Thrane m. fl. 2023). Nitrogenkonsentrasjonen i vannet ved utløpet i Vorma er omtrent dobbelt så høyt som ved innløpet i nordenden av Mjøsa som følge av stor tilførsel fra sideelvene til Mjøsa. NIBIO og NIVA har sammen utarbeidet en grundig vurdering av eutrofisituasjonen i Mjøsa og tilførselen av næringssalter og kildene til disse (Bechmann m. fl. 2021). De beskriver fosfortilførsler som den vesentligste årsaken til eutrofieringen. I nedbørfeltet til flere av Mjøsas sidevassdrag har det vært en økning i husdyrtallene over de siste 20 årene med tilsvarende økning i spredning av fosfor med husdyrgjødsel i jordbruket. Fosforinnholdet i jordbruksjorda har økt i samme periode. Det fører til økt risiko for fosforavrenning. Samtidig er det betydelige tilførsler av fosfor med høy biotilgjengelighet fra spredte avløpsanlegg. Med klimaendringer som fører til økt avrenning vurderer NIBIO og NIVA at det er en risiko for at fosfortilførselene kan øke og overskride grensen for den belastningen innsjøen tåler. Dersom det ikke settes inn tiltak kan tilstanden i innsjøen forverres.

Randsfjorden med nedbørfelt

Store deler av vannområde Randsfjorden har god vannkvalitet. Store deler av vannområdet består av fjell og skogsområder med begrenset befolkningstetthet og relativt lav andel dyrket mark. Unntaket er sidevassdragene i jordbruksområdet på Hadeland hvor miljøtilstanden er vesentlig dårligere som følge av betydelig næringssaltforurensing og også høyt partikkelinnhold i elver som gir tilslamming av elvebunnen flere steder. Jordbruksområdet på Hadeland har svært kalkrik grunn og følgelig er også innsjøene i området svært kalkrike. Mange av dem er kalksjøer som er nasjonalt verdifulle og beskyttet gjennom egen forskrift om kalksjøer som utvalgt naturtype. En stor andel av innsjøene og elvene i området når ikke kravet om god miljøtilstand grunnet stor tilførsel av næringssalter (Stabell 2019, Solheim m. fl. 2022, Bechmann m. fl. 2022). Det er betydelig algeoppblomstring i flere av innsjøer, og i noen av dem har det også vært betydelig oppblomstring av blågrønnalger. Næringssalttilførselen har også redusert bestander av rødlistede arter av kransalger i flere av innsjøene. Kransalgene er karakterarter for kalksjøene i området. En viktig årsak til skadene på kransalgebestandene er høyt innhold av nitrogen (Mjelde 2014). De kalkrike sideelvene på Hadeland skulle forventes å være svært velegnede for elvemusling, men det er ikke påvist elvemusling i noen av dem til tross for gjentatte søk. Fra gammelt er det kjent at det var elvemusling i Vigga (Helland 1913), men den har dødd ut. Dagens høye innhold av partikler og næringssalter er trolig årsaken til fraværet av elvemusling. Nitrogenverdiene i Vigga ligger vesentlig over hva Degerman m. fl. (2009) har angitt som kritisk grense for rekrutterende elvemuslingbestander. Rekrutteringsmulighetene for ørret og røye er også skadelidende i flere av vannforekomstene i området som følge av tilslamming av gyteområdene og trolig også de høye nitrogennivåene. Kilden til de høye næringssaltkonsentrasjonene i vassdragene på Hadeland er i hovedsak jordbruk og spredt avløp, som tilfører henholdsvis 5,5 tonn og 1,9 tonn fosfor årlig (Bechmann m. fl. 2022). Det er store variasjoner i fosforinnholdet i innsjøene på Hadeland fra år til år, men ingen tydelig utviklingstrend. For de fleste innsjøene er imidlertid også tidsseriene relativt korte.

Selve Randsfjorden har i hovedsak god vannkvalitet takket være at næringssalttilførselen fra sidevassdragene på Hadeland fortynnes av tilførselen av relativt upåvirket vann fra de store fjell og skogområdene lengere nord og vest i vannområdet. Nitrogeninnholdet i Randsfjorden overskrider imidlertid grenseverdien for god tilstand (Solheim m. fl. 2022). I Randsfjorden var det en svak avtagende trend i fosforinnholdet i innsjøen i perioden 1998 – 2009, men en svakt økende trend det siste 10-året. Trendene er imidlertid svært svake (Solheim m. fl. 2022).

Glåmdalen

De fleste vannforekomstene i Innlandets del av Glommavassdraget har god vannkvalitet. Store deler av nedbørfeltet er preget av fjell og skogsområder med begrenset befolkningstetthet og andel dyrket mark i nordlige delen av Glomma. Sør

for Elverum er det derimot flere sidevassdrag som er påvirket av jordbruk i middels til stor grad. Det blir årlig gjennomført overvåking av utvalgte vannforekomster og flere vannforekomster har dårligere vannkvalitet enn vannforskriftens mål om minst god miljøtilstand (Løvik et al. 2014; Ruiter et al. 2015; Løvik 2016; Løvik et al. 2017; Løvik et al. 2018; Håll et al. 2019; Stabell et al. 2020; Stabell et al. 2021; Stabell et al. 2022; Stabell, T. et al. 2023). I enkelte innsjøer er det i tillegg registrert algeoppblomstring. I 2014 ble det også gjennomført en større undersøkelse av kroksjøer som nå er en truet naturtype, samt flomdammer og meandrerende elvepartier som er knyttet til elvesletter og deltaområder. Flere av de undersøkte områdene i og rundt Glomma ble klassifisert til dårlig økologisk tilstand, dels pga. jordbruksforurensning (Mjelde et al. 2015). Tilførsel av vann med god kvalitet fra de øvrige delene av Glomma og fortyningseffekt bidrar til at selve Glomma har god vannkvalitet. Tilførselen av næringsstoffene (fosfor og nitrogen) og partikler øker derimot nedover vassdraget (Bækken et al. 2014; Bækken et al. 2015) og som til slutt havner i Oslofjorden.

2.2. Miljøtilstanden i Oslofjorden

I mars 2021 kom «[Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv](#)». Planen illustrerer hvilke alvorlige utfordringer Oslofjorden står ovenfor, og den inneholder en helhetlig oversikt over hvilke tiltak som bør prioriteres. En oppfølgingsrapport til Oslofjordplanen som er utarbeidet av NIVA og Havforskningsinstituttet (*Staalstrøm, m.fl. 2022*), viser at Ytre Oslofjord er avhengig av at vi reduserer utslippene våre. Nitrogentilførselen fører til at algeveksten i fjorden blir for høy. I tillegg til nitrogen, forurenses fjorden også av fosfor, jordpartikler og organisk materiale.

Mange av områdene som drenerer til Oslofjorden har middels eller stor påvirkning fra jordbruk, og jordbruk står for en betydelig andel av den menneskeskapte tilførselen av næringssalter og partikler til fjorden. Planen trekker derfor frem redusert avrenning fra jordbruksarealer som et viktig innsatsområde. Her blir både frivillig tiltaksgjennomføring og bruk av regionale forskrifter trukket frem som viktige tiltak.

De fire største tilløpselvene til Oslofjorden, Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva tilfører til sammen ca. 21 900 tonn nitrogen og 440 tonn fosfor til ytre Oslofjord (Tabell 2.1.1.).

Tabell 2.1.1. Tillførsel av fosfor og nitrogen til ytre Oslofjord fra de 4 største tilløpsvassdragene i 2018 (fra Engesmo m. fl. 2020).

Elv	Nedbørfelt (km ²)	Tot P (tonn)	Tot N (tonn)
Glomma	41 918	336	13 738
Drammenselva	17 034	56	4 062
Numedalslågen	5 577	20	1 858

Skienselva	10 772	29	2 250
------------	--------	----	-------

Det er beregnet at hovedvassdragene i Innlandet fører med seg ca. 9600 tonn nitrogen og 120 tonn fosfor (inkludert Akershus sine deler av nedbørfeltene til Mjøsa og Randsfjorden), hvorav bidraget fra jordbruket utgjør ca. 4000 tonn nitrogen og 40 tonn fosfor.

En konsekvens av denne forurensningen, er at økosystemene i fjorden blir ødelagt. For eksempel har områder med sukkertare og ålegrasenger blitt kraftig redusert, og noen steder har de forsvunnet helt. Dette er alvorlig fordi sukkertare og ålegrasenger er viktige oppvekstområder for fisk og annet dyreliv.

Tiltaksplanen er bla fulgt opp med økonomiske virkemidler ved at det gjennom jordbruksoppjøret er tildelt kr. 70 mill. ekstra til vannmiljøtiltak i Oslofjordområdet i 2022 og kr. 150 mill. i 2023. Av dette har Innlandet fått henholdsvis kr. 18,5 og 21,1 mill. i 2022 og 2023.

2.3. Brukerinteresser i vassdragene

Våre vassdrag har en viktig funksjon som resipient for utslipp fra husholdning, jordbruk og industri. Dette gjelder særlig de store hovedvassdragene som er resipient for de fleste av de kommunale renseanleggene i fylket

Vassdragene benyttes som drikkevannskilde for deler av befolkningen. Særlig viktig i den sammenheng er Mjøsa, som er drikkevannskilde for ca. 100 000 personer. I tillegg brukes de som kilde til vanning av jordbruksarealer og prosessvann til industri.

Vassdragene i Innlandet nyttes i betydelig grad til kraftproduksjon. Årlig produksjon i et normalår er ca. 10 TWh (1991-2020). I tillegg bidrar magasinert vann i Innlandet betydelig til å øke vannkraftproduksjonen i kraftverk utenfor eget fylke.

I Innlandet er det lange tradisjoner for å høste fisk fra vassdragene. Tidligere har det vært aktivt næringsfiske og husbehovsfiske mange steder. Omfanget av næringsfiske har avtatt, men det er fortsatt mange som driver et aktivt fiske til matauk og rekreasjon. I den senere tid er rekreasjonsfiske fått stadig økende omfang og utgjør i dag en vesentlig del av utnyttelsen av fiskeressursene i innlandet. Vassdrag er også sentrale for anen form for rekreasjon. Mange vann benyttes til bading, padling og båtliv. Vann og elver er dessuten viktige landskaps- og nærmiljøelementer som betyr mye for folks trivsel og har også stor betydning for reiselivet.

3. Næringssalttilførsel til vassdrag fordelt på regioner og kilder (NIBIO)

Tilførsler av fosfor og nitrogen fra jordbruk og andre kilder til vassdragene lar seg ikke måle på en enkel måte, og må derfor beregnes utfra tilgjengelige datakilder. En metode er å beregne tilførsler på bakgrunn av målte konsentrasjoner av nitrogen og fosfor og målte eller estimerte avrenningsmengder. Måledata for konsentrasjoner er tilgjengelig kun i utvalgte lokaliteter, og da er det som regel tatt stikkprøver noen få ganger i året. Ofte foreligger data kun for noen få år i hver vannlokalitet. Tilførsler beregnet utfra slike data kan derfor være høyst usikre. Kontinuerlig overvåking av vannføring og vannkvalitet, der konsentrasjoner måles i blandprøver i stedet for i stikkprøver, gir mye sikrere estimater for næringsstofftilførsler fra landbruket. Dessverre er slik overvåking så krevende og kostbar at dette kun gjøres på et fåtall steder i landet. I NIBIOs Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA, nibio.no/jova) har vannkvalitet blitt overvåket kontinuerlig i 30 år fra 10 nedbørfelt som ligger spredt i landet. To av disse ligger i Innlandet.

Som alternativ til målinger, har resultater fra bl.a. JOVA-overvåkingen blitt brukt som bakgrunn for å utvikle modeller for beregning av næringsstofftilførsler fra jordbruket. For større regioner velges som regel enkle, empiriske modeller som bruker inngangsdata fra offentlige kartkataloger og dataregistre. To slike modeller, som ofte brukes i oppdrag knyttet til vannforvaltningen i Norge, er TEOTIL (Ibrekk og Tjomsland 1992; Selvik m.fl. 2007) og Agricat (Borch m.fl. 2010; Kværnø m.fl. 2014). Begge modellene tar utgangspunkt i den nasjonale jordsmonnkartleggingen og detaljerte terreng- og værdata, samt tilgjengelig informasjon om jordbruksdriften fra Søknad om produksjonstilskudd og Regionale miljøprogram.

TEOTIL er brukt til årlige nasjonale beregninger av fosfor- og nitrogentilførsler til norske kystområder fra alle antropogene og naturlige kilder. Resultater for perioden 1990 til 2021 er tilgjengelige for alle nedbørfelt i NVEs nedbørfeltdatabase REGINE som bidrar med tilførsler til norskekysten.

Agricat er stort sett kjørt for enkeltår i utvalgte nedbørfelt. For Innlandet gjelder det utvalgte nedbørfelt i deler av vannområdene Mjøsa, Glomma og Randsfjorden (Kværnø m.fl. 2019; Bechmann m.fl. 2021; Bechmann m.fl. 2022).

Agricat og jordbruksmodulen av TEOTIL er begge risikomodeller, dvs. at de kun beregner den gjennomsnittlige effekten av endringer i jordbruksdrift, mens effekten av årlig variasjon i vær- og avrenningsforhold ikke beregnes. TEOTIL beregner i motsetning til Agricat retensjon i vassdragene, det vil si tilbakeholdelse av næringsstoffer i innsjøer, gjennom sedimentasjon av partikler og partikkelbundne næringsstoffer (hovedsakelig fosfor), opptak av fosfor og nitrogen i planter og alger, og utslipp av nitrogengass til atmosfæren. Resultatene fra TEOTIL2 representerer derfor den delen av tilførslene som når fram til utløpet av hvert vassdrag, mens resultatene fra Agricat representerer hvor mye næringsstoff som totalt er tapt fra arealene og når fram til nærmeste bekk, elv eller innsjø. Se ellers tekstboks under for litt mer informasjon om TEOTIL og Agricat. I 2024 er det utviklet en ny kildefordelingsmodell (TEOTIL3) og en ny jordbruksmodell, AGRITIL, som leverer inputdata til TEOTIL3 (Kværnø m.fl. 2024). Den nye modellen kan gi en

annerledes kildefordeling for nitrogen og fosfor enn TEOTIL2. Det er ikke gjort analyser av hvordan dette vil slå ut for de prioriterte områdene i Innlandet.

Resultater fra disse to modellene er sammenstilt for områdene i figur 3.1., og er presentert i de følgende avsnittene.

TEOTIL*

Skala: Hovedvassdrag, nasjonal.

Formål: Beregne tap av fosfor og nitrogen fra alle landbaserte kilder og oppdrettsanlegg i sjøvann, til norskekysten.

Type modell: Enkle statistiske formler (jordbruk) og koeffisienter (andre kilder). Beregner transport i elver i et hierarkisk nedbørfeltsystem, og inkluderer eventuell tilbakeholdelse i innsjøer.

Inngangsdata TEOTIL2: tilførsler fra jordbruk (NIBIOs JOVAest-modell), utslipp fra avløp (SSB) og industri (Miljødirektoratet), arealbruk, nedbørfelt-, innsjø-, elv- og avrenningsdata (NVE), akvakultur (Fiskeridirektoratet).

Inngangsdata jordbrukets tilførsler (JOVAest): Jordsmonnkart og erosjonsrisikoberegning (NIBIO), fosforstatus i jord (NIBIO), vekst (Landbruksdirektoratet/SSB), eStil/RMP-tiltak (Landbruksdirektoratet). Gjennomsnitt for 43 «fylkessonner».

Grunnlag for utvikling av JOVAest: Statistisk analyse av måledata fra nedbørfelt (JOVA-programmet).

Agricat

Skala: Små og større vassdrag.

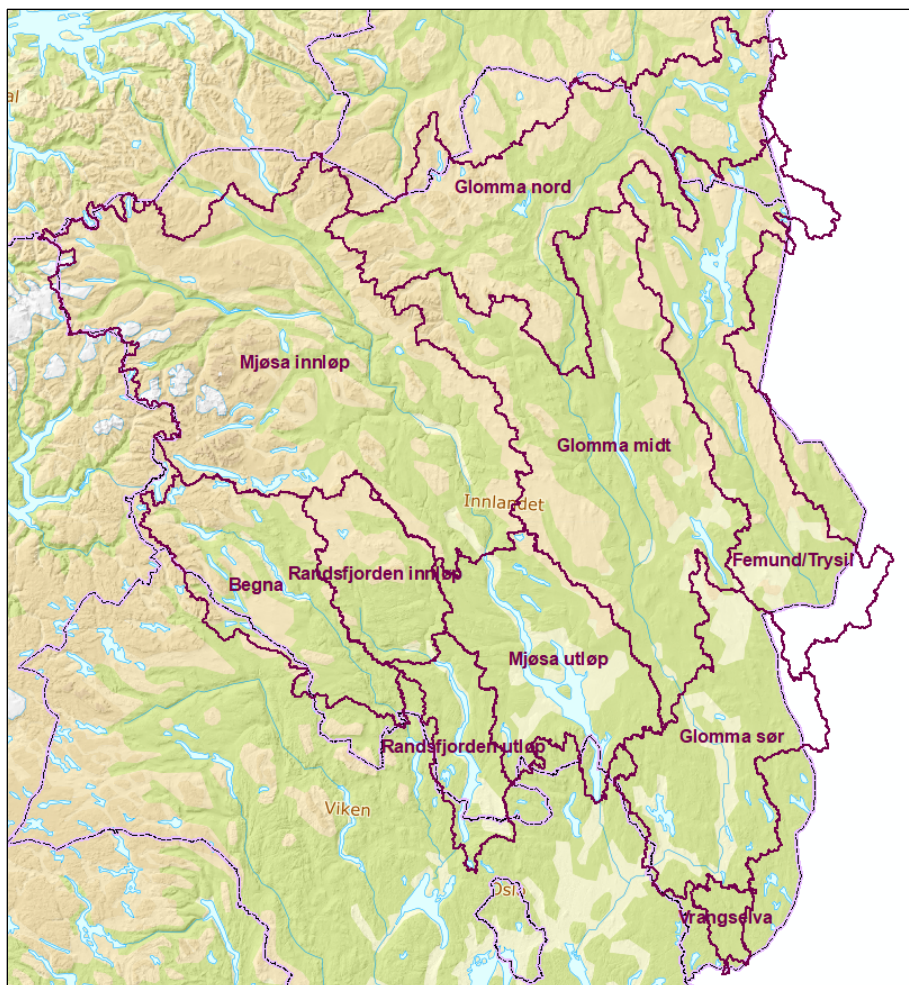
Formål: Beregne tap av partikler og fosfor fra jordbruksareal til nærmeste vannforekomst.

Type modell: En samling enkle statistiske formler som skiller mellom ulike prosesser.

Inngangsdata: Jordsmonn- og erosjonsrisikokart (NIBIO), fosforstatus i jord (NIBIO), eStil/RMP-tiltak og vekstfordeling (Landbruksdirektoratet), avrenning (NVE). Fleksibel på detaljeringsgrad.

Grunnlag for utvikling av Agricat: Statistisk analyse av måledata fra nedbørfelt (JOVA-programmet), forsøksfelt (ulike prosjekter, data fra hele Norden), laboratoriestudier (norske og utenlandske).

**I løpet av 2023/2024 publiseres en ny versjon av TEOTIL, som bl.a. skal inkludere en oppdatert versjon av Agricat-modellen.*



Figur 3.1. Vassdrag i Innlandet fylke, inndelt i delområder med kortnavn: «Begna» = Begnavassdraget fram til fylkesgrensa mot Buskerud; «Randsfjorden innløp» = Etna-Dokkavassdraget; «Mjøsa innløp» = Gudbrandsdalslågen og Gausavassdraget; «Glomma nord» = Glommavassdraget fram til Rendalen/Stor-Elvdal; «Glomma midt» = Glommavassdraget fram til Elverum/Våler; «Glomma sør» = Glommavassdraget fram til fylkesgrensa mot Akershus.

3.1. Tilførsler av fosfor og nitrogen fra jordbruk i regioner i Innlandet

I tabell 3.1.1. er totale tilførsler av nitrogen og fosfor, samt tilførsler fra jordbruksareal, i 2021, som beregnet i TEOTIL2, oppsummert for hovedvassdrag i Innlandet. Tallene er kumulative, det vil si at de inkluderer *alt* areal oppstrøms de utvalgte punktene. Retensjon underveis er hensyntatt. Det foreligger ikke tall for grensevassdragene Vrangselva og Femund/Trysilvassdraget, ettersom de har sine utløp i Sverige.

Sum tilførsler fra hovedvassdragene i Innlandet (inkludert Akershus sine deler av nedbørfeltene til Mjøsa og Randsfjorden) er beregnet til ca. 9600 tonn nitrogen og 120 tonn fosfor for 2021. Av dette er det beregnet at bidraget fra jordbruket er til sammen ca. 4000 tonn nitrogen og 40 tonn fosfor.

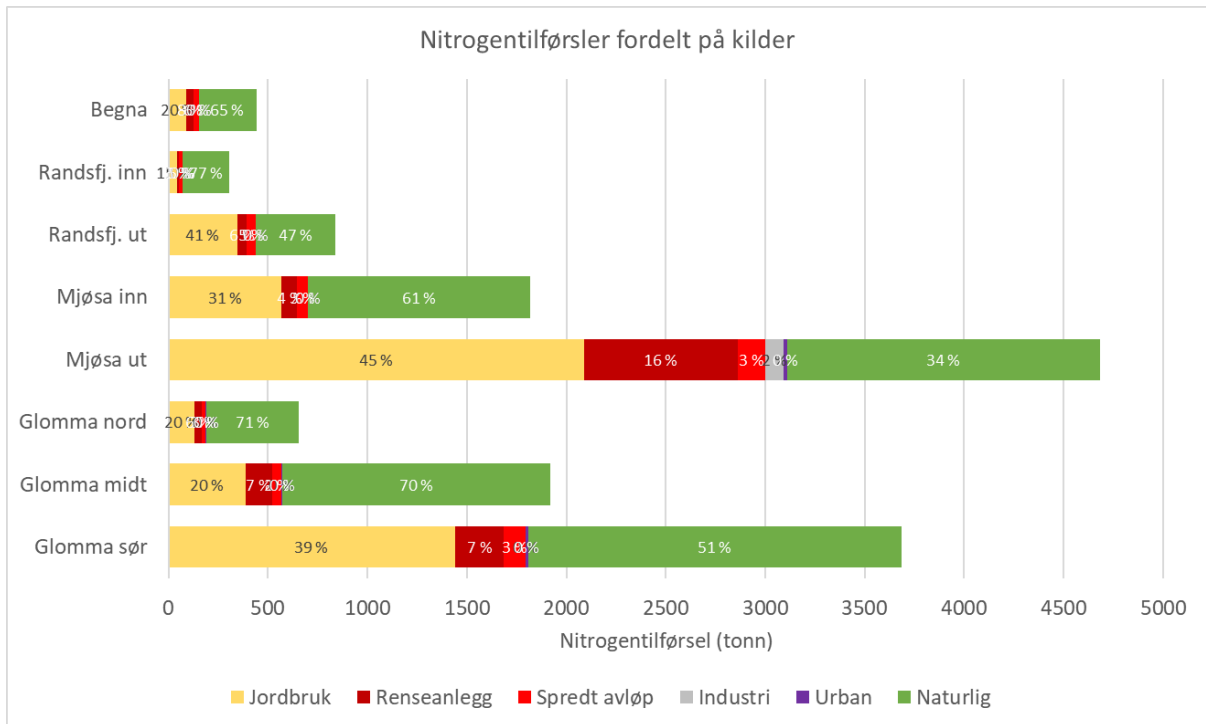
Glomma, som er størst av hovedvassdragene, men samtidig har litt mindre jordbruksareal enn Mjøsa, bidrar med høyest tilførsel av fosfor, både fra jordbruket og totalt. Selv om nedbørfeltet til Mjøsa har en del mer jordbruksareal enn nedbørfeltet til Glomma, er tilførselen av fosfor fra jordbruksareal her lavere, og det skyldes at modellen beregner betydelig retensjon i innsjøen Mjøsa, som ligger i nedre del av vassdraget. Det framgår også av lite forskjell i fosfortilførsel mellom Mjøsa utløp og Mjøsa innløp. I Glomma ligger innsjøene lenger oppe i vassdraget, og påvirker derfor kun tilførslene i denne delen. Derfor ser man her en tydeligere økning i fosfortilførsel nedover i vassdraget (fra nord, via midtre deler til særlig sørlige del). I Randsfjorden er det samme forhold som i Mjøsa, med lite forskjell mellom utløp og innløp pga. retensjon i innsjøen Randsfjorden.

Tilførselen av nitrogen er, i motsetning til fosfor, høyere i Mjøsa enn i Glomma. Økningen i nitrogentilførsel øker betydelig fra innløp til utløp i både Mjøsa, Glomma og Randsfjorden. Tallene viser at modellen har beregnet mindre retensjon av nitrogen enn av fosfor.

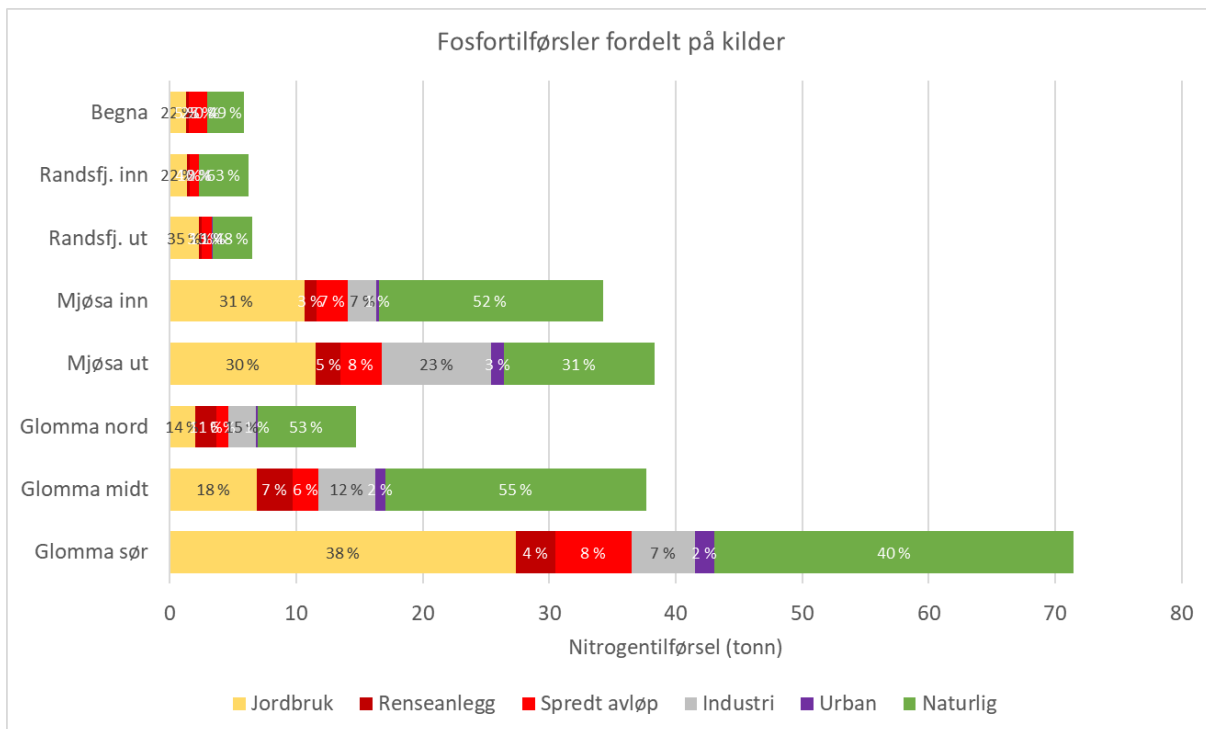
Tabell 3.1.1. N- og P-tilførsler fra jordbruksareal i 2021, beregnet i modellen TEOTIL2. Tallene er kumulative. N- og P-tilførsler per arealenhet er per totalareal for totale tilførsler, og per jordbruksareal for tilførslene fra jordbruk.

Lokalitet	Total		Jordbruk		Total		Jordbruk	
	N (tonn)	P (tonn)	N (tonn)	P (tonn)	N (kg/daa)	P (g/daa)	N (kg/daa)	P (g/daa)
Begna	441	6	90	1	0,1	2	1	9
Randsfjorden innløp	306	6	45	1	0,1	3	1	20
Randsfjorden utløp	837	7	346	2	0,2	2	2	11
Lågen	1477	29	359	8	0,1	3	1	29
Gausa	341	6	209	3	0,4	6	3	49
Mjøsa innløp	1818	34	568	11	0,1	3	2	32
Mjøsa utløp	4682	38	2088	12	0,3	2	2	13
Glomma nord	656	15	129	2	0,1	2	1	11
Glomma midt	1921	38	388	7	0,1	2	1	24
Glomma sør	3684	71	1441	27	0,1	3	2	33

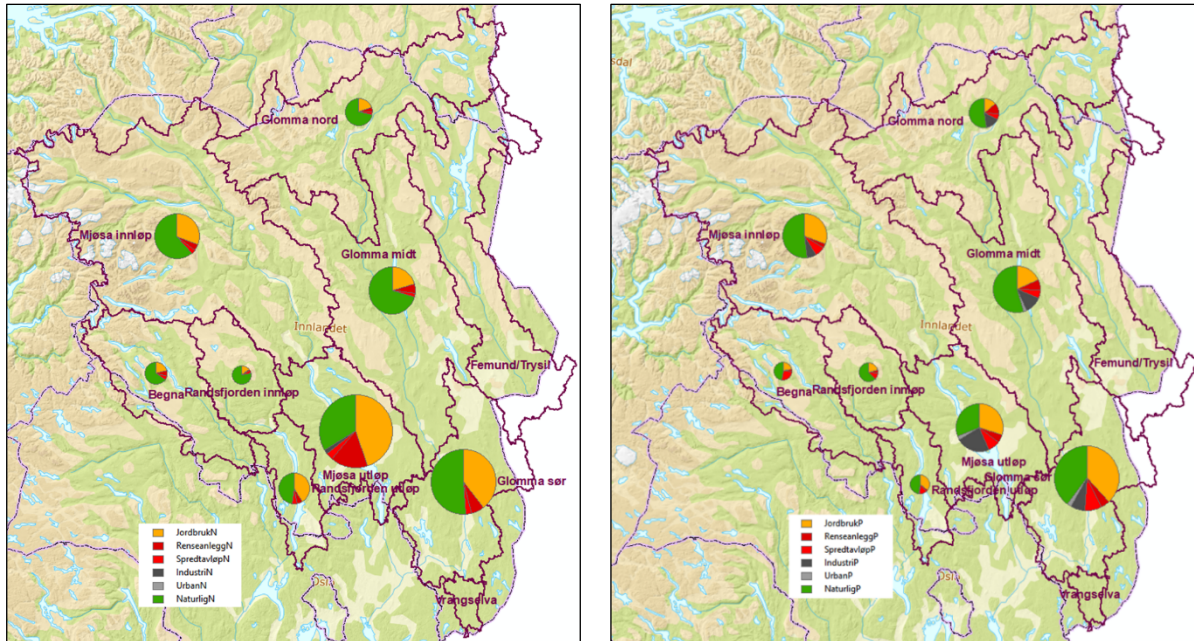
TEOTIL beregner tilførsler fordelt på ulike antropogene og naturlige kilder. Kildefordelingen for de enkelte vassdragene i tabell 3.1.1. er vist i figur 3.1.1. for nitrogen og figur 3.1.2. for fosfor. Også disse tallene er kumulative. Jordbrukets bidrag i forhold til alle andre kilder (utmark, avløp, urbane arealer og industri) varierer mellom ca. 15 og 45 % for de enkelte vassdragene. For avløp (renseanlegg og spredt avløp) er bidraget mellom 7 og 30 %. Industri har betydelig innvirkning på fosfortilførselene (viktigst i nedre del av Mjøsa og midtre del av Glomma), og mindre på nitrogentilførselene. Naturlige kilder bidrar til en forholdsvis stor del av både nitrogen- og fosfortilførselene, ettersom utmark utgjør et stort areal i regionen.



Figur 3.1.1. Kildefordeling av nitrogentilførsel i vassdrag i Innlandet, basert på resultater fra TEOTIL2 for 2021. Tallene er kumulative (alt areal oppstrøms hvert punkt er inkludert).



Figur 3.1.2. Kildefordeling av fosfortilførsel i vassdrag i Innlandet, basert på resultater fra TEOTIL2 for 2021. Tallene er kumulative (alt areal oppstrøms hvert punkt er inkludert).



Figur 3.1.3. Kildefordeling av nitrogen- (venstre) og fosfortilførsel (høyre) i vassdrag i Innlandet, basert på resultater fra TEOTIL2 for 2021. Tallene er kumulative (alt areal oppstrøms hvert punkt er inkludert).

3.2. Tap av fosfor fra jordbruksareal i regioner i Innlandet

Som nevnt innledningsvis, gir modellen Agricat 2 tall for fosfortap fra jordbruksareal, uten påvirkning fra retensjon. Det gir et mer utfyllende bilde av jordbrukets bidrag i de enkelte områdene, og kan si litt mer om påvirkning på sidevassdrag i form av mindre bekker og vann. Det er gjennomført en svært forenklet beregning i Agricat 3 (ny og ikke publisert versjon av modellen fra 2023) for områdene i figur 3.1. Det er beregnet tap av både jordpartikler, partikkelbundet fosfor og løst fosfat (biotilgjengelig fosfor). Inngangsdata til modellen er erosjonsrisiko (fra NIBIOs flateerosjonskart), lengde av linjer med risiko for drågerosjon (fra NIBIOs drågerosjonskart), fosforstatus i jord, P-AL (fra NIBIOs Jorddatabank, gjennomsnitt 1992-2016), fordeling av vekster (fra Landbruksdirektoratets søknad om produksjonstilskudd og RMP) og avrenningsmengde (fra NVEs avrenningskart) i gjennomsnitt per delområde. Der det mangler erosjonsrisikokart, er gjennomsnittsverdiene for kartlagt areal brukt. Beite er ikke inkludert i beregningene pga. manglende datagrunnlag for fosfortap fra beite.

Beregningene gir et fosfortap fra jordbruksarealene på 111 tonn til sammen for alle delområdene, hvorav 52 tonn i Mjøsa, 42 tonn i Glomma, 11 tonn i Randsfjorden, og 5 tonn i Begnavassdraget (tabell 3.2.1.). Dette er betydelig mer enn de til sammen 40 tonn som er beregnet i TEOTIL, og skyldes både retensjon i TEOTIL, og litt ulikheter i beregningsmetoder mellom de to modellene.

Tabell 3.2.1. Tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP) og løst fosfat/biotilgjengelig fosfor (BIO-P) fra jordbruksarealene i delområder i Innlandet.

Delområde	Total-areal (km ²)	Jordbruks-areal (km ²)	SS (tonn)	TP (tonn)	BIO-P (tonn)	TP (g/daa jordbruks-areal)	TP (g/daa total-areal)
Begna	3589	110	818	5	3	44	1
Randsfjorden innløp	2093	51	670	2	1	38	1
Randsfjorden utløp	1615	137	2759	9	3	68	6
Randsfjorden sum	3709	187	3430	11	4	60	3
Glomma nord	7073	176	1378	4	2	23	1
Glomma midt	8861	120	2881	6	3	54	1
Glomma sør	4464	354	21484	32	7	89	7
Glomma sum	20398	650	25743	42	12	65	2
Mjøsa innløp	12508	341	2937	17	10	49	1
Mjøsa utløp	4047	602	12571	36	13	60	9
Mjøsa sum	16555	943	15508	52	23	56	3
Sum	44251	1890	45499	111	42	58	2

Tap av totalfosfor per dekar jordbruksareal er 44 g/daa i Begna, og ca. 20 – 90 g/daa i delområdene innenfor Mjøsa, Randsfjorden og Glomma. I Mjøsa er det litt lavere totalfosfortap per dekar oppstrøms innløpet til Mjøsa enn nedstrøms. Selv om det i den nordlige delen er mindre fosfortap pga. erosjon, ettersom det dyrkes gras på mesteparten av arealet, bidrar svært høy P-AL (15 mg/100 g) til omtrent samme tap av løst fosfat her som i den sørlige delen, der P-AL er lavere (11 mg/100 g). I Randsfjorden og Glomma er totalfosfortap per dekar lavere i de nordlige delene med lite jordbruksareal som er dominert av grasproduksjon, enn i de sørlige områdene med mer åpen åker. Totalfosfortapet er særlig høyt (89 g/daa) i det sørligste området i Glomma (mellom Våler/Elverum og grensa til Akershus), der det sammenliknet med de andre områdene er lite areal med gras, mye høstpløying og betydelig areal med potet/grønnsaker.

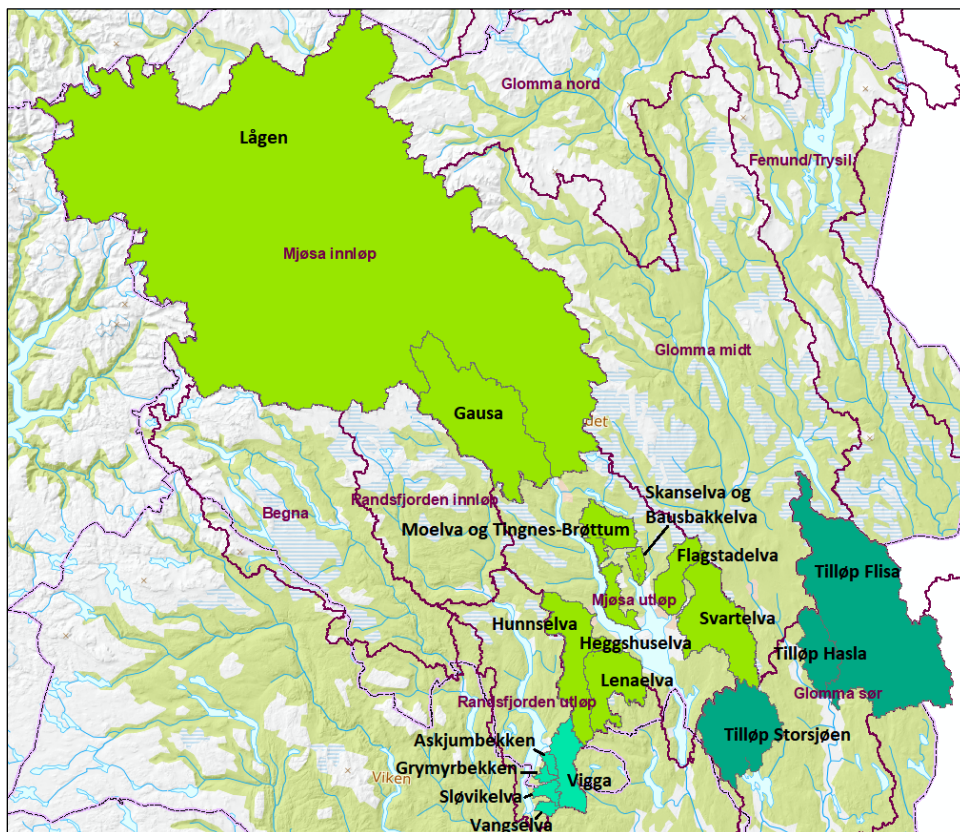
Når fosfor fra jordbruksarealene kommer ut i bekker og elver, skjer det en viss fortykning ettersom avrenningen blandes med avrenning fra utmarksareal, som oftest har lavere fosforkonsentrasjoner. Fordeler vi totalfosfortapet på delområdenes totalareal, får vi et inntrykk av hvordan dette spiller inn: det er tydelig høyere tap per dekar totalareal i de sørlige delene av Randsfjorden, Glomma og Mjøsa enn i de nordlige.

3.3. Tap av fosfor fra jordbruksareal i utvalgte nedbørfelt i Innlandet

Tall for de større enhetene i foregående avsnitt gir et grovt bilde på forskjeller innenfor og mellom disse enhetene. For å få et bedre bilde av variasjonen innenfor disse enhetene, må det gjøres beregninger på mindre skala, for enkelt nedbørfelt. Det har blitt

gjort for utvalgte og/eller prioriterte nedbørfelt (Figur 3.3.1.) i deler av vannområdene Mjøsa, Glomma og Randsfjorden (Bechmann m.fl. 2021; Kværnø m.fl. 2019; Bechmann m.fl. 2022). Resultatene kommer fra ulike prosjekter der beregningsmetodene ikke er helt like. Resultatene for Mjøsa og Glomma vil pga. beregningsmetode ligge på et lavere nivå enn resultatene for Hadeland og for regioner i Innlandet i forrige avsnitt.

De fleste nedbørfeltene det er beregnet for i tidligere prosjekter ligger der belastningen fra jordbruket er beregnet til å være størst (Mjøsa utløp, Randsfjorden utløp, Glomma sør). Tabell 3.3.1 viser oppsummerte tall for fosfortap fra jordbruksareal i alle nedbørfeltene det er beregnet for, i tonn og per dekar jordbruksareal. Resultatene viser at summert tap av totalfosfor fra jordbruksarealene i de utvalgte nedbørfeltene er 9 tonn i Mjøsa innløp, 10 tonn i Mjøsa utløp, 4 tonn i Glomma sør og 5,5 tonn i Randsfjorden utløp. Biotilgjengelig fosfor utgjør 20 % av totalfosfor i alle nedbørfeltene i Mjøsa og Glomma, men inkluderer kun fosfor løst ut fra partikler i avrenningsvann. Andelen er høyere i Randsfjorden (ca. 40 %), ettersom beregningen her i tillegg inkluderer løst fosfat fra jordsmonnet, plantemateriale og husdyrgjødsel.



Figur 3.3.1. Oversikt over beliggenhet av utvalgte nedbørfelt der det er beregnet jord- og fosfortap fra jordbruksareal.

Innen de ulike hovedvassdragene er det stort sett lite forskjell mellom nedbørfeltene mht. fosfortap per arealenhet. I Mjøsa skiller Svartelva seg ut med mindre fosfortap per arealenhet enn de andre nedbørfeltene. Det kan tilskrives lavere erosjonsrisiko her enn i de andre nedbørfeltene, ifølge erosjonsrisikokartet. I Glomma skiller tilløp til Storsjøen i

Odalen seg ut med mer fosfortap enn de andre to nedbørfeltene, pga. høyere erosjonsrisiko og høyere P-AL. I Randsfjorden har Vigga noe mer fosfortap enn de fire andre nedbørfeltene, kanskje pga. litt høyere erosjonsrisiko.

Tabell 3.3.1. Fosfortap fra jordbruksareal i 2016, beregnet i modellen Agricat 2 (1 Bechmann m.fl. 2021; 2 Kværnø m.fl. 2019; 3 Bechmann m.fl. 2022). TP = totalfosfor, BIO-P = biotilgjengelig fosfor. Fosfor fra beite ikke inkludert. Merk at ulike beregningsmetoder er brukt.

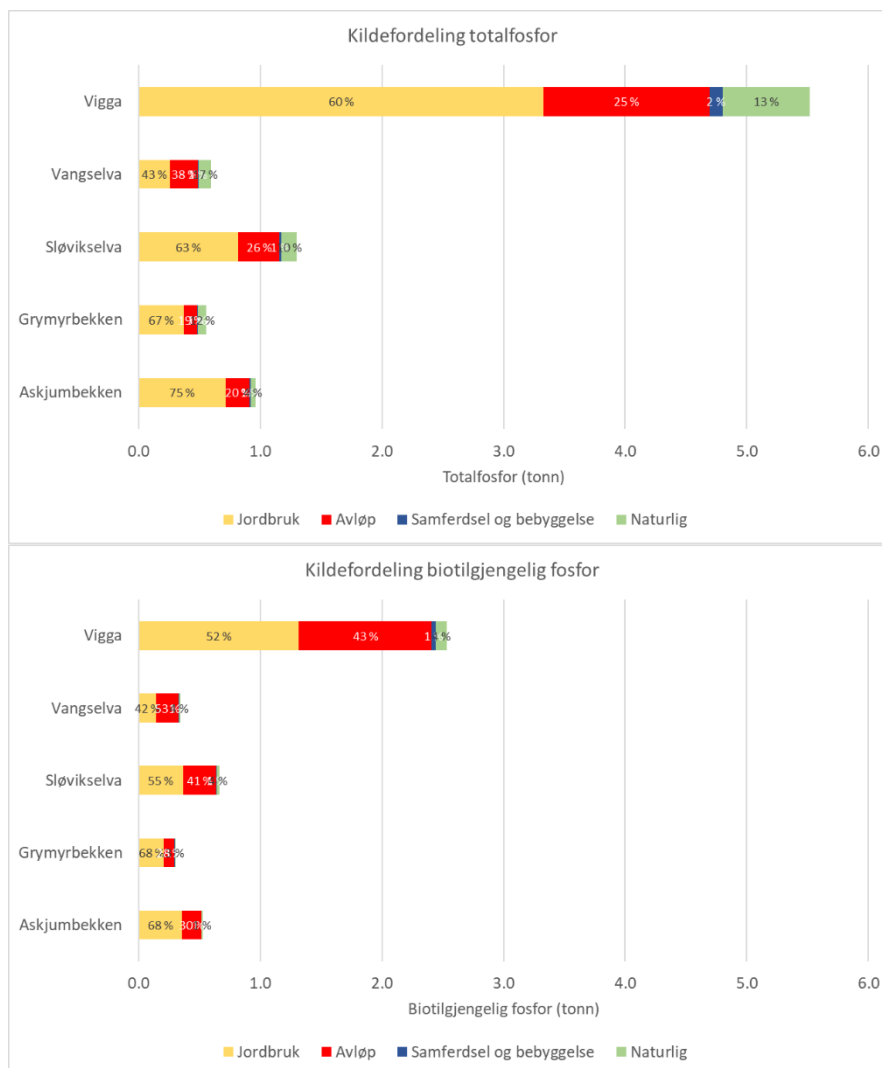
Nedbørfelt	TP (tonn)	TP (g/daa jordbruksareal)	BIO-P (tonn)	BIO-P (g/daa jordbruksareal)
Askjumbekken	0,7	51	0,4	26
Grymyrbekken	0,4	51	0,2	28
Sløvikselva	0,8	55	0,4	25
Vangselva	0,3	53	0,1	30
Vigga	3,3	64	1,3	25
Randsfjorden utløp, 2020 ³	5,5	59	2,4	26
Gausa	1,8	31	0,5	6
Gudbrandsdalslågen	7	25	1,4	5
Mjøsa innløp, 2016 ^{1,2}	9	26	2	6
Lenaelva	2,8	31	0,6	6
Hunnselva	1,5	33	0,3	7
Flagstadelva	0,9	35	0,2	7
Svartelva	1,4	14	0,3	3
Moelva og Tingnes-Brøttum	2,4	39	0,5	8
Heggshuselva	0,3	28	0,1	6
Skanselva og Bausbakkelva	0,3	27	0,1	5
Mjøsa utløp, 2016 ^{1,2}	10	28	2	6
Tilløp til Storsjøen	1,5	100	0,3	20
Tilløp Hasla	1,3	36	0,3	7
Tilløp Flisa	1,2	34	0,2	7
Glomma sør, 2016 ²	3,9	46	0,8	9

Det er også beregnet fosfortap fra andre kilder for alle de utvalgte nedbørfeltene:

Nedbørfelt i Randsfjorden (Bechmann m.fl. 2022): Dette er et område med mye jordbruksareal sammenliknet med i resten av vannområdet. I de aktuelle nedbørfeltene varierer andelen jordbruksareal fra 22 til 66 %. Det dyrkes korn på 40-50% av jordbruksarealet i tre av disse nedbørfeltene, og på mindre enn 20 % i to av feltene. Jevnt over jordarbeides det om høsten på mer enn 50 % av dette arealet. Jordas

fosforstatus er i gjennomsnitt høy i alle feltene (P-AL = 12-14 mg/100 g jord), og husdyrtettheten ligger på 0,06 – 0,14 GDE/daa. Over 90 % av husstandene med privat avløp har en avløpsløsning som ikke tilfredstiller kravet i forurensningsforskriften om 90 % rensing av fosfor. For hele området det er beregnet for, fordeler fosforutslippene fra avløp seg på drøyt 80 % fra privat avløp og knapt 20 % fra kommunalt avløp.

Kildefordeling for fosfortap i de utvalgte nedbørfeltene i Randsfjorden er vist i figur 3.3.2. I alle de fem nedbørfeltene er jordbruket estimert til å være største kilde til totalt fosfortap (43 – 75 % av totalt fosfortap), med viktig bidrag også fra avløp (19 – 38 % av totalt fosfortap). Med hensyn til biotilgjengelig fosfor, øker betydningen av utslipp fra avløp (28 – 53 % av totalt biotilgjengelig fosfor).



Figur 3.3.2. Kildefordeling av fosfortilførsel i utvalgte nedbørfelt i vannområde Randsfjorden, basert på resultater fra Agricat 2 for 2020.

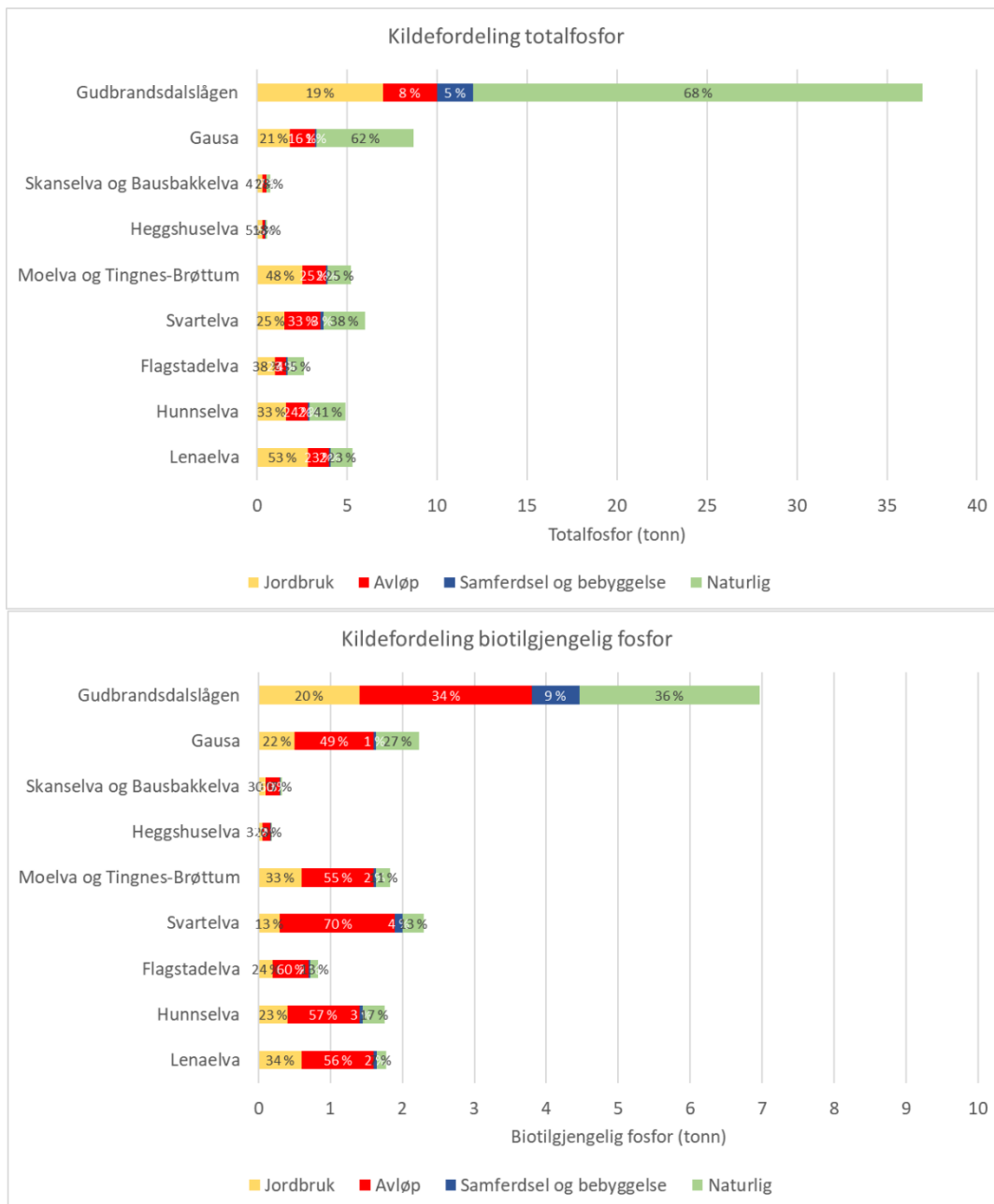
Nedbørfelt i Mjøsa (Kværnø m.fl. 2020; Bechmann m.fl. 2021): Andel jordbruksareal er lite (3-6 %) i de to store, nordlige nedbørfeltene Gudbrandsdalslågen og Gausa, der det er mye skog og fjell. Her dyrkes det hovedsakelig gras på jordbruksarealene. Jordas

fosforstatus er i gjennomsnitt høy i Gausa (P-AL = 14 mg/100 g jord), mens det i rapporten ikke er angitt noe tall for fosforstatus i Gudbrandsdalslågen. Husdyrtettheten ligger på hhv. 0,09 og 0,13 GDE/daa i de to feltene (Gjns. 2007-2016).

De resterende nedbørfeltene lenger sør har mer jordbruksareal, særlig Lenaelva og Heggshuselva med over 30 % jordbruksareal. Det dyrkes korn på 20-60 % av jordbruksarealet. Andelen av kornarealet som overvintrer i stubb, er variabel, 25-90 %. Jordas fosforstatus er i gjennomsnitt middels til svært høy (P-AL = 10 – 17 mg/100 g jord), og husdyrtettheten ligger på 0,05 – 0,11 GDE/daa.

Om lag 65 – 95 % av husstandene med privat avløp i de ni nedbørfeltene har en avløpsløsning som ikke tilfredsstiller kravet i forurensningsforskriften om 90 % rensing av fosfor. Totalt for området er utslipp fra privat avløp beregnet til ca. 150 tonn totalfosfor. Det er registrert kommunale renseanlegg i fem av de ni nedbørfeltene, men fosfortilførsler og effekt av forbedringer er ikke beregnet her.

Kildefordeling for fosfortap er vist i figur 3.3.3. I Gausa og Lågen, som har lav andel jordbruksareal (<10 %) og hovedsakelig grasdyrking på jordbruksarealene, er utmark viktigste kilde til totalfosfor (60-70 %) ettersom utmarka utgjør et stort areal. Jordbruk og spredt avløp er likevel viktigste kilder til biotilgjengelig fosfor, med størst bidrag fra spredt avløp (jordbruk ca. 20 %, avløp 35-50 %). I de andre nedbørfeltene er jordbruk og avløp de viktigste kildene til både totalfosfor (jordbruk 25-55 %, avløp ca. 25 %) og biotilgjengelig fosfor (jordbruk 15-35 %, avløp 55-70 %).

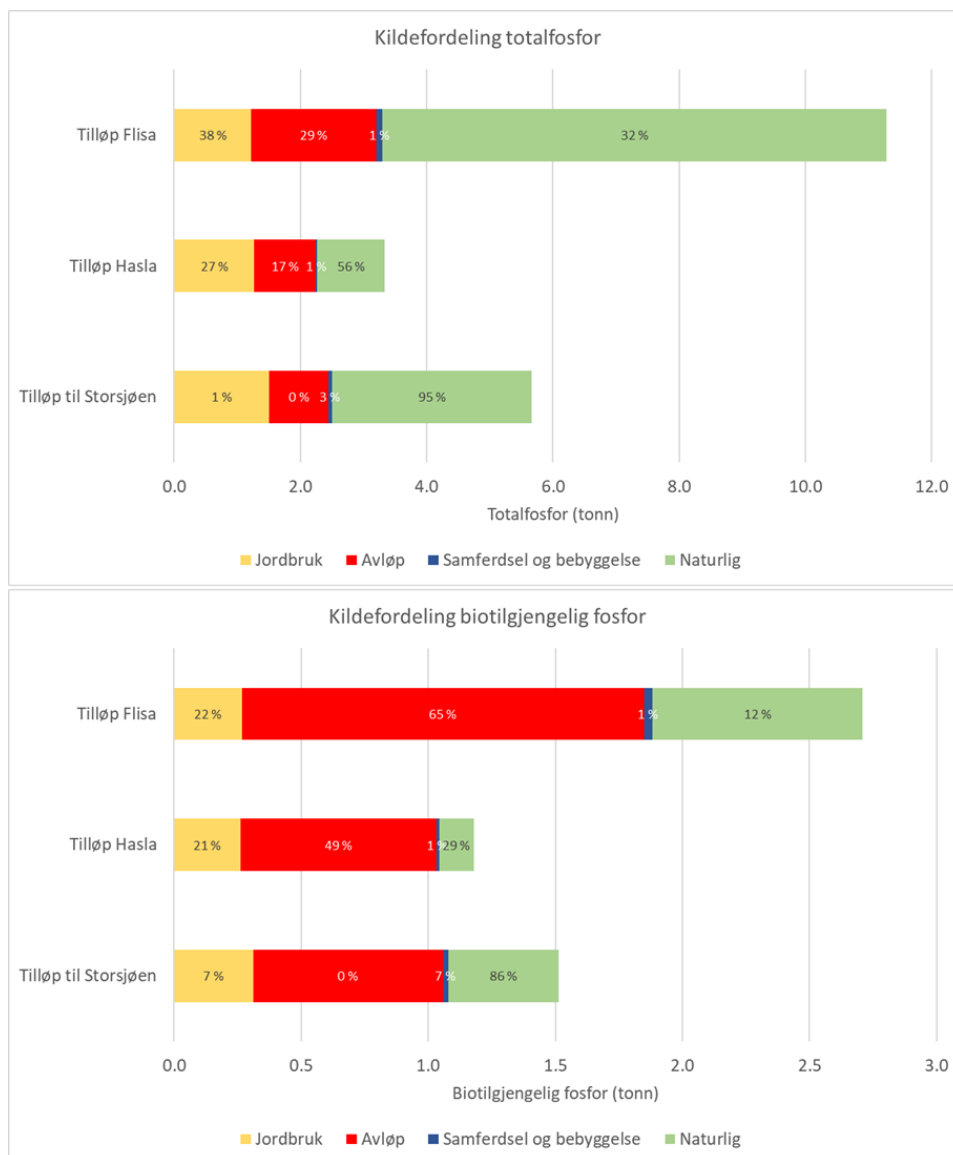


Figur 3.3.3. Kildefordeling av fosfortilførsel i utvalgte nedbørfelt i vannområde Mjøsa, basert på resultater fra Agricat 2 for 2016.

Nedbørfelt i Glomma (Kværnø m.fl. 2020): Det er ganske lite jordbruksareal i nedbørfeltene Tilløp til Storsjøen i Odalen, Tilløp til Hasla og Tilløp til Flisa. Erosjonsrisiko (flate- og drågerosjon) er beregnet til å være lav til middels, og fosforstatus i jord middels til høy (P-AL = 8-10 mg/100 g jord). Arealet med åpen åker er høyt (70 % eller mer), og ca. 40-60 % av dette arealet jordarbeides om høsten. I to av feltene dyrkes det potet eller grønnsaker på drøyt 10 % av jordbruksarealet.

Kilderegnskapet for disse nedbørfeltene indikerer at utmark bidrar til en stor andel av fosfortilførslene (figur 3.3.4.), særlig i nedbørfelt nr. 4 (Tilløp Flisa), noe som i hovedsak skyldes stort utmarksareal sammenliknet med jordbruksareal. Avløp bidrar med ca. 20-

30 % av totalfosfor, mens jordbruk bidrar med ca. 10-40% av totalfosfor. Bidrag til biotilgjengelig fosfor er beregnet til å være betydelig høyere for avløp enn for jordbruk (2-6 ganger høyere).



Figur 3.3.4. Kildefordeling av fosfortilførsel i utvalgte nedbørfelt i vannområde Glomma, basert på resultater fra Agricat 2 for 2016. For Eidsskog/Vrangselsva er fosfortap fra fulldyrka og overflatedyrka jord ikke beregnet.

3.4. Klimautvikling og konsekvenser av klimautviklingen for avrenning fra jordbruket og virkninger av avrenningen i vassdragene

En av de største utfordringene med å oppnå tilstrekkelig tiltaksgjennomføring, er at klimaendringene bidrar til å forsterke behovet for tiltak, samtidig som de kamouflerer effekten av de tiltakene som allerede blir gjennomført. Økt avrenning og tap av jord- og fosfor som følge av klimaendringene, forsterker behovet for mer omfattende

tiltaksgjennomføring. Dette inkluderer flatere arealer (*Bechmann og Øygarden 2019*). Samtidig ser vi stadig økende vanntemperatur i våre vassdrag, som bidrar til å forsterke konsekvensene av nærings salttilførselen i vassdragene.

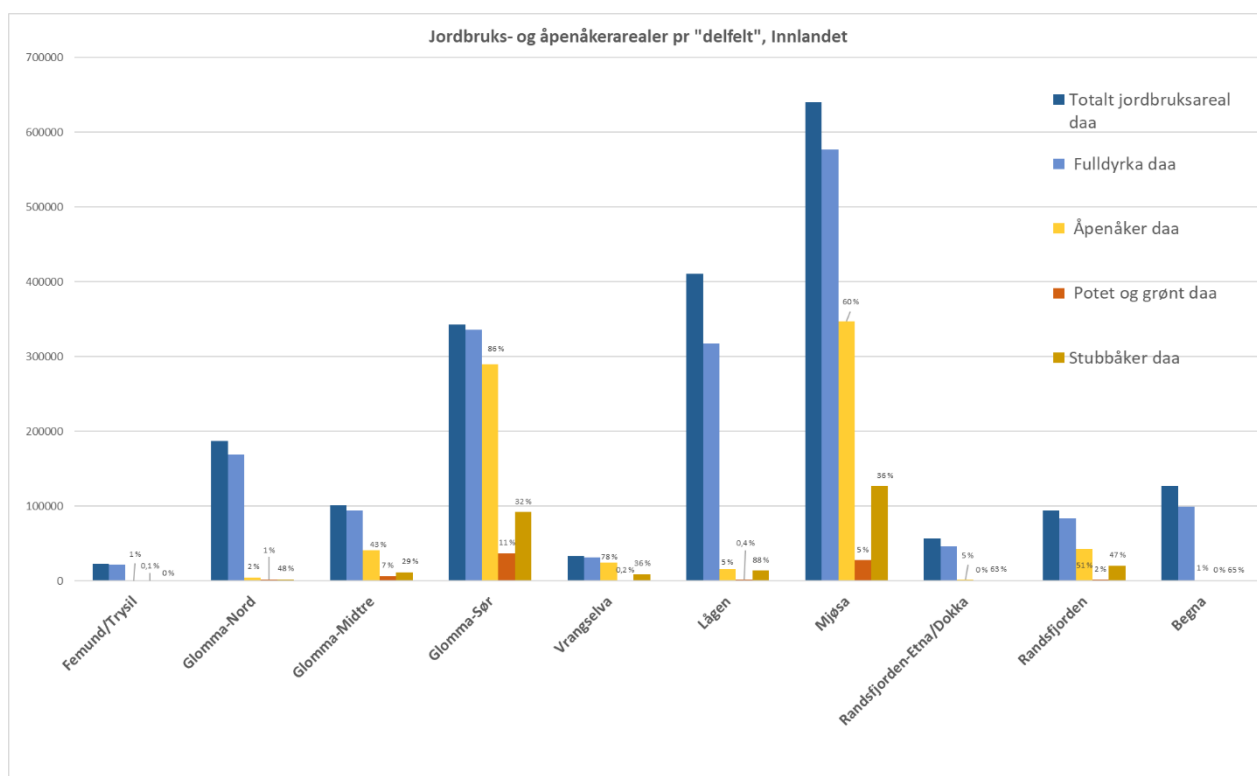
FNs klimapanel vurderer nå at klimaendringenes virkning på naturen er større og mer omfattende enn tidligere antatt, og at det haster enda mer å legge om til en klimarobust utvikling. Det kommer frem i rapporten FN lanserte i februar 2022. Dette handler om både å begrense og tilpasse seg til klimaendringer og samtidig oppnå bærekraftig utvikling. Klimaendringer fører allerede til ødeleggelser for mennesker og natur, og utgjør en trussel mot livsgrunnlaget vårt og planetens tilstand (Miljødirektoratet 2022).

3.5. Oversikt over arealer av dyrket mark fordelt på ulike kategorier og regioner

Risiko for erosjon og avrenning fra jordbruksareal er beregnet med PESERA-modellen. NIBIO sine kart med klassifiserte arealer viser at Innlandet i all hovedsak har arealer i erosjonsrisikoklasse liten erosjonsrisiko (ca. 90 %).

Innlandet har en stor andel av landets jordbruksproduksjon. Jordbruksarealene nytte både til grasproduksjon og til åker med korn, potet og grønnsaker. Hvilken type produksjon som drives på arealene har mye å si for hvor utsatt jorda er for erosjon og avrenning. Arealer med radkulturer og pløyd areal er mer utsatt for erosjon enn eng. Pløyd areal som ligger over vinteren er mer utsatt enn areal som pløyes om våren eller harves.

Mulige tiltak og områder som kan være aktuelle for miljøkrav vil avhenge av den dominerende driftsformen. Derfor har vi satt opp en oversikt over arealfordeling av vekstgrupper i de definerte delfeltene. Dette er basert på tall fra søknadsomgangen 2022 for produksjonstilskudd.



Figur 3.5.1. Fordelingen av jordbruks- og åpenåkerarealer for ulike delfelt i Innlandet.

3.6. Oversikt over gjødseldyrenheter fordelt på art og regioner

Innlandet fylke har en stor og allsidig husdyrproduksjon. Husdyra bidrar også med belastning på vannmiljøet. Forskrift om organisk gjødsel stiller krav om minimum spredeareal på 4 daa fulldyrka jord per gjødseldyrenhet. 1 gjødseldyrenhet tilsvarer en melkeku og spredearealkravet er satt etter beregnet fosfor i husdyrgjødsel fra ulike husdyrslag. En gjødseldyrenhet tilsvarer en utskilt mengde fosfor på om lag 14 kg i husdyrgjødsel, som gir 3,5 kg P pr daa. Spredearealkravet er et krav til totalt areal fulldyrka jord og stille ikke direkte krav til fordeling pr daa på skiftenivå.

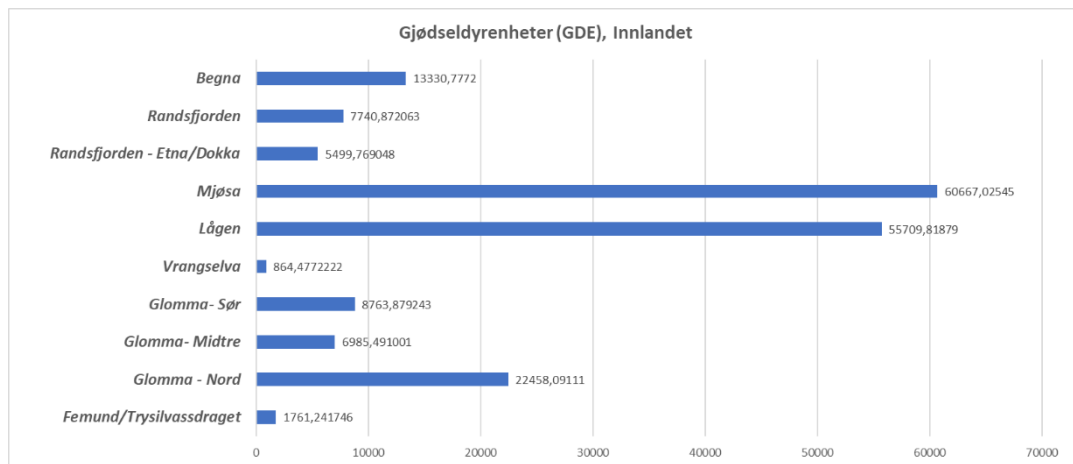
Videre er det i nedbørsfeltet til Oslofjorden satt en begrensning på og maksimal spredning av 17 kg total-nitrogen fra husdyrgjødsel per dekar og år.

Slik er jordbruket i Innlandet underlagt visse begrensninger både for fosfor og nitrogen når det gjelder husdyr og husdyrgjødsel.

Da ulike husdyrslag har egne faktorer for spredearealkrav har vi brukt husdyrtall fra søknadsomgangen 2022 for produksjonstilskudd og omregnet dette til gjødseldyrenheter.

Med sine 182 020 gjødseldyrenheter (GDE) og 1 773 152 daa fulldyrka jord har Innlandet samlet sett tilstrekkelig spredeareal både på fylkes- og delfeltsnivå.

I tillegg til mengde husdyr er det også en rekke andre momenter som kan påvirke belastning og utslipp av næringsstoffer i vassdrag. Tilstand på tette husdyrgjødsellager påvirker risiko for lekkasjer. Lagring av husdyrgjødsel direkte på bakken kan også bidra til sig av næringsstoff mot vassdrag. Videre kan bruk og spredemetode sammen med klimatiske forhold også påvirke belastning på vannmiljøet.



Figur 3.6.1. Antall gjødseldyrenheter i ulike vassdragsavsnitt i Innlandet i 2022.

3.7. Gjødselnivå og næringsinnhold i jord, PAL (NIBIO)

Tilførsel av næringsstoffer til jordbruksarealene er viktig for jordbruksproduksjonen. Tilførselen skjer med både mineralske og organiske gjødselslag. Både nitrogen og fosfor har i tillegg en uheldig virkning på vannmiljøet når det tapes til omgivelsene. En optimal gjødsling, tilpasset jordbruksproduksjon og miljøeffekter, er derfor svært viktig.

Gjødsling med fosfor

Anbefalingene for fosforgjødsling var i veldig mange år å tilføre mer fosfor enn hva plantene tok opp. Det førte over mange år til en oppgjødsling av landbruksjorda, som i utgangspunktet er ganske fosforfattig. Derfor ble fosfornormene strammet kraftig inn og tilpasset miljøhensyn i mye større grad. Normen til korn ble nedjustert fra 2 kg P/daa til 1,4 kg P/daa for 400 kg korn/daa, og ble fundamentert på balanseprinsippet. Balanseprinsippet betyr å tilføre samme mengde fosfor som fjernes med avling. Tilsvarende nedjusteringer ble også gjennomført for gras, potet og grønnsaker.

Fosforet i jorda som plantene kan nyttiggjøre seg av, måles i Norge med P-AL-metoden. P-AL-metoden er en kjemisk analyse oppgitt i mg/100 g jord. P-AL-verdiene har gjennom en rekke forsøk vist seg å samsvare bra med plantenes fosforbehov. P-AL brukes derfor som mål på plantetilgjengelig fosfor. P-AL brukes også til å vurdere hvilken risiko det er for fosfortap. Jordas fosforstatus (P-AL-verdi) har betydning for fosforavrenningen dels fordi partiklene som eroderes inneholder mer fosfor ved høy fosforstatus og dels fordi

mer løst fosfat vaskes ut fra jorda når fosforstatus øker. Biotilgjengeligheten av fosfor i avrenningen øker dessuten med økende fosforstatus.

Fosforgjødslingen anbefales relativt til et gitt avlingsnivå og korrigeres for jordas P-AL nivå. Ved P-AL 5-7 gjelder balanseprinsippet, det vil si at tilført fosforsvarer til det som tas bort i avling. Ved P-AL over 14 anbefales ingen fosforgjødsling. Da vil jorda kunne forsyne plantene med nok fosfor. På lang sikt vil da P-AL-verdiene reduseres ned til P-AL 7.

I hvilken grad plantene klarer å nyttiggjøre seg jordas fosfor avhenger også av hvordan forholdene i jorda er for rotvekst og fosforopptak. Dette er både steds- og væravhenging. Ei sterkt pakket jord, med dårlige forhold for rotvekst vil ha lavere evne til å nyttiggjøre seg jordas fosfor. På slik jord bør ulike tiltak for å bedre jordstrukturen etterstrebes fremfor å gjødsle med mer fosfor. Ved langvarig tørke, som forsommeren 2023, reduseres også forholdene i jorda drastisk for både rotvekst og næringsopptak. I slike tilfeller reduseres samtidig avlingspotensialet, som betyr at behovet for næringsstoffer reduseres også.

Når en gjødsler med mineralgjødsel, er det mulig å velge både fosforfattige gjødseltyper, samt velge bort fosfor helt om en har jord med høye P-AL-verdier. Ved gjødsling med organisk gjødsel, som f.eks. husdyrgjødsel eller biorest, følger alle næringsstoffer med gjødsla, og det er umulig å ikke tilføre noe fosfor. Dette gjør det mye mer krevende å få til en balansert gjødsling. En har likevel fortsatt et valg om hvilke skifter en sprer husdyrgjødsla på, og i hvilke mengder. Siden det som regel er skiter lengst vekk fra gården som har lavest fosforstatus, vil dette innebære større transportkostnader enn om husdyrgjødsla spres på jordene nærmest gården. Det bør heller ikke brukes mineralgjødsel med fosfor på arealer som gjødsles med husdyrgjødsel, slik at en ikke gjødsler med ytterligere fosfor.

Gjødsling med nitrogen

For å få en effektiv utnyttelse av tilført nitrogen med minst mulig overskudd av nitrogen i jorda mot slutten av vekstsesongen må gjødsling med nitrogen tilpasses en rekke parametere, der en del av de er kjente før sesongen starter, mens andre faktorer endres gjennom en vekstsesong. Gjødslingsplanprogrammer er svært nyttig verktøy for å kunne ta hensyn til faktorer som forventet avling, art, sort, jordas moldinnhold, forgrødeeffekt, fangvekster mm. Gjødslingsplan er obligatorisk og bør brukes aktivt både i planleggingsfasen og i selve vekstsesongen.

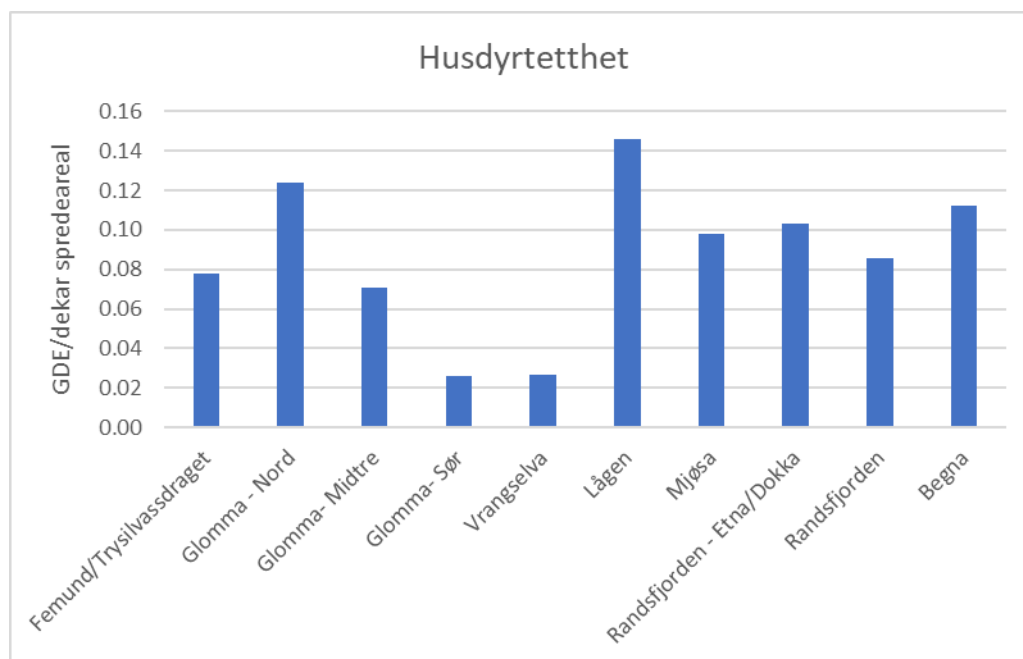
En svært viktig parameter ved all gjødslingsplanlegging er forventet avling. Det er viktig å ha en realistisk oppfatning av avlingspotensialet. Ved bruk av organisk gjødsel er det viktig å kjenne til nitrogeninnholdet, både det lett tilgjengelige nitrogenet, og det som frigjøres over tid. God håndtering og spredeteknikk av organisk gjødsel er også viktig for å unngå mest mulig tap til luft og vann.

Delt gjødsling, det vil si å tilføre en begrenset andel gjødsel på våren, og deretter supplere med nitrogen en eller flere ganger i sesongen gjør det mulig å tilpasse gjødselmengden til årets sesong i mye større grad enn om alt gis på våren. Det er også et viktig tiltak for å redusere risikoen for tap ved store nedbørsmengder før plantene har rukket å ta opp gjødsla. Delt gjødsling gjør det også mulig å styre tildelingen innen skifter ut fra de stedsspesifikke forholdene innen skifter og mellom skifter.

Gjødsling i Innlandet

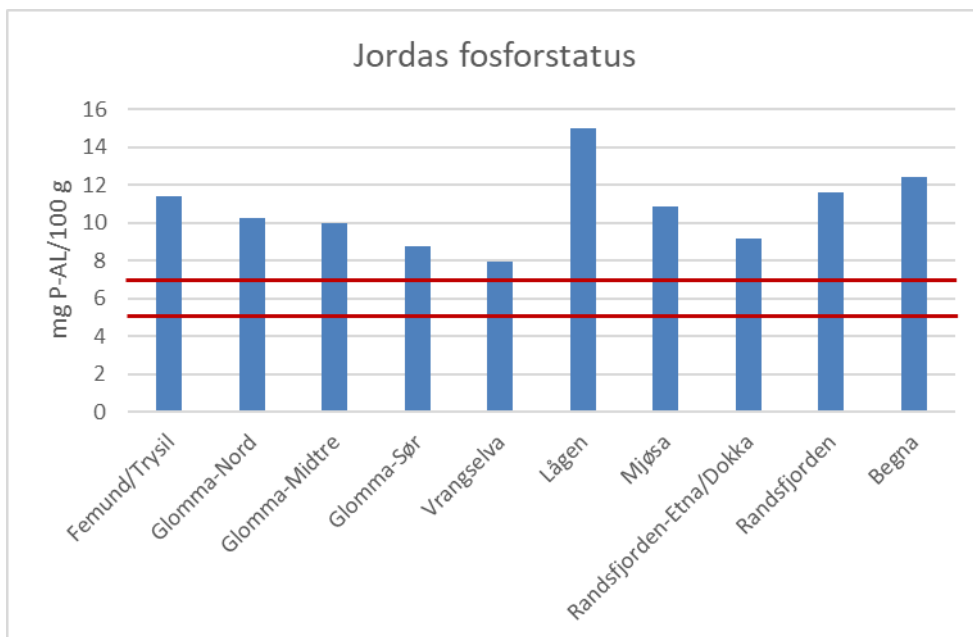
Gjødselundersøkelsen fra 2018 viste at det gjødsles med 18,1 kg N/dekar og 1,9 kg P/dekar i mineral- og husdyrgjødsel til fulldyrka eng i Hedmark og Oppland (Kolle og Oguz-Alper, 2020: tabell A3). Det er så vidt under gjennomsnittet for hele landet (hhv. 18,3 og 2,1 kg/dekar). Til åpen åker gjødsles det tilsvarende med nitrogen og fosfor litt over gjennomsnitt for hele landet (Kolle og Oguz-Alper, 2020: tabell A24). Av åpen åkervekstene er det grønnsaker (bl.a. løk og kål) som gjødsles mest med nitrogen og fosfor, og potet gjødsles mye med fosfor.

Husdyrtettheten har stor betydning for hvor mye næringsstoffer det er tilgjengelig for spredning på arealene. Regionvis er husdyrtettheten størst i Lågen og lavest i Glomma-sør og Vrangselva (figur 3.7.1). Ved en husdyrtetthet på 0,14 GDE/dekar, som for jordbruket i Lågen i 2021, er det tilgjengelig ca. 2 kg fosfor/dekar jordbruksareal i husdyrgjødsel (figur 3.7.1). Til sammenligning er gjødslingsnormen til intensiv eng 1,6 kg fosfor/dekar ved en avling på 400 FEmelk (NIBIOs gjødslingshåndbok) og gjødsling med 2 kg fosfor/dekar svarer til fosforbehovet til en avling på ca. 550 FEmelk. Om det gjødsles med mer fosfor enn det som tas ut med avling vil det bli økt fosforstatus i jorda og dermed økt risiko for fosfortap fra jordbruksarealene.

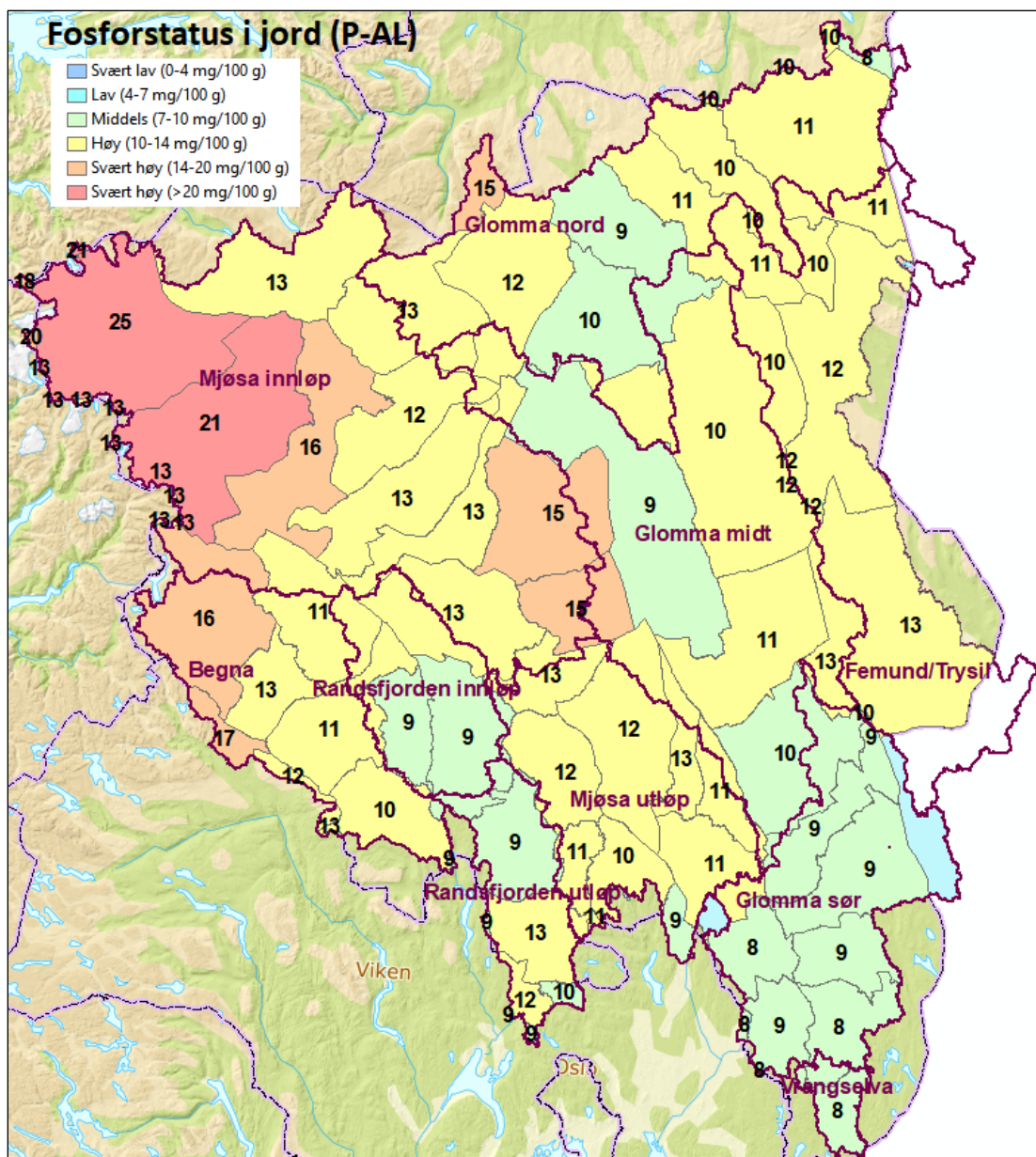


Figur 3.7.1. Husdyrtetthet (GDE/dekar spredeareal) for hver region i Innlandet i 2021.

Som resultat av mange års gjødsling med overskudd av fosfor, er fosforstatus i jordbruksjorda mange steder høy (figur 3.7.2). Gjennomsnittstallene dekker over stor variasjon og en del arealer med svært høye fosfortall, særlig i områder med stor husdyrtetthet, bl.a. i nedbørfeltet til Lågen (figur 3.7.3). I områder rundt Mjøsa er det også dyrking av potet og grønnsaker som bidrar til høy fosforstatus i jorda. Ved dyrking av potet og rotgrønnsaker ligger jorda dessuten åpen og erosjonsutsatt store deler av året og økt areal med potet og grønnsaker bidrar dermed til økt risiko for erosjon og fosfortap fra jordbruksarealene. Slike arealer kan utgjøre 'hot spots' for fosfortap fra jordbruket.



Figur 3.7.2. Gjennomsnittlig fosforstatus (P-AL) for jordbruksarealer i hver region i Innlandet i gjennomsnitt for 1992-2016 (Jorddatabanken, NIBIO). Anbefalt fosforstatus i jord til korn- og grasproduksjon er 5-7 mg PAL/100 g.



Figur 3.7.3. Gjennomsnittlig fosforstatus (P-AL) for jordbruksarealer i hver kommune i aktuelle regioner i Innlandet i gjennomsnitt for 1992-2016 (Jorddatabanken, NIBIO). Anbefalt fosforstatus for jord til korn- og grasproduksjon er 5-7 mg PAL/100 g.

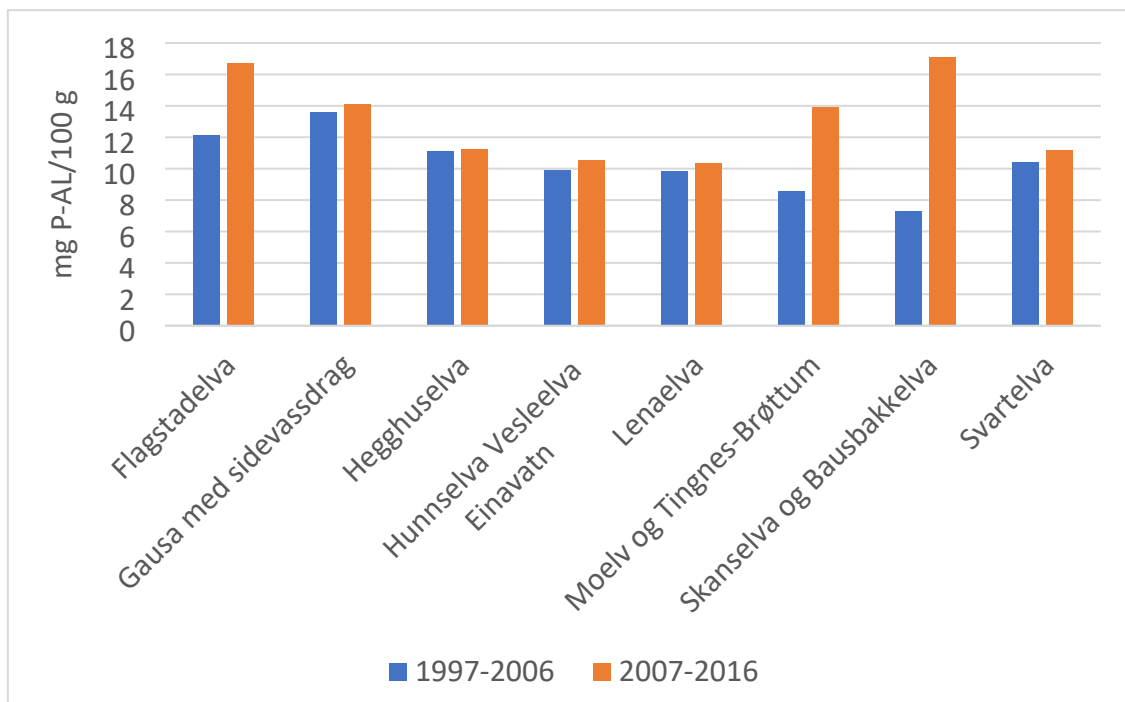
Ifølge Gjødseundersøkelsen utgjorde husdyrgjødsel 20 % av nitrogen tilførselen til åpen åker i Hedmark og Oppland, mens det utgjorde nesten 30 % av fosforet som tilføres (Kolle og Oguz-Alper, 2020). På fulldyrka eng ble 13 % av nitrogenet og 22 % av fosforet tilført med husdyrgjødsel (Kolle og Oguz-Alper, 2020: tabell A2 og A23). Det ble tilført litt mer fosfor med husdyrgjødsel til åpen åker i Hedmark og Oppland enn ellers i landet.

Gjødseundersøkelsen viste dessuten at 65 % av nitrogenet i husdyrgjødselen ble spredd om våren i Hedmark og Oppland i 2018 (Kolle og Oguz-Alper, 2020). Det er omtrent som gjennomsnitt for hele landet. Spredning om våren gir bedre utnyttelse av næringsstoffer i husdyrgjødsel og er dermed et godt tiltak for reduserte tap av nitrogen til luft og vann.

Mjøsas nedbørfelt

Fosforstatus i jordbruksjorda i delnedbørfeltene rundt Mjøsa er i gjennomsnitt om lag 10 til 17 mg P-AL/100 g (figur 3.7.4.). I to delnedbørfelt er fosforstatus karakterisert som meget høy (P-AL > 14). I seks av de åtte delnedbørfeltene der vi har data for jordas fosforstatus, har det skjedd en økning i fosforinnholdet fra perioden 1997-2006 til perioden 2007-2016. I delnedbørfeltene Flagstadelva, Skanselva og Bausbakkelva samt i området Moelv og Tingnes-Brøttum har den registrerte økningen vært betydelig.

Husdyrtallene for de ni delnedbørfeltene varierer med størrelsen på jordbruksarealet i delnedbørfeltene og er fra 550 gjødseldyrenheter i Heggshuselvas nedbørfelt til 35000 gjødseldyrenheter (GDE) i Gudbrandsdalslågens nedbørfelt. Husdyrtettheten i GDE/dekar jordbruksareal varierer i delnedbørfeltene mellom 0,05 og 0,13 GDE/dekar (Bechmann m.fl. 2021). En GDE svarer til 14 kg fosfor og krav til spredeareal i gjødselvereforskriften tilsvarer en maksimal fosformengde på 3,5 kg fosfor per dekar, det vil si 0,25 GDE/dekar. I alle delnedbørfeltene til Mjøsa er det tilstrekkelig jordbruksareal til å oppfylle spredearealkravet, men siden jordas fosforstatus har økt i flere av feltene over de siste 20 årene kan det tyde på at fosforgjødslingen likevel er i overskudd i forhold den fosformengden som fjernes med avlingen (figur 3.7.4).



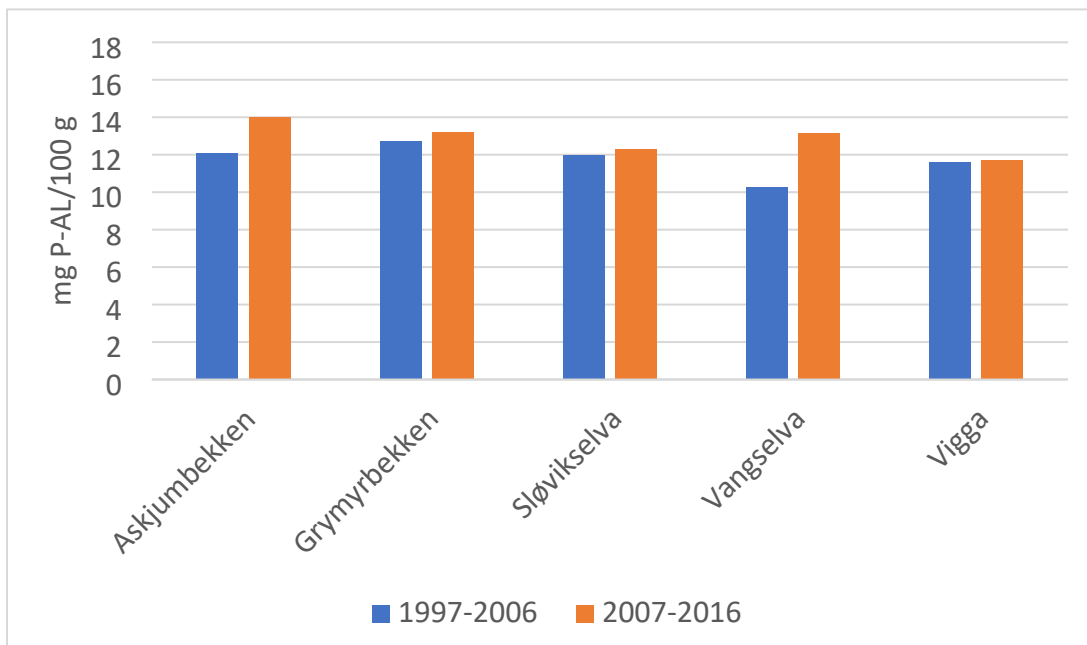
Figur 3.7.4. Gjennomsnittlig fosforstatus (mg P-AL/100 g) i jordbruksarealer i to perioder fra delnedbørfelt rundt Mjøsa (data fra Bechmann m. fl. 2021).

Randsfjorden nedbørfelt

Husdyrtettheten varierte fra 0,06 til 0,14 GDE/daa, flest husdyr i forhold til jordbruksarealet i nedbørfeltet til Grymyrbekken. Jordas fosforstatus er høy,

gjennomsnittlig 14 mg P-AL/100g i nedbørfeltet til Askjumbekken og tilsvarende 12-13 i de andre fire nedbørfeltene.

Når husdyrtallene øker, blir det mer tilgjengelig husdyrgjødsel. Bruk av mineralgjødsel kommer ofte i tillegg til husdyrgjødsel. Innholdet av fosfor i mineralgjødsel må tilpasses til mengden av fosfor i husdyrgjødsel som tilføres. Fosforfri mineralgjødsel bør brukes for å unngå at jordas fosforstatus blir for høy, noe som er særlig viktig på arealer med torvjord. Effekten av å redusere jordas fosforstatus på alt areal i de fem nedbørfeltene til middels nivå (P-AL 7) eller lavere er beregnet til totalt 1,5 tonn (26 % i forhold til totalt fosfortap fra jordbruksareal, 17 % i forhold til totalt fosfortap fra alle kilder samlet) fosfortapsreduksjon for de fem delnedbørfeltene. En reduksjon av P-AL til 10 eller lavere gir 0,7 tonn (13 % i forhold til totalt fosfortap fra jordbruksareal) fosfortapsreduksjon. Reduksjonen i jordas fosforstatus tar tid og vil først få effekt etter noen år. Balansert gjødsling med nitrogen tilpasset plantenes opptak av nitrogen, vil også bidra til redusert avrenning av nitrogen.



Figur 3.7.5. Gjennomsnittlig fosforstatus (mg P-AL/100 g) i jordbruksarealer i to perioder fra delnedbørfelt på Hadeland (data fra Bechmann m. fl. 2022).

Glomma

Gjennomsnittlig P-AL (fosforstatus i jord) er beregnet til 8-10 mg/100 g, med høyest verdi i nedbørfeltet til Storsjøen (tabell 3.7.1). Litt over halvparten av arealet (50-60 %) i alle tiltaksområdene har høyere P-AL-verdier enn optimalt for korn- og grasproduksjon (5-7 mg/100 g).

Tabell 3.7.1. Jordas fosforstatus (mg P-AL/100 g) i delnedbørfelt i Vannområde Glomma.

Nedbørfelt	P-AL	% P-AL>7
Storsjøen	10	62

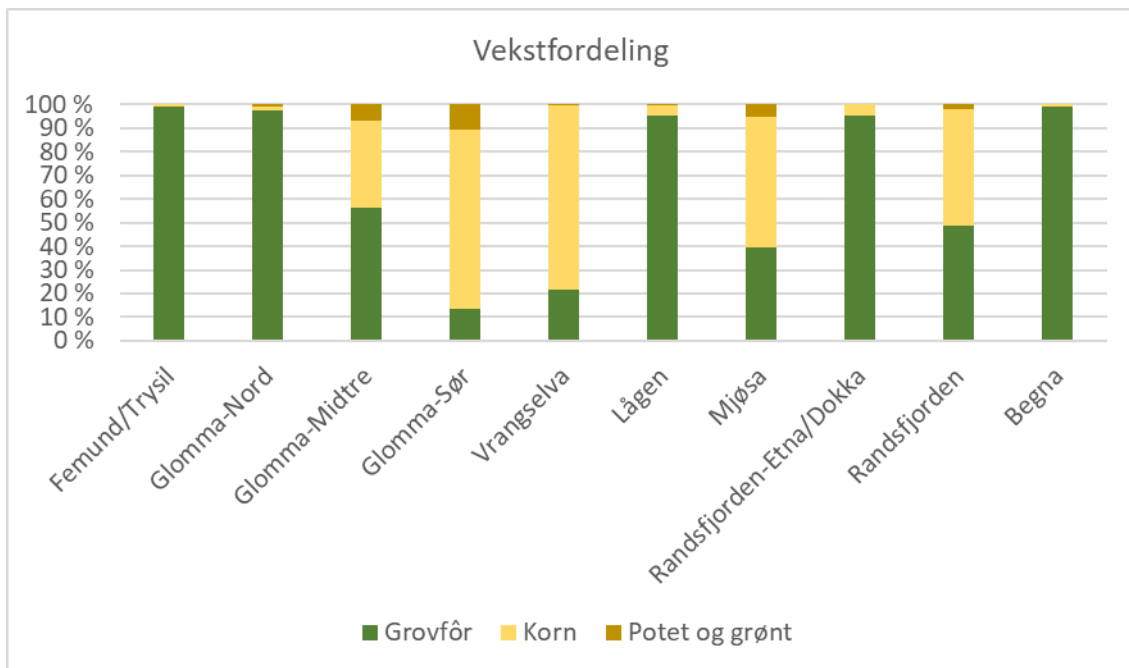
Hasla	8	51
Flisa	8	51

P-AL = fosforsatus i jord (mg/100 g). % P-AL>7 = prosentandel av jordbruksareal med P-AL>7 mg/100 g.

3.8. Påvirkning fra ulike produksjoner (NIBIO)

Nitrogen og fosfor oppfører seg ulikt i jorda og viser ikke samme mønster i avrenningen. Fosfortap fra jordbruksarealer avhenger av jordbruksdrift, jordtype og værforhold. Erosjon er den vesentligste enkeltfaktor for tap av fosfor. Dessuten har jordas fosforstatus betydning for mengden av fosfor som tapes med erosjon og for biotilgjengeligheten av fosfor i vannforekomstene. Nitrogentap fra jordbruket avhenger av jordas nitrogeninnhold og avrenningsmengden. Nitrogenoverskudd i jorda i perioder med mye nedbør og avrenning har stor betydning for hvor stort nitrogentapet er fra landbruket. Nitrogenopptaket til jordbruksvekstene i vekstsesongen, og veksttidens lengde er vesentlige faktorer for hvor stor risikoen for nitrogentap er. Gras har f.eks. mye lengre veksttid der det tar opp nitrogen enn korn.

Jordbruket i Innlandet er dominert av grovfôrproduksjon med mye gras i de fem regionene Femund/Trysil, Glomma-Nord, Lågen, Randsfjorden-Etna/Dokka og Begna. Som helhet er det grovfôrproduksjon på 62 % av det fulldyrka arealet i Innlandet (figur 3.8.1). I områder med intensiv grovfôr-/husdyrproduksjon er det ofte høye fosfortall i jorda, noe som bidrar til økt risiko for fosfortap (figur 3.8.1). I grovfôr-områder med mindre intensiv produksjon vil risikoen for fosfortap ofte være lavere. En annen faktor av betydning er ompløying av enga. Ompløying av eng fører til økt risiko for tap av næringsstoffer, særlig dersom det pløyes tidlig på høsten med etablering av ny eng etterfølgende vår. Fosfortapet øker da som følge av økt risiko for erosjon, og nitrogentapet øker som følge av økt mineralisering samtidig som det mangler planter til å ta opp nitrogenet. Ompløying om våren fremfor høsten er et godt tiltak for reduserte næringsstofftap.

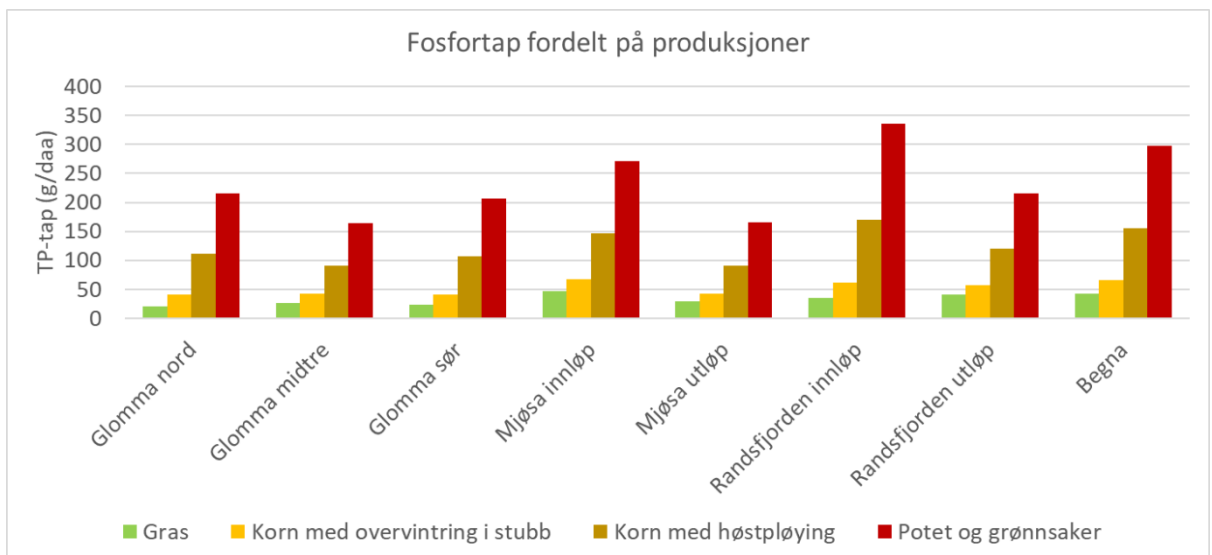
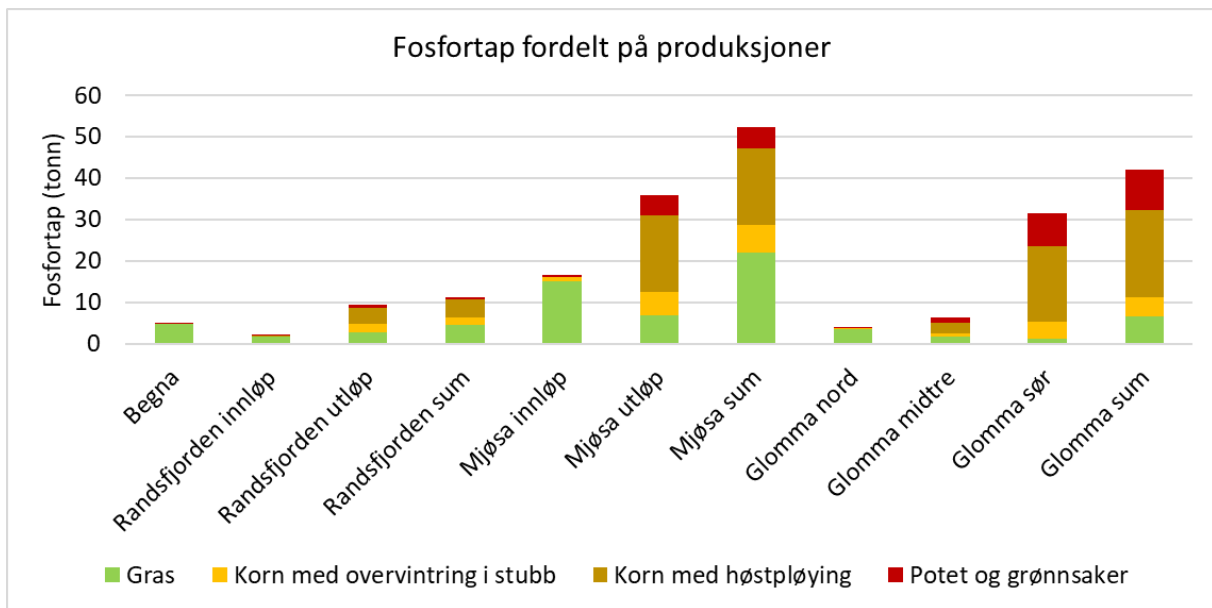


Figur 3.8.1. Vekstfordeling i prosent av fulldyrka areal for regioner i Innlandet.

Åpen åker med korn- og oljevekster dominerer i regionene Glomma-sør, Vrangselva, rundt Mjøsa og i den sørlige delen av nedbørfeltet til Randsfjorden (figur 3.8.1). Dyrking av korn- og oljevekster har tradisjonelt vært forbundet med høstpløying. Høstpløying gir økt risiko for erosjon og fosfortap. Det gjelder også selv om det er sådd høstkorn (figur 3.8.2.).

Potet- og grøntproduksjon utgjør lokalt store andeler av nedbørfeltene. På regionnivå er det Glomma-Sør og Glomma-Midtre som har størst andel potet- og grøntproduksjon (figur 3.8.1.). Slike arealer er ofte høy-risikoarealer for tap av næringsstoffer, fordi det ofte er omfattende jordarbeiding, stor andel av året uten plantedekke og et stort næringsstoffoverskudd i produksjonen.

Generelt er det lavere tap av næringsstoffer fra husdyr- kombinert med grasproduksjon sammenlignet med kornproduksjon. Men næringsstoffene, særlig fosfor, som tapes fra produksjonssystemer med husdyr, er mer biotilgjengelige enn næringsstofftapene fra kornproduksjon. I produksjonssystemer med potet- og grønt er det ofte høy fosforstatus i jorda og fosforet har derfor høy biotilgjengelighet.



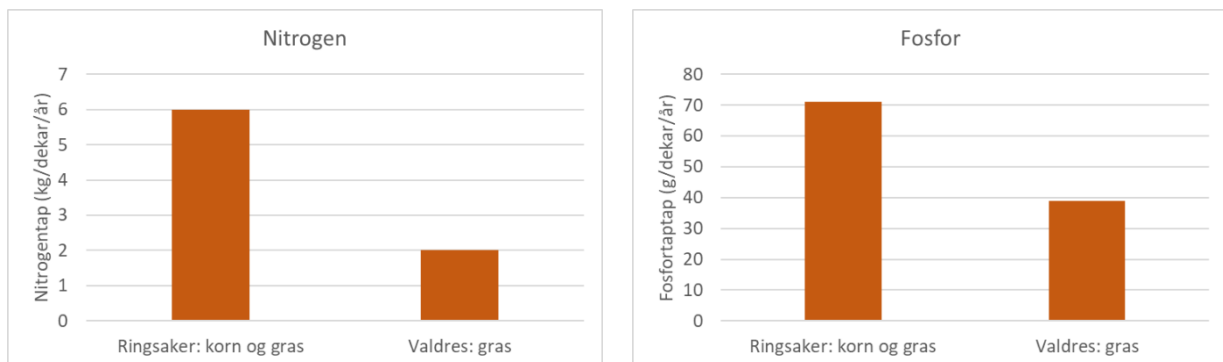
Figur 3.8.2. Årlig fosfortap fra jordbruksarealer med ulike drift i regioner i Innlandet.

Fosfortapene fra regioner i Innlandet varierer som vist i figur 3.8.2. Nedbørfeltene til Begna, innløp til Randsfjorden, innløp til Mjøsa og Glomma nord er dominert av gras og husdyrproduksjon (figur 3.8.1.). Korndyrking dominerer i nedbørfeltene til Mjøsa, Randsfjorden og Glomma, mens det er en relativ stor andel med potet og grønnsaker i Glommas nedbørfelt i Innlandet. Potet- og grønnsaksarealer utgjør ofte risikoarealer for fosfortap pga. åpen åker med mye jordarbeiding og høy fosforstatus i jorda. I områder med åpen åker er de viktigste tiltakene fangvekster, overvintring i stubb, gjødslingstiltak, grasdekte vannveier og kantsoner.

Lang tids overvåking av avrenning fra ulike produksjonssystemer

Avrenning fra ulike produksjonssystemer har blitt målt i JOVA-programmet og i Dyrkingssystemforsøket på Apelsvoll i over 30 år. I målingene fra disse to prosjektene blir vannprøver tatt kontinuerlig proporsjonalt med vannføringen.

De lange tidsseriene med overvåkingsdata fra små jordbruksdominerte nedbørfelt i JOVA-programmet representerer vanlig jordbruksdrift i ulike deler av landet og for ulike produksjoner. Innlandet er representert med to nedbørfelt, et i Ringsaker dominert av kornproduksjon med noe gras og husdyrproduksjon, og et nedbørfelt i Valdres med gras og husdyrproduksjon (nibio.no/jova). Gjennomsnitt for de 30 årene viser at nitrogentapene fra feltet i Valdres gras er en tredjedel av tapene fra feltet i Ringsaker (figur 3.8.3.). Fosfortapene fra feltet i Valdres er tilsvarende rundt halvparten av fosfortapene fra feltet i Ringsaker. Det gjødsles mindre i feltet i Valdres (11 kg N/daa/år) enn i feltet i Ringsaker (16 kg N/daa/år), der det drives mer intensiv jordbruksproduksjon med korn og husdyr. Både gjødsling og vekstfordeling bidrar til større næringsstofftap fra feltet i Ringstad enn fra feltet i Valdres.



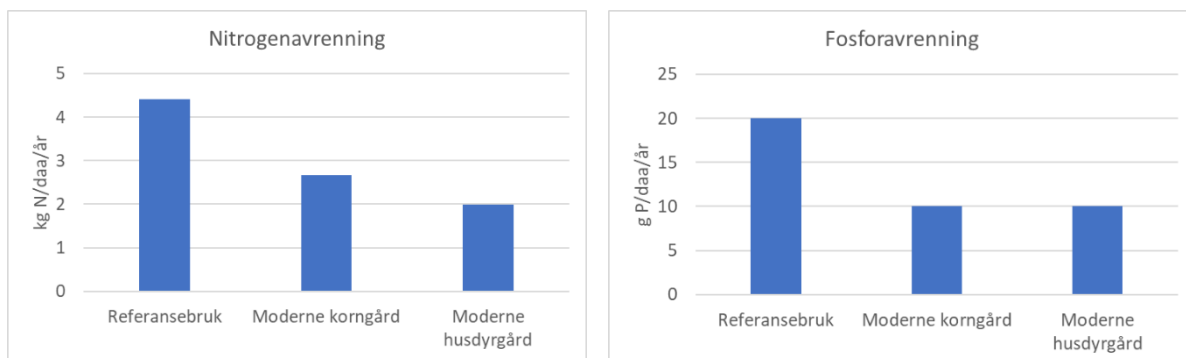
Figur 3.8.3. Nitrogen- og fosfortap fra jordbruksarealer med korn/gras og korn/potet i Ringsaker og fra gras i Valdres, gjennomsnitt over ca. 30 år (nibio.no/jova).

Dyrkingssystemforsøk på Apelsvoll ble etablert i 1989 for å undersøke hvordan forskjellige dyrkingssystem påvirker avrenning av næringsstoff (Eltun 1994, Korsæth m.fl. 2001). Bakgrunnen var et ønske om å redusere belastningen av Mjøsa.

Dyrkingsspraksisen i de systemene har endret seg noe i løpet av 34 år. Dataene som blir presentert i denne rapport er fra tre utvalgte konvensjonelle system fra perioden 2000-2018 der systemene i hovedsak har vært uendret. Dyrkingssystemene som sammenlignes er

- 1) **Referansebruket** er designet som en 80-talls gård med tradisjonell korn- og potetproduksjon med høstpløying, bruk av mineralgjødsel og der all halm fjernes.
- 2) **Moderne kornbruk:** Et moderne korn-/potetbruk med delt mineralgjødsling, fangvekster, vårharving og uten fjerning av halm.
- 3) **Moderne husdyrbruk:** En moderne husdyrgård med to korn-år og to eng-år, der det brukes en blanding av mineral og husdyrgjødsel, fangvester/gjenlegg i kornårene og det pløyes om våren.

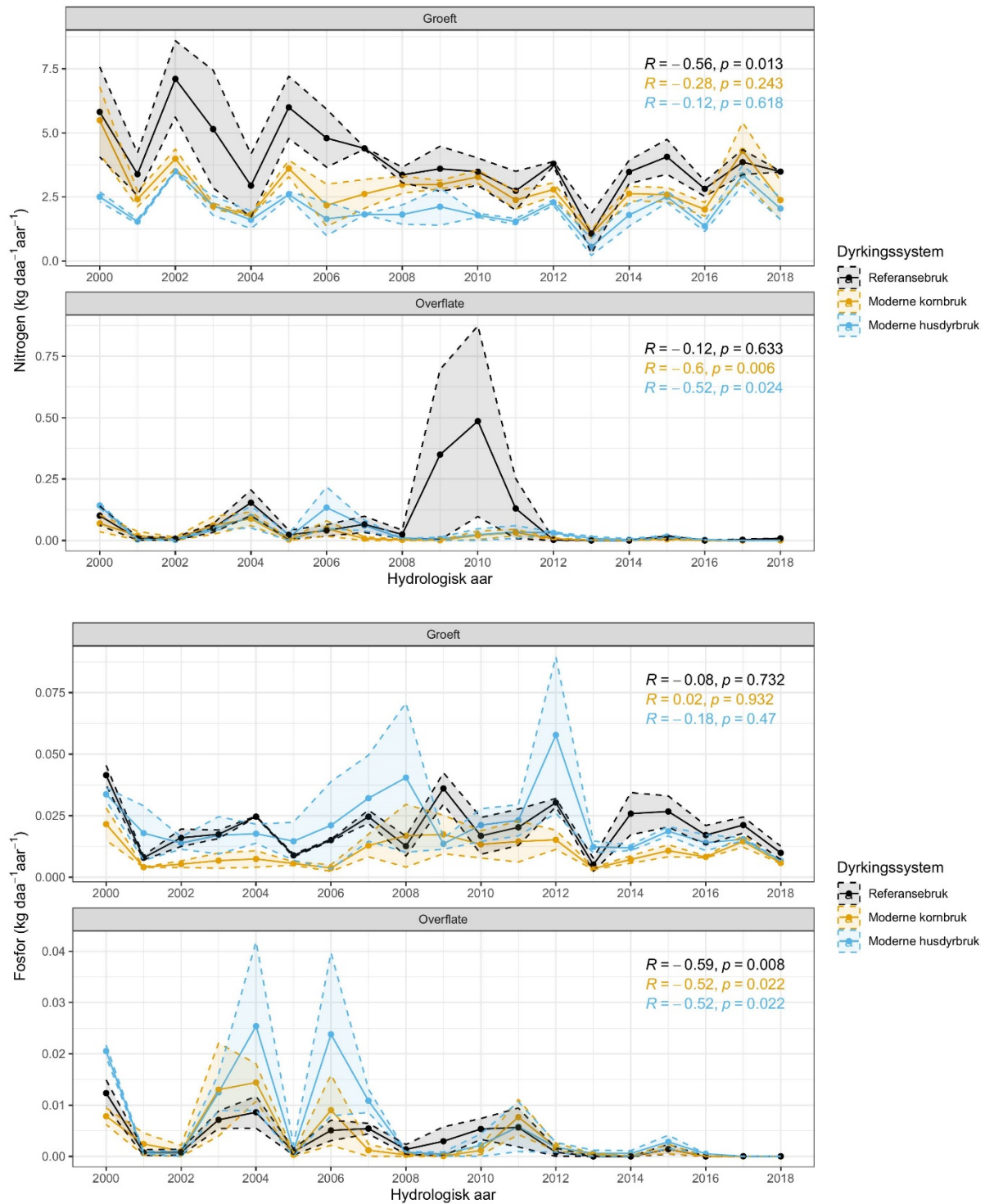
Resultatene viste svært forskjellige tap av nitrogen og fosfor for de ulike systemene (figur 3.8.4). Referansebruket hadde en negativ nitrogenbalanse, når nitrogenavrenningen var trukket fra (Korsæth 2012). Avrenningstapet av nitrogen var i gjennomsnitt var 4,42 kg N/daa/år for referansebruket. Avrenning fra den moderne korngården var 2,67 kg N/daa/år, mens den moderne husdyrgården hadde lavest avrenning, med 1,99 kg N daa⁻¹ år⁻¹. Fra det moderne husdyrbruk ble det målt høyeste gassutslipp med 2,45 kg N/daa/år. Den årlige variasjonen er stor, og forskjellene mellom systemene er ikke statistisk signifikant. Sammenliknet med tilført mengde nitrogen var avrenningstapet lavest for det moderne husdyrbruk (11 %), fulgt av det moderne kornbruk (19 %) og referansebruket (30 %). I motsetning til nitrogenet er det slik på Apelsvoll at fosfortapene via avrenning er helt minimale i forhold til det som fjernes med avlingene. Alle tre systemene hadde en positiv fosforbalanse. Avrenningstapet av fosfor var størst fra det moderne husdyrbruk (30 g P/daa/år), fulgt av referansebruket (20 g P/daa/år) og det moderne kornbruket (10 g P/daa/år) (figur 3.8.4).



Figur 3.8.4. Nitrogenavrenning og fosforavrenning for dyrkingssystemforsøket på Apelsvoll 2000-2010 (Korsæth 2012).

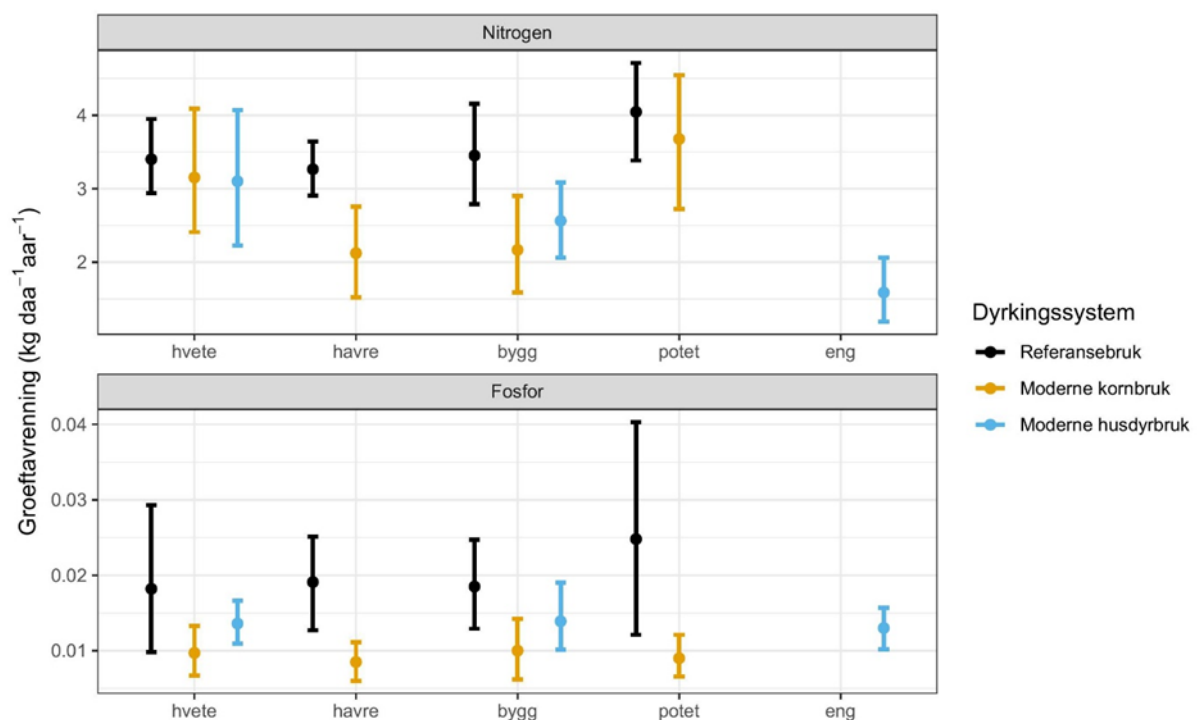
I området der dyrkingssystemforsøket ligger på Apelsvoll går nitrogen hovedsakelig tapt via grøfteavrenning (over 10 ganger høyere enn overflateavrenningen), mens det er noe mindre forskjell mellom grøft og overflatetap for fosfor. Generelt er det svært liten overflateavrenning i dyrkingssystemforsøket og dette gjenspeiles i lave fosfortap.

Grøfteavrenning av nitrogen i referansebruket har minket mellom 2000 og 2018 (-0.56, p=0,013), mens verdiene for de moderne korn- og husdyrbruk har holdt seg stabile (figur 3.8.5). Minkende nitrogenavrenning i referansebruket kan kanskje forklares av et netto nitrogentap i systemet (Korsæth 2012), og minkende mengde organisk materiale i jorda som påvirker aggregatstabilitet over tid (Riley m. fl. 2022).



Figur 3.8.5. Årlig avrenning for a) nitrogen og b) fosfor via overflate- og grøfteavrenning i tidsperioden 2000-2018 for referansebruk (REF), Moderne kornbruk (OPTO) og Moderne husdyrbruk (OPTO50). Det vises gjennomsnitt og 95% konfidensintervall. Systemoppgraderinger i 2013 kan ha påvirket overflateavrenningen og det bør dermed ikke direkte sammenlignes overflateavrenningen mellom 2000-2012 og 2013-2018. Tallene fra dette figur er dels upublisert og må ikke kopieres uten avtale med forfatteren. OBS, skalaen er ikke lik for grøfte- og overflateavrenning.

I perioden 2013-2018, var grøftavrenningen av nitrogen lavest i eng i det moderne husdyrbruket (figur 3.8.6.). Det var liten forskjell i nitrogenavrenning mellom de kornbrukene når det dyrkes hvete eller potet, mens i havre og bygg var nitrogenavrenningen tydelig høyere for referansebruket enn for det moderne kornbruket. For fosfor var avrenningen høyest i alle vekster for referansebruket, men viser også til stor variasjon og at det er generelt lave verdier sammenlignet med andre steder i Norge. Fosforavrenningen gjennom grøftene i det moderne kornbruket har vært betydelig lavere enn i referansebruket, også i potet-årene hvor jordarbeiding har vært nokså lik mellom de to systemene. Dette kan forklares med redusert jordarbeiding og bruk av fangvekster i de kornårene som har ført til bedre jordstruktur enn i referansebruket (Riley m. fl. 2008) og at dette vedvarer gjennom potet-året.



Figur 3.8.6. Årlig grøfteavrenning for a) nitrogen og b) fosfor i tidsperioden 2013-2018. Det vises gjennomsnittet og 95% konfidensintervallet. Tallene fra denne figur er dels upublisert og må ikke kopieres uten avtale med forfatteren.

Påvirkning fra ulike produksjoner i Mjøsas nedbørfelt

Nedbørfeltet til Mjøsa er dominert av grasdyrking. Åpen åker i de ni delnedbørfeltene utgjør fra 2 til 60 % av jordbruksarealet (tabell 3.8.1). I nedbørfeltene til Lenaelva, Flagstadelva og Svartelva er det litt mer åpen åker enn grasareal, mens ellers er det mest gras. Det er en generell trend at grasarealet har økt gjennom de siste 20 årene. I Lenaelvas nedbørfelt er det en del potet- og grønnsaksareal (10 %), men i de andre delnedbørfeltene er den andelen lav. Generelt har arealet med potet og grønnsaker gått ned, og da særlig potetarealet. På kornarealet var det i 2019 mellom 25 og 90 % som

overvintret i stubb for hvert av de syv delnedbørfeltene der det var en betydelig andel korn (tabell 3.8.1). Mest stubb var det i det minste delnedbørfeltet (Heggshuselva). I fem av de syv delnedbørfeltene med betydelig andel kornareal har det etter 2013 vært en nedgang i andel kornareal med overvintring i stubb.

Fosforstatus i jordbruksjorda i delnedbørfeltene rundt Mjøsa er i gjennomsnitt om lag 10 til 17 mg P-AL/100 g. I to delnedbørfelt er fosforstatus karakterisert som meget høy (P-AL > 14) (tabell 3.8.1). I seks av de åtte delnedbørfeltene der vi har data for jordas fosforstatus, har det skjedd en økning i fosforinnholdet fra perioden 1997-2006 til perioden 2007-2016. I delnedbørfeltene Flagstadelva, Skanselva og Bausbakkelta har den registrerte økningen vært betydelig.

Husdyrtallene for de ni delnedbørfeltene varierer med størrelsen på jordbruksarealet i delnedbørfeltene og er fra 550 gjødseldyrenheter i Heggshuselvas nedbørfelt til 35000 gjødseldyrenheter i Gudbrandsdalslågens nedbørfelt (tabell 3.8.1). Husdyrtettheten regnet i gjødseldyrenheter (GDE/dekar jordbruksareal) varierer i delnedbørfeltene mellom 0,05 og 0,13 GDE (tabell 3.8.1). En GDE svarer til 14 kg fosfor og krav til spredeareal i gjødselvereforskriften tilsvarer en maksimal fosformengde på 3,5 kg fosfor per dekar, det vil si 0,25 GDE/dekar. I alle delnedbørfeltene er det tilstrekkelig jordbruksareal til å oppfylle spredearealkravet, men siden jordas fosforstatus har økt over de siste 20 årene kan det tyde på at fosforgjødslingen likevel er i overskudd i forhold den fosformengden som fjernes med avlingen.

Tabell 3.8.1. Beskrivelse av de ni utvalgte nedbørfeltene rundt Mjøsa i gjennomsnitt for 2017-2019.

Nedbørfelt	Andel åpen åker på jordbruksareal	Overvintring i stubb	Grastiltak (kantsoner og vannveier)	Husdyrtetthet i 2017-2019	Jordas fosforstatus i gjns.
	%	% av kornareal	Meter per dekar	Antall GDE (GDE/daa)	mg P-AL/100 g i 2007-2016
Lenaelva	60	35	0,45	7500 (0,08)	10,3
Hunnselva	27	40	0,4	3200 (0,06)	10,5
Flagstadelva	55	25	0,1	2500 (0,09)	17
Svartelva	56	25	~0	8000 (0,09)	11
Moelva og Tingnes-Brøttum	37	40	0,05	8000 (0,11)	13,9
Heggshuselva	41	90	0,2	550 (0,05)	11
Skanselva og Bausbakkelta	19	55	~0	1400 (0,1)	17
Gausa	2	-	-	7500 (0,09)	13,5
Gudbrandsdalslågen	6	-	-	35000 (0,13)	-

Jordbruket i de fleste av delnedbørfeltene på øst- og vest-siden av Mjøsa har endret seg i løpet av de siste 20 årene. Der har det generelt vært en økning i husdyrtettheten, økt fosforstatus i jorda og en endring i vekstfordelingen i jordbruket med mer gras- og

mindre korndyrking. Større husdyrtetthet og høyere fosforstatus i jorda fører til økt risiko for avrenning av fosfor med høy biotilgjengelighet. Grasdyrking i stedet for korndyrking fører imidlertid til redusert erosjon og lavere avrenning av jord og partikkelbundet fosfor. Men samtidig vil økningen i jordarbeiding om høsten på kornarealet føre til økt risiko fosforavrenning.

I de to store delnedbørfeltene nord for Mjøsa (Gausa og Gudbrandsdalslågen) har jordbruket endret seg lite. Bortsett fra en reduksjon i kornarealet, som vil føre til mindre avrenning av partikkelbundet fosfor, har endringene liten betydning for fosforavrenningen.

Potet- og grønnsaksarealet utgjør en liten del av totalarealet, men kan lokalt ha stor betydning for fosforavrenningen fordi det fører til stor risiko for erosjon av partikler med høyt fosforinnhold.

Påvirkning fra ulike produksjoner i Randsfjordens nedbørfelt

Kildefordelingen viser at fosfortilførsler fra jordbruksarealet utgjør totalt 5,5 tonn for de fem nedbørfeltene samlet (tabell 3.8.2). Det er beregnet totalt 8,9 tonn fosfor fra alle kilder samlet, og jordbruket er dermed den største kilden (62 %) til totalfosfor. Når det gjelder biotilgjengelig fosfor, bidrar jordbruksarealene også med mer enn avløp i fire av feltene.

Tabell 3.8.2. Beskrivelse av de fem utvalgte nedbørfeltene i gjennomsnitt for 2018-2020.

Nedbørfelt	Andel kornareal (% av jordbruksareal)	Overvintring i stubb (% av kornareal)	Grastiltak (kantsoner og vannveier) (m/daa kornareal)	Husdyrtall- og tetthet (GDE/daa totalt jordb.a.)	Jordas fosforstatus i gjns. for 2007-2016 (mg P-AL/100 g)
Askjumbekken	48	38	0,35	810 (0,06)	14
Grymyrbekken	19	33	~0	1040 (0,14)	13
Sløvikselva	42	43	0,15	875 (0,06)	12
Vangselva	8	57	~0	451 (0,09)	13
Vigga	42	44	0,07	3200 (0,06)	12

Kornarealet utgjorde mellom 8 (Vangselva) og 48 % (Askjumbekken) av jordbruksarealet hvorav mellom 33 (Grymyrbekken) og 57 % (Vangselva) overvintret i stubb i gjennomsnitt for årene 2018-2020. Det var lite grasdekte kantsoner og vannveier på kornareal i nedbørfeltene. Det var grasdyrking på resten av jordbruksarealene, bortsett fra noen få prosent med potet og grønnsaker. Husdyrtettheten varierte fra 0,06 til 0,14 GDE/daa, flest husdyr i forhold til jordbruksarealet i nedbørfeltet til Grymyrbekken. Jordas fosforstatus er høy, gjennomsnittlig 14 mg P-AL/100g i nedbørfeltet til Askjumbekken og tilsvarende 12-13 i de andre fire nedbørfelt.

De siste 20 årene har det vært en økning i grasarealene og en reduksjon i arealer med korn, potet og grønnsaker i alle de fem delnedbørfeltene (Bechmann m.fl. 2022). På

kornarealene har det ikke vært noen entydig endring i arealer som overvintres i stubb, men det har vært årlige svingninger. Husdyrtallene har vist varierende trend i de ulike delnedbørfeltene, mens jordas fosforstatus har vist en økning i to delnedbørfelt og holdt seg stabilt i tre delnedbørfelt.

4. Forurensningsbegrensende tiltak

4.1. Effekter, kostnader og konsekvenser for matproduksjon (NIBIO)

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

Jordbrukstiltak innenfor Regionalt miljøprogram har særlig hatt fokus på fosfor og erosjon. En del av tiltakene vil i tillegg ha god effekt på nitrogen. Kostnadseffektiviteten avhenger av om det er effekten på fosfor eller nitrogen som undersøkes. Dessuten har flere av tiltakene effekt på avrenning av jordpartikler. Effekten av tiltak er størst når tiltakene målrettes. Dermed er tiltak mest kostnadseffektive der problemene er størst, f.eks. på arealer med høy erosjonsrisiko og på arealer med høy fosforstatus. Plassering av tiltakene i landskapet har også stor betydning og tiltak mot overflateavrenning nærmest bekken eller elva er viktigere enn tiltak som ligger langt fra bekken. Kostnadene ved tiltaksgjennomføring kan også variere, f.eks. avhenger kostnadene ved grastiltakene av om graset kan høstes og nyttes til fôr. Kostnadene ved endret jordarbeiding avhenger bl.a. av jordtype og jordas laglighet for jordarbeiding om våren.

Herunder er enkelttiltakene beskrevet. Alle tiltakene unntatt gjødslingstiltak har synergi med økt biologisk mangfold, men de er vurdert til ikke å ha betydelig effekt på klimagassutslipp (Øygarden m.fl. 2018).

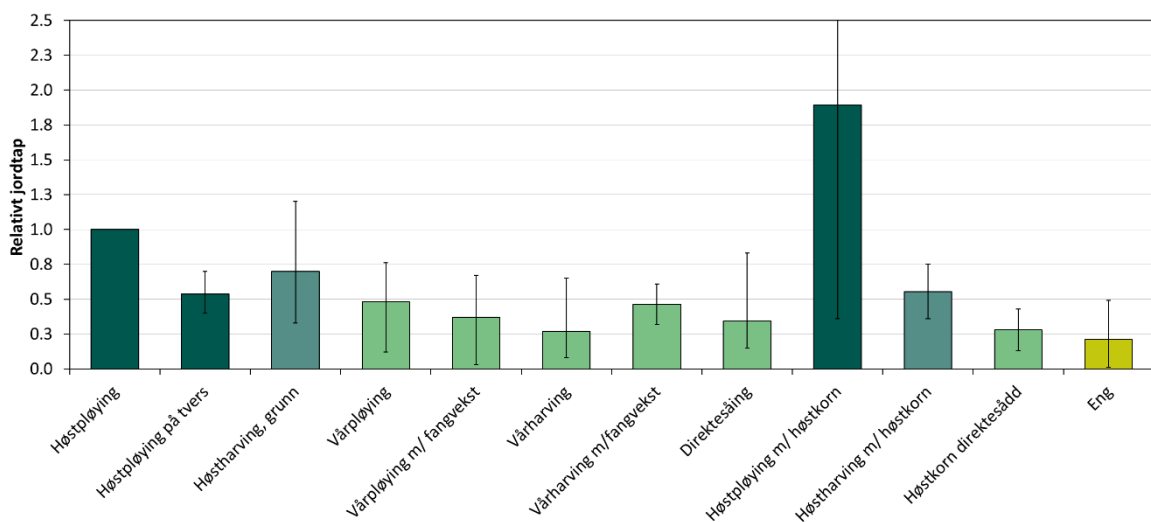
Jordarbeiding

Effekt på vannkvalitet

Tiltakene som kalles endret jordarbeiding innebærer utelatelse av høstpløying med flere ulike alternativer for jordarbeiding om våren. Jordarbeiding om høsten fører til økte tap av jord og næringsstoffer fra jordbruksarealene (Kværnø m.fl. 2020, Bechmann m.fl. 2020, Bechmann m.fl. 2023). Alternativer til høstpløying omfatter overvintring i stubb med etterfølgende vårpløying + harving, kun vårharving eller direktesåing. Direktesåing

kan gjennomføres i både vår- og høst Korn. Effekten av endret jordarbeiding skyldes redusert erosjon og jordtap samt mindre frigjøring og tap av næringsstoffer ved mineralisering utenom vekstsesongen. Økt opptak av næringsstoffer i et plantedekke (inkl. ugras) kan også bidra til reduserte næringsstofftap.

Figur 4.1.1. viser gjennomsnittlige resultater fra målinger av jordtap i sammenlignende forsøk med ulike typer jordarbeiding og vekster. Det er særlig arealer med høy risiko for flate- og drågerosjon som har stor risiko for tap av jord og fosfor. Nitrogentap er mer uavhengig av erosjonsrisiko, siden det meste tapes gjennom drengroftene.



Figur 4.1.1.. Gjennomsnittlig jordtap (relativt til korn med høstpløying) målt i forsøk med ulike vekster og ulike typer jordarbeiding til korn (Kværnø m.fl. 2020). Mørkegrønn er høstpløying, mellomgrønn er høstharving, lysegrønn er overvintring i stubb eller direktesåing og olivengrønn er eng.

Mange faktorer har betydning for effekten av endret jordarbeiding og den største effekten oppnås på arealer med stor erosjonsrisiko og i år med værforhold som gir mye erosjon og store jordtap (Kværnø m.fl. 2019).

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

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

Effekt på matproduksjon, ugras og sykdommer

Det er gjort en del studier av jordarbeiding og konsekvenser for jordbruket i Innlandet (Hugh Riley, pers med.). De vanligste jordartene i distrikt med åpenåker Innlandet er moreneletteire (Mjøsregion/Oppland/Hadeland), siltjord/sandig silt (Solør-Odal) og siltig sand (Nord-Østerdal). Det er utført svært mange feltforsøk med endret jordarbeiding på lettleire og en del på siltjord, men relativt få på mer sandholdig jord.

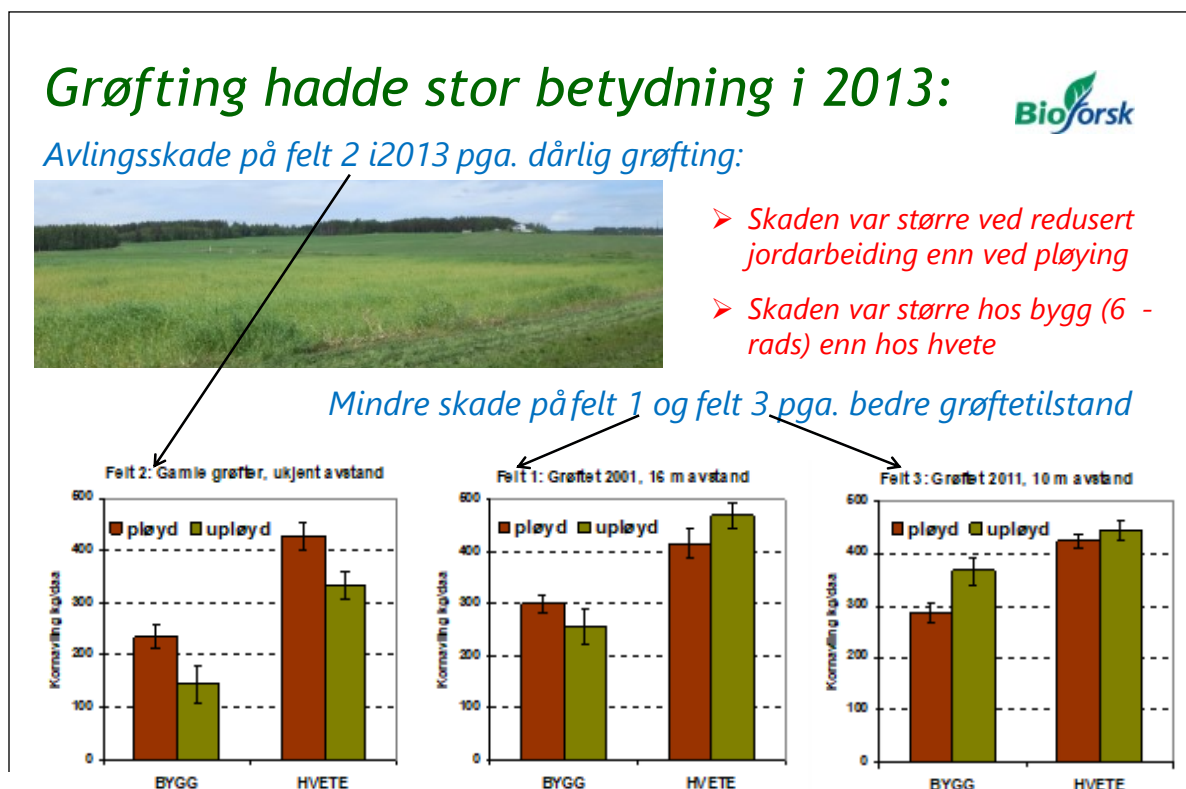
Høstharving har en viss effekt mot rotugras som kveke, men effekten er langt mindre enn det som oppnås ved pløying (f.eks. Riley 1983). I feltforsøk med utilstrekkelig kjemisk ugrasbekjempelse var avlingene, sammenliknet med høstpløying, 4 % lavere på oppløyd jord som var blitt høstharvet og 9 % lavere uten høstharving (Ekeberg 1985). Også i forsøk på siltjord viste høstharving en avlingsgevinst på oppløyd jord, særlig ved tidlig såing (Riley 1985). I feltforsøk på lettleire med tilfredsstillende kjemisk ugrasbekjempelse har derimot bruk av høstharving (uten høstpløying) gitt ubetydelige avlingsutslag i vårkorn, sett i forhold til harving bare om våren (Riley 2014). I disse forsøkene ble jorda ikke pløyd om våren. Høstharving har en praktisk fordel ved at delvis innblanding av halmrester om høsten gir betydelig færre problem under såing på oppløyd jord (f.eks. subbing, tetting av sålabber). Dette tillater bruk av enklere (og rimeligere) såmaskiner. Dersom det er mye planterester på overflaten vil dette trolig senke opptørking av jorda om våren, noe som kan gi seinere såing (i de nevnte forsøkene ble det sådd samtidig med/uten høstharving).

Tørresen m.fl. (2012) har vist at med lik pløedybde har åkertistel og åkerdylle blitt mer redusert ved å pløye om våren enn om høsten. Mange studier har dessuten vist at pløying, enten den gjennomføres om våren eller om høsten, gir redusert forekomst av ugras, blant annet kveke, sammenliknet med ulike former for redusert jordarbeiding (Seehusen m.fl. 2023). Det sprøytes mer ved redusert jordarbeiding sammenlignet med pløying, men det er ikke forventet noe økt behov for sprøyting ved vårpløying sammenlignet med høstpløying.

Mange sykdommer i korn forårsakes av sopper som kan vokse og overleve i planterester og/eller i jord (Tørresen m.fl. 2012). Pløying og nedmolding vil dekke infiserte planterester med jord og antakelig bidra til en raskere nedbrytning av planterester og et redusert smittepress. Den økte forekomsten av *Fusarium* og mykotoksiner som vi opplevde i norsk korn på starten av 2000-tallet, kan ha sammenheng med en økt utbredelse av redusert jordarbeiding ved ensidig korndyrking kombinert med spesielt fuktige værforhold i denne perioden (Hofgaard m.fl. 2023). For om lag 15 år siden ble fungicider for bekjempelse av *Fusarium* i korn introdusert, og i de senere årene har dyrkingsomfanget av kornsorter med en moderat grad av resistens mot *Fusarium* økt, mens dyrkingsomfanget av svært mottakelige sorter har avtatt. Dette har antakelig bidratt til å holde det generelle smittepresset av *Fusarium*-sopper på et lavere nivå enn tidligere. Nyere studier viser at vårpløying kan være et godt alternativ til høstpløying da det gir like god reduksjon i smittepress av *Fusarium*-arter (Tørresen m.fl. 2015).

Kjølmærk trives i jorda i alle typer vekster. Pløying er viktig for å ødelegge forholdene for kjølmærk, både som pupper, larver og for voksne egg-leggere (Schjøll, pers. medd, 2024). Det er ikke dokumentert forskjell i antall kjølmærk ved høstpløying og vårpløying i korn. Men dersom det ikke pløyes, verken høst eller vår, vil kjølmærken ha mer tilgjengelig næring og det kan føre til økt utbredelse. Det er behov for mer kunnskap om ulike arter av kjølmærk, deres livssyklus og mulige tiltak for å redusere kjølmærken.

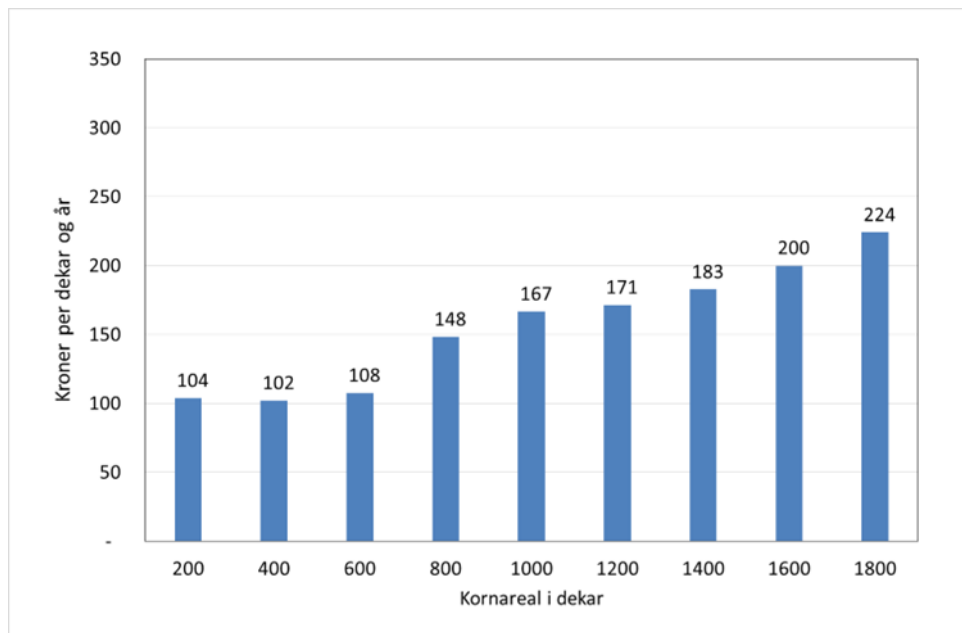
I langvarige småruteforsøk med redusert jordarbeiding (ca. 35 år) på lettleire er det funnet nesten samme avling med og uten høstpløying (Riley 2014). Her var halmen for det meste beholdt på feltene og kuttet (evt. snittet), og kontrollen med ugras var som regel bra. I et storskalaforsøk samme sted var det derimot i snitt av 30 år ca. 5 % lavere avling uten pløying enn med høstpløying. Forskjellen kan delvis forklares som følge av større problem med halmrester og noe dårligere ugraskontroll. En slik situasjon kan trolig oppstå ved praktisk gjennomføring av redusert jordarbeiding på større areal. I et tidligere storskalaforsøk med direktesåing på lettleire fant man 8 % lavere avling uten halm og 15 % lavere avling med halm til stede, sett i forhold til høstpløying (Ekeberg og Riley 1989). Det er også sannsynlig at risikoen for avlingsreduksjon ved redusert jordarbeiding er større på jord med dårlig dreneringstilstand, slik man opplevde i den fuktige forsommeren av 2013 på Kise (se figur 4.1.2.).



Figur 4.1.2. Avlingsresultater i et fuktig år på tre forsøksfelt med ulik grøfting, og høstpløyd og vårharving.

Avlingseffektene av jordpakking og utsatt såtid ved ulik maskinkapasitet ble simulert av Riley (2016) og resultatene ble brukt i en maskinkostnadsmodell av Mangerud m.fl. (2017). Modellen ble brukt for å beregne den såkalte 'laglighetskostnaden' mellom

høstpløying og vårpløying på lettleire under klimaforholdene på Nord-Østlandet (se figur 4.1.3.).



Figur 4.1.3. Differansen i totalkostnad pr. dekar (avlingsforskjell) og år mellom vårpløying og høstpløying.

I disse beregningene er det altså antatt samme avling ved lik såtid og redusert avling ved utsatt såtid. Selv ved et relativt lite kornareal medfører vårpløying en laglighetskostnad som følge av forsinkelsen i våronna, og kostnaden øker betraktelig ved økt kornareal. Prisenivåene i 2016 er brukt i modellen, og disse har jo økt betydelig fram til i dag.

Effekten av vårpløying kontra høstpløying på morenettleire er undersøkt i ulike forsøksserier (i 6 år på Staur av Njøs & Ekeberg 1980 og i 11 år på Kise av Riley & Ekeberg 1998). I disse forsøkene ble det funnet bare ubetydelige avlingsforskjeller mellom pløyetidspunktene. Hofgaard m.fl. (2023) har også i forsøk på siltjord på Solør vist at det ikke var forskjell på kornavlingene ved høstpløying og vårpløying. Det er lite trolig at vårpløying gir problem med dårligere såbed (mer klump) enn høstpløying på slik jord, slik man ofte opplever på leirjord. Forsøksfeltene ble imidlertid sådd på samme tidspunkt uansett pløyetid, slik at de ikke fanget opp avlingsnedgangen som evt. utsatt såtid medfører når det brukes vårpløying istedenfor høstpløying. Vårpløying kan bryte kapilærevnen i siltjorda og nettopp derfor er vårpløying gunstig for at jorda skal bli tidligere laglig for såing om våren enn den ville vært ved høstpløying. Vinderosjon kan være et problem på siltige og sandige jordtyper, men det er uavhengig av om det pløyes vår eller høst. Basert på den tilgjengelige informasjonen er det ikke grunnlag for å si at det er avlingsforskjell ved å endre jordarbeiding fra høst til vår når en ser bort fra risiko for utsatt såtid. I spørreundersøkelsen blant gårdbrukere ble det ikke dokumentert avlingsforskjell mellom høstpløying og vårpløying (Refsgaard m.fl. 2013). Derimot er det forventet avlingsforskjell mellom pløying og harving uavhengig av årstid (Refsgaard m.fl. 2013) (tabell 4.1.1.).

Tabell 4.1.1. Avling i bygg (kg/dekar) og dekningsbidrag etter maskiner og arbeid (kr/dekar) for ulike jordarbeidingsmetoder for Hedmark og Oppland (Refsgaard m.fl. 2013 oppdatert til 2022-priser). RMP-tilskudd er ikke inkludert.

	Hedmark (Svartelva)		Oppland (Viggavassdraget)	
	Avling i høsthvete/bygg	Dekningsbidrag	Avling i høsthvete/bygg	Dekningsbidrag
Jordarbeidingsmetode	Kg/dekar	Kr/dekar	Kg/dekar	Kr/dekar
Høsthvete m/høstpløying	500	550	469	472
Høsthvete direktesåing	425	333	399	266
Høsthvete m/høstharving	425	293	399	226
Vårkorn m/høstpløying	490	455	385	13
Vårkorn m/høst- og vårharving	431	366	358	2
Vårkorn med vårpløying	490	455	385	13
Vårkorn m/vårharving	431	353	358	-12

Spørreundersøkelsen fra 2013 viste at gårdbrukerne ikke forventet noen konsekvenser for avlingen ved overvintring i stubb for vårkorn, men at direktesåing av høstkorn derimot kunne gi en avlingsreduksjon på ca. 15 % for høstkorn (Refsgaard m.fl. 2013). I de oppdaterte tallene fra 2022 er det ikke gjort noen nye antakelser for avlingsnedgang.

Kostnader

I spørreundersøkelsen fra 2013 som ble gjennomført blant gårdbrukere i Hedmark og oppland ble kostnadene ved å la åkeren overvintre i stubb sammenlignet med høstpløying vurdert til mellom 0 og 13 kr/dekar avhengig av hvilken jordarbeidingsmetode som velges om våren (Refsgaard m.fl. 2013, oppdatert til 2022-tall) (tabell 4.1.1.). Endring i jordarbeidingsstrategi krever ofte investeringer i nye maskiner og en trenger ofte å øke kapasiteten for å unngå sein såing, f.eks. større traktorer. Sattidspunktet vil også kunne bli utsatt pga. vårpløying og det kan ha en avlingskostnad (Riley 2016). Det er usikkert om disse faktorene inngår i vurderingene fra spørreundersøkelsen som ble gjennomført i 2013.

På kornkonferansen (2024) viste Hugh Riley eksempler på besparelser ved å legge om fra pløying til redusert jordarbeiding. Besparelsene henger sammen med reduserte utgifter til maskiner og redusert arbeidstid. Konklusjonen var at kostnadsbesparelsene er minst like store som verdien av evt. avlingstap, men kostnadsbesparelsene er avhengig av at redskapsparken reduseres. Det er vanlig med grunnere pløying om våren enn om høsten. Derfor er det mulig å investere i utstyr som er utviklet for grunn pløying, men den investeringen er ingen betingelse for bra resultat. En kan pløye med samme type plog om våren som om høsten, men det kan være litt mer krevende å stille plogen.

Det er store usikkerheter i estimatene for avlingsreduksjon og endret dekningsbidrag ved omlegging fra høstjordarbeiding til jordarbeiding om våren, men estimatene tilsier at det er liten forskjell i dekningsbidraget. Det er imidlertid store lokale variasjoner i det som oppnås hos den enkelte gårdbruker.

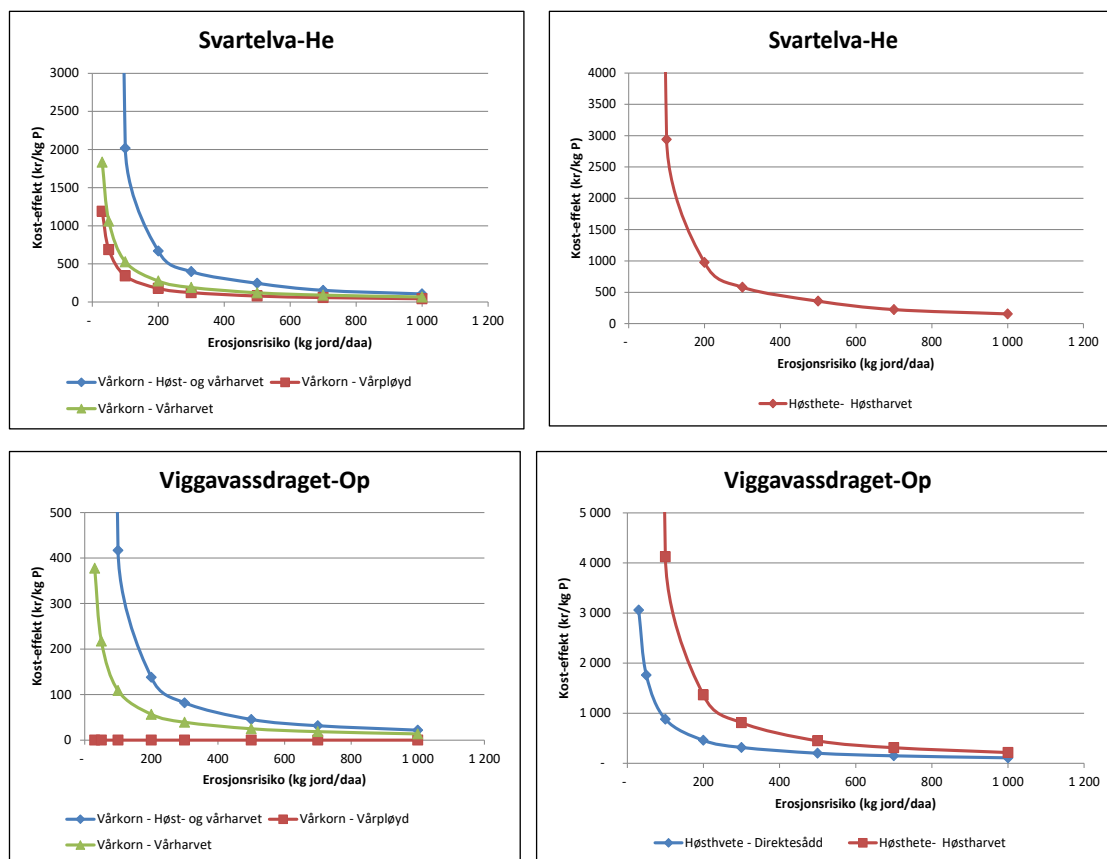
Tabell 4.1.2. *Vannmiljøtiltak, effekter, kostnader og konsekvenser for matproduksjon (Øygarden m.fl. 2018 og gjennomsnitt for Hedmark og Oppland i Hovland, pers. med.). + betyr positiv effekt, (+) betyr begrenset positiv effekt og 0 betyr ingen effekt. ERklasse = erosjonsrisikoklasse.*

Vannmiljøtiltak	Effekter, fosfor og partikler	Effekter, nitrogen	Anslått reduksjon i kornproduksjon (%)	Kostnadseffektivitet ¹ (kostnad per kg fosfor)
Overvintring i stubb på korn- og oljevekster	+	+	0-12	Kostnadseffektiviteten varierer med erosjonsrisiko. Se figur 4.1.4. For alle erosjonsrisikoklasser i Mjøsas nedbørfelt beregnet til 2-3000 kr/kg fosfor ³ .
Direktesåing av høstkorn	+	+	15	Kostnadseffektiviteten varierer med erosjonsrisikoklasse. Se figur 4.1.4.
Fangvekster i korn, potet- og grøntproduksjon	(+)	+	0 ²	Ingen reduksjon i avling dersom det sås etter høsting. Kostnaden for normal såmengde er om lag 50 kr/daa, effekten er på nitrogen ¹
Grasdekte vannveier	+	(+)	100	God kostnadseffektivitet der de målrettes. Særlig stor effekt på potet- og grøntarealer der det er stor erosjon og høyt fosforinnhold i jorda. Kostnadene for å ta ut areal fra potet- og grøntproduksjon er også store. For hele Mjøsas nedbørfelt 600 kr/kg fosfor ³ .
Grasdekte kantsoner	+	(+)	100	God kostnadseffektivitet der det målrettes mot høy erosjonsrisiko. Avhenger av avsetning på graset. Særlig stor effekt på potet- og grøntarealer der det er stor erosjon og høyt fosforinnhold i jorda. Kostnadene for å ta ut areal fra potet- og grøntproduksjon er også store.
Fangdammer	+	(+)	100	God kostnadseffektivitet der det målrettes mot høy erosjonsrisiko. Særlig aktuelt for potet- og grøntproduksjon. Avhenger av lokale forhold. Kostnadseffektiviteten er 40 – 80 kr/kg fosfor ved høy erosjonsrisiko. Om lag 1000 kr/kg fosfor ved lav erosjonsrisiko.
Gjødslingstiltak	+	+	0	Meget god kostnadseffektivitet. Balansert gjødsling. Delt gjødsling og gjødsling med fosforfri gjødsel der jordas fosforstatus er over P-AL 14 i korn- og grasproduksjon. Utnyttelse av spredearealet for husdyrgjødsel.

¹Øygarden m.fl. 2018.

²Sådd i modent korn.

³Kværnø m.fl. 2019



Figur 4.1.4. Kostnadseffektivitet (kr/kg fosfor i 2013-priser) av jordarbeidingstiltak i forhold til erosjonsrisiko (kg jord/daa) for ulike jordarbeidingstiltak for vannområdene Svartelva i Hedmark og Viggavassdraget i Oppland. Tiltakseffekten er relativt til høstpløying (Refsgaard m.fl. 2013).

Fangvekster

I tillegg til endret jordarbeiding gir fangvekster, undersådde vekster og underkulturer en beskyttelseeffekt mot erosjon. De bidrar med plantedekke og røtter som binder jorda og kan ta opp næringsstoffer over en lenger vekstperiode.

Fangvekster er hovedsakelig et tiltak for bedre jordhelse og redusert nitrogenavrenning. De kan såes enten sammen med kornet, i modent korn eller etter høsting av tidlige vekster, f.eks. grønnsaker og tidlig potet. I store deler av Innlandet er vekstsesongen i de fleste årene for kort utover høsten til at fangvekster utvikler et godt plantedekke ved såing etter høsting av korn. Fangvekstene bør såes om våren eller evt. to-tre uker før tresking og innen midten av august. Muligheten for vekst om høsten er avgjørende for hvor mye næringsstoffer som kan tas opp i fangvekstene. Nitrogen som tas opp i fangveksten reduserer mengden nitrogen som kan vaskes ut fra jorda. Det er vesentlig for valg av fangvekst at veksten kommer raskt i gang etter høsting av hovedveksten. Fangvekster er særlig viktige etter næringskrevende vekster som grønnsaker og potet. Fangvekster som såes i modent korn eller etter høsting av tidlig-kulturer vil ikke påvirke

avlingene. Kostnader til såfrø, såing av fangvekst og evt. andre utgifter er ikke estimert her, men fangvekster har ifølge Aronsson m.fl. (2016) god kostnadseffektivitet når det gjelder å redusere nitrogentap, særlig på sandjord. Imidlertid kan utfrysing av fosfor fra plantematerialet føre til økt avrenning av biotilgjengelig fosfor i enkelte år (Øgaard og Bechmann 2021).

Fangvekster som såes i modent korn eller etter høsting av tidlige vekster fører ikke til reduksjon i matproduksjon. Såing av fangvekst på våren sammen med kornet kan føre til noe avlingsreduksjon (Aronsson mfl. 2016). NIBIO har ikke gjort noen studier på overføring av soppssmitte fra fangvekst til korn. Enkelte plantearter som brukes som fangvekst vil være mottakelig for de samme soppartene som kan angripe korn (blant annet *Fusarium spp* og *Microdochium spp.*). Dette gjelder særlig dersom en bruker gras som fangvekst. I tillegg kan flere tofrøbladete planter være mottakelig for de samme *Fusarium*-artene som angriper korn. Vi har mange ubesvarte spørsmål når det gjelder bruk av fangvekster i korn. Dersom en dyrker fangvekster som ikke er mottakelig for de samme sykdommene som korn vil dette kanskje begrense spredning av soppssmitte mellom kornplanter og dermed redusere risiko for sykdom. Dyrking av fangvekster vil kanskje endre mikroklimaet i åkeren. Kanskje det blir fuktigere forhold ved bruk av fangvekster og dermed bedre vekstforhold for sopp. Kanskje dyrking av fangvekster hindrer at soppsporer spres fra halmrester og opp i bestanden med vandrdåper i regn. Det er ikke noe entydig svar på hva fangvekst betyr for sykdomssmitte på korn.

Grasdekte arealer

Grasdekte arealer omfatter blant annet kantsoner langs vassdrag, grasdekte vannveier og andre arealer, der veksten endres fra korn til gras. Endring fra korn til gras gir lavere jordtap, siden gras gir bedre beskyttelse mot erosjon enn korn. Derfor blir det også lavere tap av partikkelbundne næringsstoffer som fosfor. Gras fører dessuten til reduserte tap av nitrogen fordi en lengere veksttid med gras enn for korn gir økt mulighet for opptak av næringsstoffer i plantene. Til gjengjeld kan graset år om annet fryse ut om vinteren og frigjøre løst fosfor som kan vaskes ut i løpet av vinteren og våren. Dette skjer særlig ved barfrost. Grasdekte arealer fører til redusert kornproduksjon, men under forhold der det er mulig å høste og selge høy kan det bli en inntekt som bidrar til god kostnadseffektivitet.

Grasdekte kantsoner. Etableres langs vassdrag for å redusere tilførsler av jord, næringsstoffer og andre forurensninger til vassdraget. Tiltaket er spesielt aktuelt der jorda i perioder av året er uten vegetasjonsdekke, som arealer med korn-, potet- eller grønnsaksproduksjon. Kantsonenes evne til å holde tilbake jord og næringsstoffer avhenger av flere prosesser, hvor de viktigste er oppbremsing av overflatevann med påfølgende sedimentasjon av partikler og infiltrasjon av vannet. Dessuten vil økt avstand fra åkerarealer med gjødselspredning og sprøyting til åpent vann redusere risikoen for at uønskede stoffer havner direkte i vassdraget.

Ugjødsla kantsoner i eng. Effekten av ugjødsla kantsoner på næringsstofftap skyldes at de øker avstanden fra areal med gjødselspredning til vassdrag samt at overflateavrenningen kan infiltrere i jorda.

Grasdekte vannveier. Grasdekte vannveier etableres i dråg og forsenkninger på jordbruksarealer der det dyrkes korn. I drågene samler det seg vann fra jordbruksarealer, noe som kan medføre økt erosjon. Grasdekte vannveier i dråg og forsenkninger beskytter jorda mot erosjon og fosfortap der erosjonsrisikoen er spesielt stor. Jordpartikler kan sedimentere og vannet infiltrere i grasdekte vannveier.

Andre grasarealer. Grasstripe i åker og gras på flomutsatt eller erosjonsutsatt areal er målrettede tiltak for å redusere erosjon og tap av fosfor.

Matproduksjon og kostnader

Små arealer med gras i kornområder vil ofte bli tatt ut av produksjon. Det blir da brukt beitepusser i stedet for høsting. Det skjer særlig dersom eiendommen ikke har annet grasareal og dermed ikke har redskap for høsting av gras (Skaalsveen m.fl. 2022). Dekningsbidraget for grasdekte arealer inklusive maskiner og arbeid er for Østlandets flatbygder estimert til ca. 50 kr/dekar dersom det produseres rundballer, mens det er ca. -160 kr/dekar dersom graset på arealene ikke gir avling (kun beitepussing) (Refsgaard m.fl. 2013 oppdatert til 2022-priser). Fra samme undersøkelsen er dekningsbidraget for vårkorn beregnet til rundt 455 kr/dekar (Hedmark) (tabell 4.1.1). Kostnadene svarer da til forskjellen i dekningsbidrag mellom korn og gras, det vil si mellom 405 og 615 kr/dekar (Refsgaard m.fl. 2013, oppdatert til 2022-priser). Tall for Svartelvas nedbørfelt i Hedmark er representativt for de største arealene med kornproduksjon.

Ugras og plantesykdommer

Gras på kornarealer kan føre til noe økt spredning av ugras inn i kornåkeren. Det vil være nødvendig med ekstra fokus på kantene for å redusere denne effekten. Det er usikkert hvor stor betydning det har for avling, avhenger av hvor store arealer det gjelder og hvor grasdekket blir etablert.

Det er ikke gjort studier av sykdomssmitte fra gras til korn i NIBIO, men når det gjelder *Fusarium*/mykotoksiner er gras mottakelig for de samme soppartene som forårsaker sykdom /mykotoksiner i korn. Risiko for spredning fra gras til korn vil blant annet avhenge av i hvilken grad de ulike grasartene er mottakelige for en gitt sykdom og om soppene produserer soppспорer på gras som videre kan spres med vind til omkringliggende korn. Det er også andre sopper som kan smitte fra gras til korn, blant annet mjølauke (som produserer giftige alkaloider). Det er også mulighet for at graset oppformerer virus som kan overføres med bladlus fra gras til korn.

Kjølmork kan være et problem der det dyrkes potet etter gras. Dersom det har vært grasdekke vil det være en risiko for at kjølmorken har etablert seg og gir problemer i den

etterfølgende potetåkeren. Grasdekte vannveier vil derfor kunne gi økt risiko for kjølmork i en etterfølgende potetåker. Pløying reduserer risikoen for kjølmork da det forstyrrer kjølmorkens larver, pupper eller de voksne egg-leggere, avhengig av tidspunktet for pløying (Annette Schjøll, pers.medd. 2024). Kjølmorken kan også spre seg noe fra kantvegetasjon, f.eks. grasdekte kantsoner, men den beveger seg fortrinnsvis vertikalt og de er typisk for late til å bevege seg noe særlig horisontalt ut fra utgangspunktet. Det er behov for mer kunnskap om effekten av vannmiljøtiltak på kjølmork i et vekstskifte med korn og potet.

Fangdammer og hydrotekniske tiltak

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

Fangdammer kan også fungere som fordrøyningsbasseng og dermed bidra til å redusere flom og graving i bekkkanter. Det kan gi redusert risiko for utrasing i bekken nedstrøms dammen. Fangdammer har også stor effekt på biomangfold av både dyr og planter og kan inneholde mange rødlistearter (Stokker m.fl. 1999).

Det er store kostnader forbundet med etablering av fangdammer. Dessuten vil en del areal bli tatt ut av drift noe som betyr redusert matproduksjon. Likevel er kostnadseffektiviteten god der det er høy erosjonsrisiko.

Hydrotekniske tiltak bidrar til å redusere erosjon og fosfortap. Det omfatter mange ulike tiltak på og rundt jordene. Drenering bidrar til reduksjon i overflateavrenning, erosjon og fosfortap, men gir samtidig økt risiko for nitrogentap.

Gjødsling

Gjødslingstiltakene omfatter en rekke tiltak for redusert overskudd og reduserte tap av nitrogen og fosfor, for eksempel gjødsling etter middelavling, gjødsling etter jordas fosforinnhold, delt gjødsling, presisjonsgjødsling og miljøvennlig gjødselspredning. Effekter av tiltakene er beskrevet i Bechmann m.fl. (2023a). Det gis i liten grad tilskudd til gjødslingstiltak og kun miljøvennlig gjødselspredning er inkludert i regionale miljøprogram. Gjødslingsplan basert på jordprøver er et krav for å motta produksjonstilskudd.

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

På gårdsbruk med stor husdyrtetthet kan det være store problemer knyttet til å følge anbefalt gjødsling, spesielt med hensyn til jordas fosforinnhold. På grunn av transportavstanden til spredeareal er det ofte spredd mer husdyrgjødsel og det er høyere innhold av fosfor i jorda i nærheten av driftssenteret enn på mer fjerntliggende arealer. Det kan i tillegg være tilført mineralgjødsel til de fjerntliggende arealene selv om det er tilstrekkelig husdyrgjødsel til å dekke fosforbehovet på hele gården. Dersom fosforinnholdet i jorda er over P-AL 14 er det ikke behov for fosfor for å oppnå gode avlinger i korn og gras (NIBIOs gjødslingshåndbok). Med dagens regelverk (Forskrift om organisk gjødsel) kan krav til spredeareal gi balanse mellom tilført og bortført fosfor der det tas store avlinger, men det tar ikke hensyn til det store lageret av fosfor, som ofte er i jorda i områder med stor husdyrtetthet. Med det nye regelverket for husdyrgjødsel som er på høring våren 2024, vil den maksimale tilførsel av husdyrgjødsel bli redusert. På intensive husdyrbruk vil det føre til reduksjon i totale fosfortilførsler og på lang sikt reduksjon i jordas fosforstatus og fosforavrenning.

Spredning av all husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen vil gi bedre utnyttelse av nitrogenet i gjødsla og redusert risiko for nitrogentap både til luft og vann sammenliknet med spredning av husdyrgjødsel sist på sesongen. For en del husdyrbruk vil det være behov for økt lagerkapasitet for å kunne spre all husdyrgjødsel om våren og i vekstsesongen.

Utslipp av klimagasser

Vannmiljøtiltakene som inngår i RMP har generelt liten effekt på utslipp av klimagasser. Overvintring i stubb i motsetning til høstpløying har ingen entydig betydning for utslipp av klimagasser eller karbonlagring, men er resultatet av ulike prosesser som bidrar til lystgassutslipp og nedbrytning/oppbygging av organisk materiale (Øygarden m.fl. 2018; Øygarden og Bechmann, 2017). Vannmiljøtiltak som består av grasdekte arealer vil bidra til økt karbonbinding, men arealene er generelt små og tiltaket har derfor liten effekt på jordbrukets klimagassutslipp (Øygarden og Bechmann, 2017).

Tiltak, effekter og konsekvenser i Mjøsas nedbørfelt

Det er gjort beregninger av fosfortap og effekten av tiltak mot fosfortap fra åtte delnedbørfelt rundt Mjøsa. Beregningene av status på tilførsler har tatt utgangspunkt i tiltaksgjennomføringen i 2016.

Overvintring i stubb. Overvintring i stubb (ingen jordarbeiding om høsten) på kornarealer, eller gras på arealer utsatt for erosjon, er viktige tiltak i nedbørfeltet til Mjøsa. Med utgangspunkt i omfanget av overvintring i stubb i 2016, vil stubb på alt kornareal (100 %) gi en reduksjon i fosfortap på totalt 810 kg fosfor for de syv delnedbørfeltene det er beregnet for (tabell 4.1.3., Bechmann m.fl. 2021). Overvintring i stubb gir også redusert tap av nitrogen fra kornarealene.

Grasdekte vannveier og kantsoner. Grasdekte vannveier er et målrettet tiltak for å redusere erosjon i vannførende dråg og forsenkninger, og grasdekte kantsoner reduserer erosjon på arealer nær bekken eller elva. Etablering av grasdekte vannveier er beregnet å gi en reduksjon i fosfortap på totalt 2350 kg fosfor for de syv delnedbørfeltene det er beregnet for (tabell 4.1.3.), og tilsvarende er det for grasdekte kantsoner beregnet en reduksjon på totalt 420 kg fosfor for de syv delnedbørfeltene det er beregnet for hvis de anlegges langs alle bekker og elver.

Tabell 4.1.3. Tiltak for reduserte fosfortilførsler og estimerte effekter av tiltak i Mjøsas nedbørfelt (Bechmann m.fl. 2021).

Kg fosfor per år	Lenaelva	Hunnselva	Flagstadelva	Svartelva	Moelva	Hegghuselva	Skanselva og Bausbakkelva	Gausa	Totalt
Opprydding i spredt avløp	900	1000	500	1600	1000	100	200	1200	6500
Kommunalt avløp – drift/overløp	Ikke estimert								-
Overvintring i stubb	230	140	80	50	280	20	10	-	810
Grasdekte vannveier	540	220	420	350	710	50	60	-	2350
Grasdekte kantsoner	110	70	50	70	80	20	20	-	420
Fangdammer	Ikke estimert								-
Reduksjon i jordas fosforstatus (effekt på løst fosfat ikke estimert)	>230	>180	>100	>170	>260	>50	>50	>250	>1290
Tiltak i potet og grønnsaker	Ikke estimert								-
Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel	Ikke estimert								-
Reduksjon i punktkilder	Ikke estimert								-
									>11 370

*Tiltakseffekter for jordbruksarealer er beregnet for 2016 med Agricat2-modellen⁴

Fangdammer. Etablering av fangdammer, der forholdene ligger til rette for det, vil kunne holde tilbake jord og næringsstoffer og redusere den negative effekten av fosfor nedstrøms fangdammen. Norske studier viser at renseeffekten av fangdammer er målt til 20-45 % for fosfor med størst effekt på partikkelbundet fosfor. Det er ikke kartlagt hvor fangdammer kan etableres.

Balansert gjødsling. Når husdyrtallene øker, blir det mer tilgjengelig husdyrgjødsel. Bruk av mineralgjødsel kommer ofte i tillegg til husdyrgjødsel. Innholdet av fosfor i mineralgjødsel må tilpasses til mengden av fosfor i husdyrgjødsel som tilføres. Fosforfri

mineralgjødning bør brukes for å unngå at jordas fosforstatus blir for høy. Dette er særlig viktig på arealer med torvjord, men også for mineraljord. Effekten av å redusere jordas fosforstatus på alt areal i de ni delnedbørfeltene til middels nivå (P-AL 7) eller lavere er beregnet til totalt >1290 kg fosfor reduksjon i tap av partikkelbundet fosfor for de åtte delnedbørfeltene det er beregnet for (tabell 4.1.3.) og vil i tillegg gi reduksjon i tap av løst fosfat. Å redusere P-AL i jorda er en meget langsom prosess, og det vil ta mange år før en ser effekt av tiltaket. Balansert gjødsling med nitrogen tilpasset plantenes opptak av nitrogen er et viktig bidrag til god utnyttelse av nitrogenet og for å redusere avrenning av nitrogen. Delt gjødsling øker mulighetene for å tilpasse gjødslingen til sesongen.

Tiltak i potet og grønnsaker. Arealer der det dyrkes poteter og rotgrønnsaker er ofte «hot spots» for næringsstoffavrenning fordi det ofte er høy fosforstatus i jorda og stor risiko for erosjon. Tiltak på slike arealer kan være jorddekke for å hindre erosjon og fosforavrenning, f.eks. fangvekster sådd etter høsting og brede kantsoner langs bekker og elver. Gras i vannførende dråg, og fangdammer eller sedimentasjonsdammer i jordbruksbekker, er også aktuelle. Tiltak som tar areal ut av drift vil gi en kostnad i form av reduserte avlinger og kostnadene ved reduserte avlinger i potet og grønnsaker er generelt store. På lang sikt vil reduksjon i fosforgjødsling ha betydning både for fosforstatus i jorda og for risikoen for avrenning av partikkelbundet fosfor og løst fosfat. Det er behov for mer utprøving av tiltak i potet- og grønnsaker.

Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel. Spredning av husdyrgjødsel om våren eller i vekstsesongen fører til bedre utnyttelse av næringsstoffene og mindre risiko for avrenning av fosfor og nitrogen. Hele spredearealet bør benyttes, særlig arealene med de laveste fosfortallene. Husdyrtettheten i alle delnedbørfeltene tilsier at det er tilstrekkelig spredeareal i området. Hvis husdyrgjødsel spres på tilgjengelig spredeareal med god avstand til åpent vann vil det redusere risikoen for utslipp til elva. For husdyr på beite bør det også være god avstand fra fôringsplass til åpent vann.

Kostnader. Kostnader og kostnadseffektivitet er basert på beregninger i Kværnø m.fl. (2019). Det er spørreundersøkelsen i Hedmark (Refsgaard m. fl. 2013) som ligger til grunn for tallene. På den bakgrunn er gårdbrukernes kostnader ved å legge om fra jordarbeiding om høsten til overvintring i stubb beregnet til ca. 8 millioner kroner for hele vannområde Mjøsa, og kostnadseffektiviteten er på rundt 2-3000 kr/kg fosfor når alt areal legges i stubb. 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/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 på ca. 600 kr/kg TP.

En annen kostnad vil være den potensielle avlingsreduksjonen som beregnet i forhold til faktisk drift 2016. Den er beregnet til maksimalt 2 % basert på vurderinger i en

spørreundersøkelse gjennomført av Refsgaard m.fl. (2013). Gårdbrukernes kostnader knyttet til dette kan kompenseres gjennom tilskudd, mens for samfunnet kan konsekvensen være redusert matproduksjon. Utsatt såtid på grunn av endrede jordarbeidingsstrategier inngår ikke og kan også føre til en dreining mot vekster med kortere veksttid, for eksempel at hvete erstattes med bygg. De tallene som er brukt til å beregne avlingsreduksjonen 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.

Tiltak, effekter og konsekvenser i Randsfjordens nedbørfelt

Det er gjort beregninger av fosfortap og effekten av tiltak mot fosfortap fra fem delnedbørfelt rundt Randsfjorden. Beregningene av tiltakseffekter har tatt utgangspunkt i at alt kornareal er høstpløyd.

Tiltakseffekten for jordbruksarealer viser effekten av tiltakene gjennomført hver for seg, samt for en tiltakspakke med flere tiltak der samspillseffekter inngår (tabell 4.1.4.). Tallene i tabellen er angitt som % reduksjon i fosfortap relativt til totalt fosfortap fra alle kilder samlet. Ytterligere informasjon om mulige tiltak og tiltakseffekter finnes på Veileder for miljø- og klimatiltak i landbruket (nibio.no/tiltak). Jordbrukstiltakene vil i tillegg til reduserte fosfortilførsler også gi reduserte tilførsler av partikler fra jordbruksarealer, noe som blant annet vil føre til bedre tilstand for bunndyr.

Overvintring i stubb. Overvintring i stubb (ingen jordarbeiding om høsten) på kornarealer, eller gras på arealer utsatt for erosjon, er viktige tiltak. Med utgangspunkt i høstpløying på alt kornareal, vil stubb på alt kornareal (100 %) gi en reduksjon i fosfortap på totalt ca. 1,2 tonn fosfor i sum for de fem nedbørfeltene. Overvintring i stubb gir også redusert tap av nitrogen fra kornarealene.

Grasdekte vannveier og kantsoner. Grasdekte vannveier er et målrettet tiltak for å redusere erosjon i vannførende dråg og forsenkninger. Etablering av grasdekte vannveier er beregnet til å gi en reduksjon i fosfortap på totalt 1,1 tonn fosfor i sum for de fem nedbørfeltene, og tilsvarende er det for grasdekte kantsoner beregnet en reduksjon på totalt 0,7 tonn fosfor hvis de anlegges langs alle bekker, elver og vann.

Fangdammer. Etablering av fangdammer, der forholdene ligger til rette for det, vil kunne holde tilbake jord og næringsstoffer og redusere den negative effekten av fosfor nedstrøms fangdammen. Norske studier viser at renseeffekten av fangdammer er målt til 20-45 % for fosfor med størst effekt på partikkelbundet fosfor (Braskerud og Hauge, 2008). Det er ikke kartlagt hvor fangdammer kan etableres.

Balansert gjødsling. Innholdet av fosfor i mineralgjødsel må tilpasses til mengden av fosfor i husdyrgjødsel som tilføres. Fosforfri mineralgjødsel bør brukes for å unngå at

jordas fosforstatus blir for høy, noe som er særlig viktig på arealer med torvjord. Effekten av å redusere jordas fosforstatus på alt areal i de fem nedbørfeltene til middels nivå (P-AL 7) eller lavere er beregnet til totalt 1,5 tonn fosfortapsreduksjon for de fem delnedbørfeltene. En reduksjon av P-AL til 10 eller lavere gir 0,7 tonn fosfortapsreduksjon. Reduksjonen i jordas fosforstatus tar tid og vil først få effekt etter noen år. Balansert gjødsling med nitrogen tilpasset plantenes opptak av nitrogen, vil også bidra til redusert avrenning av nitrogen.

Tabell 4.1.4. Tiltak for reduserte fosfortilførsler og estimerte effekter i % reduksjon i tap av totalfosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor (Bio-P).

Tiltak	Askjum-bekken		Grymyr-bekken		Sløvikselva		Vangselva		Vigga		Totalt	
	TP	Bio-P	TP	Bio-P	TP	Bio-P	TP	Bio-P	TP	Bio-P	TP	Bio-P
Opprydding i spredt avløp	13	19	13	19	20	31	28	39	13	23	15	25
Kommunalt avløp – drift/overløp	0	0	0	0	1	1	5	7	3	5	2	4
Jordbruk												
Overvintring i stubb	10	4	5	2	12	5	5	2	16	7	13	6
Grasdekte vannveier	12	5	9	3	12	5	6	2	13	6	12	5
Grasdekte kantsoner	10	4	4	1	8	3	1	0	9	4	8	3
Famgdammer	Ikke estimert											
Reduksjon i jordas fosforstatus (P-AL 10)	12	16	11	15	9	11	4	5	8	11	9	11
Reduksjon i jordas fosforstatus (P-AL 7)	24	30	20	25	18	22	11	13	16	21	17	22
Kombinasjon av arealavrenningstiltak (inkl. P-AL 10)	31	24	22	20	28	20	12	8	31	23	29	21
Kombinasjon av arealavrenningstiltak (inkl. P-AL 7)	43	40	30	31	37	33	19	17	39	34	37	33
Miljøvennlig soredning av husdyrgjødsel	Ikke estimert											
Reduksjon i punktkilder	Ikke estimert											
Sum** (inkl. P-AL 10)	44	43	35	39	48	53	46	54	48	51	46	50
Sum*** (inkl. P-AL 7)	56	59	43	50	57	65	52	63	55	62	55	62

*Tiltakseffekter for jordbruksarealer er beregnet med Agricat2-modellen, og sammenlikningsgrunnlag er vekstfordeling som i 2020, med alt kornareal høstpløyd.

/ Sum av avløpstiltak og kombinasjonstiltaket mot arealavrenning.

Tiltak i potet og grønnsaker. På arealer der det dyrkes poteter og rotgrønnsaker bør det etableres jorddekke for å hindre erosjon og fosforavrenning, f.eks. fangvekster sådd

etter høsting og brede kantsoner langs bekker og elver. Gras i vannførende dråg, og fangdammer eller sedimentasjonsdammer i jordbruksbekker, bør også vurderes. På lang sikt vil reduksjon i fosforgjødsling ha betydning både for fosforstatus i jorda og for risikoen for avrenning av partikkelbundet fosfor og løst fosfat.

Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel. Spredning av husdyrgjødsel om våren eller i vekstsesongen fører til bedre utnyttelse av næringsstoffene og mindre risiko for avrenning av fosfor og nitrogen. Hele spredearealet bør benyttes, særlig arealene med de laveste fosfortallene. Husdyrtettheten i alle nedbørfeltene tilsier at det er tilstrekkelig spredeareal i området. Hvis husdyrgjødsel spres på tilgjengelig spredeareal med god avstand til åpent vann vil det redusere risikoen for utslipp til elva. For husdyr på beite bør det også være god avstand fra fôringsplass til åpent vann.

Kostnader og kostnadseffektivitet er ikke beregnet for nedbørfeltene til Randsfjorden.

4.2. Omfang av eksisterende tiltaksgjennomføring (RMP-tiltak), dagens situasjon, utvikling over tid og i forhold til varierende RMP-satser

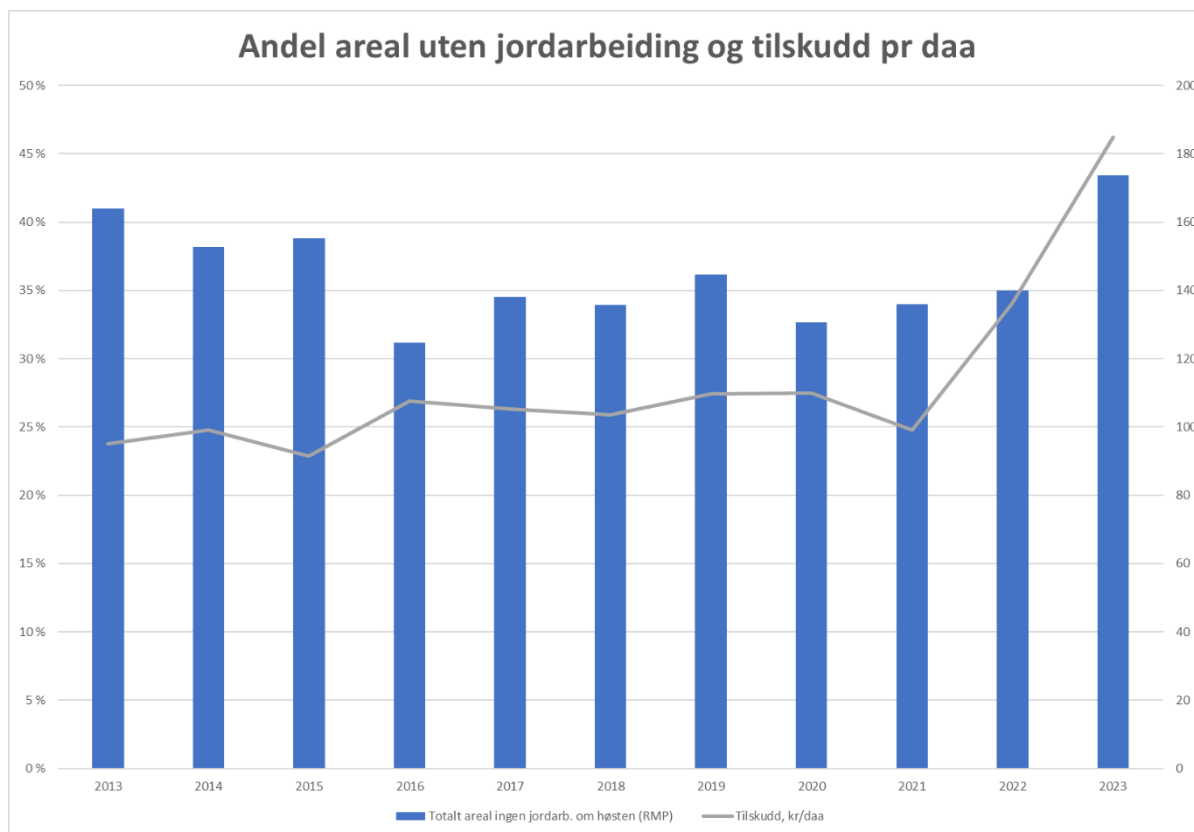
Det tiltaket i RMP som antas å ha størst betydning for reduksjon av næringsavrenning er tiltaket ingen jordarbeiding om høsten. Tiltaket er i praksis å utsette pløying av areal med korn og frøvekster samt andre grovfôrvekster til våren.

Det var i flere år en nedadgående trend for andel areal med ingen jordarbeiding om høsten i Innlandet. Andel areal med ingen jordarbeiding om høsten er regnet ut fra det arealet som har vekster der ette tiltaket er aktuelt og ikke totalt dyrka areal.

Vi har sett på utviklingen av andel ingen jordarbeiding om høsten og sammenholdt dette med størrelse på satser i de enkelte år. Dette er en gjennomsnittlig sats utfra utbetalt tilskudd og omsøkt areal. Tallene innbefatter også delvis tall fra Hedmark og Oppland som hadde ulike satser og prioriteringer fram til 2018. Andel som ikke pløyes om høsten ser ut til å avhenge mer av klimatiske og driftsmessige forhold enn av størrelsen på sats i tilskuddsordningen RMP (se figur 4.2.1.).

For 2022 og 2023 er det over jordbruksavtalen gitt betydelige økninger i rammen for RMP og med øremerkede andeler til tiltak som reduserer avrenning med bakgrunn i Oslofjordplanen.

Økt bruk av midler for avrenningstiltak i RMP har ikke gitt en stor økning i andel ingen jordarbeiding om høsten i 2022. Det er imidlertid tidlig å konkludere på effekten av økte satser etter kun ett år.



Figur 4.2.1. Andel åker i stubb og tilskuddssats pr da for utsatt jordbearbeiding i Innlandet for perioden 2013 – 2023.

5. Forskrifter om miljøkrav i jordbruket

Regelverk for jordbruksdrift sier også noe om miljøhensyn. Jordlova viser i sitt formål blant annet til at forvaltning av arealressursene skal være miljøforsvarlig (§1). «For å sikra miljøforsvarleg drift av jordbruksareal, jf. § 1 tredje ledd, kan departementet gi føresegner om drifta. Føresegnene kan mellom anna ta sikte på å hindra erosjon og regulera bruk og lagring av gjødsel og andre innsatsvarer i produksjon, samt å ta omsyn til særlige naturverdiar § 11.»

Det stilles blant annet krav om minimum vegetasjonssoner mot vassdrag i forskrift om nydyrking, forskrift om produksjonstilskudd og forskrift om regionale miljøtilskudd. Forskrift om organisk gjødsel stiller krav til lagring og bruk av husdyrgjødsel og forskrift om gjødslingsplanlegging stiller krav til dokumentasjon av gjødslingsbehovet.

Regionalt miljøprogram beskriver miljøutfordringer i Innlandet og frivillige miljøtiltak med tilskudd er definert i forskrift om regionale miljøtilskudd. Forskrift om tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket gir også mulighet for å gi tilskudd til tiltak som er erosjonsforebyggende som hydrotekniske tiltak og fangdammer.

På tross av gjeldende regelverk og tilskuddsordninger for frivillige tiltak anmoder Landbruks- og Matdepartementet statsforvalteren om å vurdere behovet for regionale forskrifter med miljøkrav i sitt område. (Brev fra LMD 4.1.2021, Orientering til statsforvalterne om delegert myndighet til å stille regionale krav for miljøforsvarlig drift, jf. jordloven § 11).

Landbruks- og Matdepartementet påpeker delegert myndighet gitt til statsforvalteren til å fastsette bestemmelser om miljøkrav. Det vises til at arealer og driftsformer med erosjonsfare, eller som drenerer dit det er utfordringer med vannmiljømålene, kan vurderes for iverksetting av krav.

Det pekes på at slike miljøkrav vil rette seg mot drift av jordbruksarealer og mot den som driver arealet.

Hvilke krav er aktuelle?

Slike krav vil gjelde jordarbeiding eller tiltak for jord. Dette kan omfatte krav om plantedekke gjennom høsten/vinteren (åker i stubb, ev. fangvekster), grasdekte vannveier eller buffersoner mellom åker og vassdrag. For potet og grønnsaker kan det være aktuelt med krav for å motvirke erosjon både gjennom og utenom vekstsesongen.

Hjemmelen til å fastsette regional forskrift gjelder krav til jordarbeidingsrutiner og ikke krav til gjødsling.

Får å håndheve krav i regionale forskrifter kan statsforvalteren ilegge tvangsgebyr etter jordlova § 20. Alternativt kan det avkortes i tilskudd etter produksjonstilskuddsforskriften § 11.

6. Tiltak som gjennomføres innen avløpssektoren

Ved siden av jordbruk er avløpssektoren den største kilden til menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen til vassdragene. Ca. 70 % av befolkningen i Innlandet er tilkoblet offentlig avløp. De kommunale renseanleggene har gjennomgående god rensegrad på fosfor (> 90 %), og mange anlegg har i tillegg biologiske rensetrinn. Anlegg uten biologisk rensetrinn har fått krav om å etablere dette innen 2026, slik at man innen relativt få år vil ha både fosforfjerning og biologisk rensning på alle kommunale avløpsanlegg over 2000 pe i Innlandet. Når det gjelder nitrogen er det imidlertid kun Lillehammer renseanlegg som har nitrogenrensetrinn i dag. Som følge av de store utfordringene med nitrogentilførsel i Oslofjorden, er de fem største avløpsanleggene i Innlandet orientert om at de vil få krav om å rense nitrogen. Den pågående revisjonen av EUs avløpsdirektiv kan medføre at ytterligere 4-5 anlegg i Innlandet må etablere nitrogenrensetrinn.

Alle kostnader knyttet til drift, vedlikehold og etablering/nybygg av offentlige avløpsanlegg og ledningsnett finansieres etter selvkostprinsippet. Dette innebærer at kostnadene fordeles mellom alle tilknyttede innbyggere i den enkelte kommune. Ifølge

Norsk Vann rapport 259 Kommunalt investeringsbehov for vann og avløp 2021 -2040, er investeringsbehovet for avløpssektoren i Innlandet estimert til 17, 4 milliarder kroner i perioden frem til 2040. Estimert gebyrvekst i samme periode er 127 %. Investeringer i nitrogenrensetrinn kommer antagelig i tillegg til disse kostnadene.

30 % av befolkningen i Innlandet er ikke tilkoblet offentlig avløpsanlegg, og har egne separate anlegg. I tillegg finnes det et ukjent antall private avløpsanlegg tilknyttet fritidsbebyggelsen. Svært mange av de private avløpsanleggene er gamle og har dårlig rensesfunksjon, og det er store forskjeller i graden av tilsyn med slike anlegg. Det er den enkelte hus- eller hytteeier som må bekoste utskifting/rehabilitering/etablering av private avløpsanlegg.

De nasjonale føringene for avløp fra 2019 innebærer at kommunene skal kartlegge og følge opp utslipp fra avløpsanlegg som de er myndighet for, gi pålegg og sette i verk tiltak for å sørge for at utslipp blir renset. I forbindelse med regjeringens godkjenning av Vannforvaltningsplan for Innlandet og Viken høsten 2022, understrekes det at det er viktig at de nasjonale føringene fra 2019 følges opp. Det fremgår også at det er behov for en betydelig styrket innsats innenfor avløpssektoren i mange kommuner, og at kommunene må sørge for bedre oppfølging av sitt ansvar som forurensningsmyndighet for de mindre avløpsanleggene. Kommunene må også sikre vedlikehold og oppgradering av nødvendig infrastruktur i takt med ny arealbruk og vekst i kommunene. Klima- og miljødepartementet skriver at de forventer at kommunene fremover setter av betydelige ressurser for å raskere gjennomføre nødvendige tiltak på avløpsområdet.

Når det gjelder industrien er utslippene i stor grad regulert av utslippstillatelser, og både virksomheter uten tillatelser og virksomheter med tillatelser følges opp gjennom tilsyn fra Statsforvalteren. Industrivirksomhetene i Innlandet er enten koblet til kommunalt nett og renseanlegg, eller har egne renseanlegg og særskilte krav til rensing og utslipp. EU´s industriutslippsdirektiv (IED) setter i tillegg enda strengere krav til utslipp fra blant annet meierier og slakterier, og de største næringsmiddelvirksomhetene i Innlandet er omfattet av direktivet. Dette innebærer blant annet at det må stilles svært strenge krav til utslipp av næringsstoffer når direktivet trer i kraft, noe som igjen vil kreve store investeringer i renseteknologi enten ved næringsvirksomhetene selv eller ved de kommunale renseanleggene.

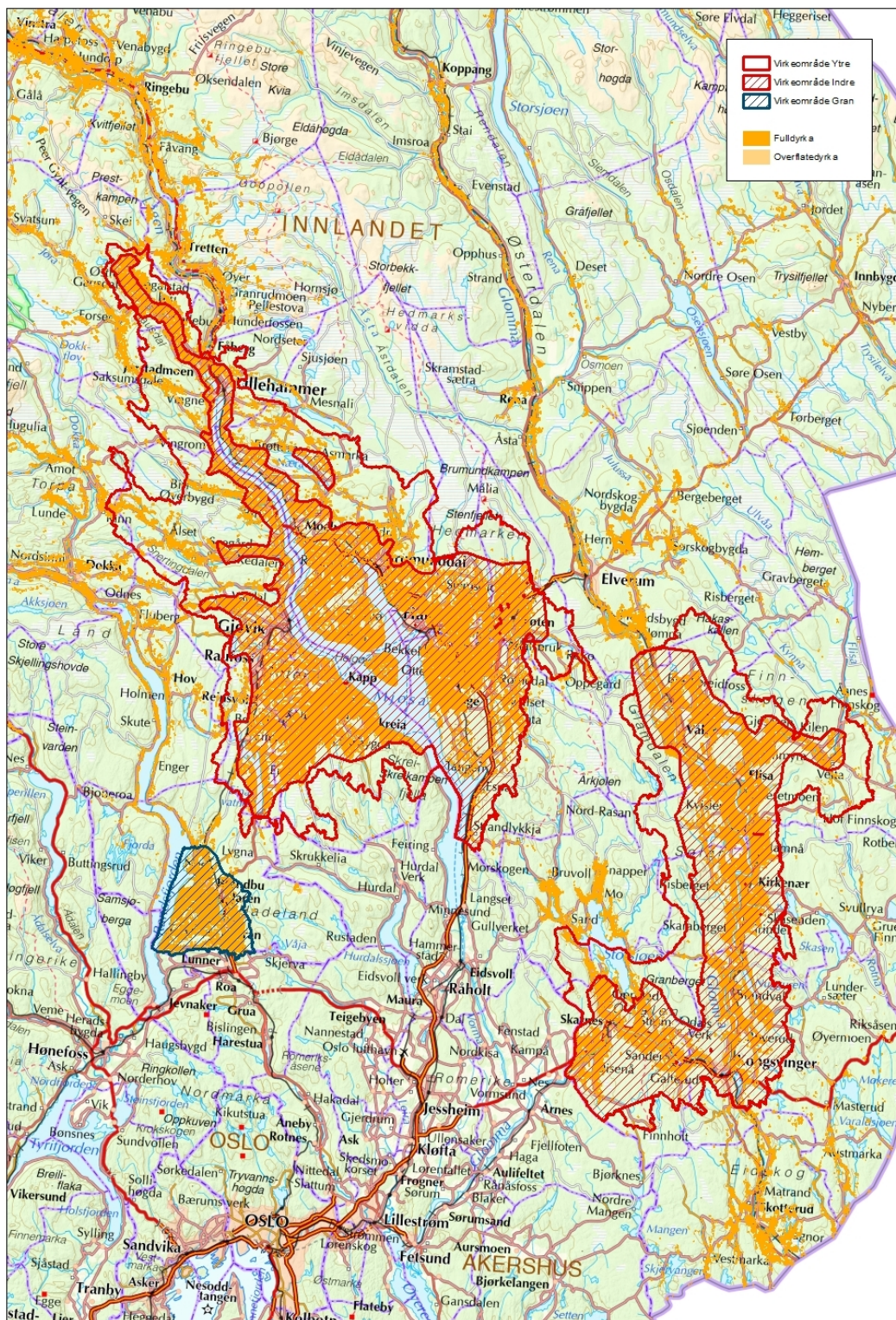
7. Utarbeidelse av høringsforslag

7.1. Valg av virkeområder

Ved vurdering av virkeområder er det lagt størst vekt på hensynet til tilstanden i lokale vassdrag. Til grunn for vurderingene er data fra [Vann-nett](#) benyttet. Virkeområder som utredes for regionale miljøkrav er områder hvor det er vassdrag som ikke når minimumskravene om god økologisk tilstand for kvalitetselementer som er relatert til

næringssaltinnholdet i vannet og hvor det er registrert stor eller middels grad av påvirkning fra jordbruk. Samtidig har det vært et mål å unngå fragmenterte virkeområder. Det er derfor også noen jordbrukspåvirkede vassdrag utenfor virkeområdet som ikke oppnår god økologisk tilstand, og også noen vassdrag innenfor virkeområdet som når god økologisk tilstand. Alle bidrar imidlertid med næringssalter til Oslofjorden, som trenger redusert tilførsel. Virkeområdet er derfor avgrenset til et område rundt Mjøsa med Gausavassdraget og et område i Glåmdalen. Vi har utredet et ytre og et indre virkeområde (figur 7.1.1.). I det ytre område er det inkludert nedbørfeltheter ([Regineenheter](#)) med miljøutfordringer. Det indre området er en avgrensning av det ytre området, hvor mer perifere jordbruksområder i nedbørfelthetene er utelatt fra virkeområdet. Disse områdene har mindre tetthet av dyrket mark, og mindre kornarealer enn det indre området. I Glåmdalsregionen omfatter det ytre virkeområdet 323 200 daa fulldyrket mark, mens det indre virkeområdet omfatter 313 200 daa fulldyrket mark. I området rundt Mjøsa omfatter det ytre virkeområdet 620 700 daa fulldyrket mark, mens det indre virkeområdet omfatter 550 900 daa fulldyrket mark (tabell 7.2.1.). Det er lavere oppslutning om frivillige tiltak i Glåmdalen sett i forhold til Mjøsregionen, og det forventes derfor større gevinst av foreslåtte tiltak i Glåmdalen selv om en stor del av arealene har en annen topografi enn i Mjøsregionen.

Et større område i Gran kommune på Hadeland pekte seg også ut som aktuelt for regionale miljøkrav. Dette området ble inkludert i virkeområdet for [forslag til forskrift om regionale miljøkrav i jordbruket i Oslo og Viken, for virkeområder i Buskerud og på Hadeland](#) som ble sendt på høring med høringsfrist 19. januar 2024. Det er nå besluttet at forskriften skal fastsettes som foreslått for virkeområdet i Gran. Området i Gran får med det samme krav og samme virkningstidspunkt som resten av Hadeland (Lunner og Jevnaker) som nå ligger i Akershus. Dette området blir derfor ikke nærmere utredet her.



Figur 7.1.1. Kart over virkeområdene som utredes.

7.2. Bestemmelser som utredes

Aktuelle bestemmelser i forskrift om regionale miljøkrav er begrenset til bestemmelser som styrer jordarbeiding. Slike krav vil kunne gi størst gevinst på avrenningen fra arealer med poteter og grønnsaker og fra arealer med korn og andre ettårige vekster.

Betydningen av om forskriften begrenses til kun å omfatte arealer med poteter og grønnsaker, korn og andre ettårige vekster, eller om det også skal omfatte andre fulldyrkede arealer.

I denne omgangen har vi valgt å ikke ta inn andre miljøkrav knyttet til arealer med poteter og grønnsaker enn krav om kantsone langs vassdraget. Dette til tross for at arealer med poteter og grønnsaker er de arealene som har det største tapet av næringssalter og partikler til vassdrag. Effektive tiltak i slike kulturer er imidlertid mer krevende og kan gi større konsekvenser for produksjon og kostnader. Vi ser derfor behov for en nærmere utredning av mulige krav ut over kantsone i kulturer med poteter og grønnsaker senere, og evt. ta det inn i forskriften på et senere tidspunkt. Tilsvarende vurdering er gjort av Statsforvalteren i Oslo og Viken og vi tar sikte på et felles utredningsarbeid for å forsøke å finne effektive og velfungerende miljøkrav på arealer med poteter og grønnsaker.

De miljøkravene som utredes i denne omgang vil i første rekke ha konsekvenser på arealer med korn og andre ettårige vekster.

Følgende bestemmelser om miljøkrav er utredet når det gjelder effekt, kostnad og konsekvens for matproduksjon.

1. Areal nærmere enn to meter fra nedløpskummer for overflatevann og åpne grøfter som mottar avrenning fra fulldyrka jord skal ikke jordarbeides.
2. Erosjonsutsatte dråg skal ha minst 6 m bred grasdekt vannvei eller 20 m bred vannvei dekket av stubb. Kravet gjelder i hele drågets lengde. Grasdekket skal ikke fornyes oftere enn hvert 3. år, og da i perioden mellom 1. april – 1. juli. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.
3. Det skal være buffersone langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord.
4. Flomutsatte arealer skal ikke jordarbeides om høsten, med unntak av ved såing av fangvekster før 20. august. På flomutsatte arealer skal det være minst 6 m varig vegetasjon mot vassdraget i tillegg til 2 m vegetasjonssone.
5. Fulldyrka mark med stor eller svært stor erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3 og 4) skal ikke jordarbeides om høsten.
6. Alt a) En minimumsandel av foretakets fulldyrkede areal (alternativt areal med ettårige vekster) innenfor forskriftens virkeområde skal overvintre med plantedekke tilsvarende stubb, gras, fangvekst eller direktesådd høstkorn eller direktesådd høstoljevekster. Lett høstharving tillates likevel til høstkorn eller høstoljevekster. For å sikre god etablering av høstvekster må de sås senest innen 20. september. Arealer som båndlegges av krav 2, 3, 4 og 5 inngår i foretakets andel av areal som overvintre med plantedekke. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.

Alt b) I en sone langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord skal alt areal overvintre med plantedekke tilsvarende stubb, gras, fangvekst eller direktesådd

høstkorn. Evt. fangvekst eller høstkorn må være sådd senest 20. september. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.

Nedenfor følger en oversikt over arealet av fulldyrket mark som berøres av de ulike bestemmelsene og fordelingen av dette arealet på ulike vekstgrupper basert på søknader om produksjonstilskudd i 2023 (tabell 7.2.1.). Fordelingen på vekstgrupper er beheftet med noe usikkerhet, da opplysningene om veksttyper er knyttet til det enkelte gårds- og bruksnummer uten nærmere geografisk plassering. Det innebærer at fordelingen på vekstgrupper er basert på fordelingen av vekstgrupper hos de gårds- og bruksnummer som har arealer innenfor de ulike virkeområdene og sonene, hvor da også deres arealer utenfor virkeområdet / sonen påvirker beregningen.

Tabell 7.2.1. Areal i daa av fulldyrket mark (fra AR5) innenfor virkeområder og innenfor ulike sonebredder fra vassdrag («Elvenett-ELVIS») innenfor virkeområdene fordelt på veksttyper (basert på søknader om produksjonstilskudd 2023).

Glåmdalen, ytre virkeområde

	Fulldyrket mark	Eng	Korn/ ettårige	Potet / grønnsak	Jordbær	Annen frukt / bær	Høstkorn*
Virkeområde	323 200	33 034	252 496	37 232	6	108	3 444
2 - 8 m	1 624	145	1 288	191	0	0	7
2 - 22 m	9 276	826	7 376	1 072	0	3	36
2 - 32 m	16 949	1 513	13 467	1 964	0	5	66
2 - 52 m	34 516	3 098	27 387	4 021	1	10	136
2 - 72 m	51 744	4 601	41 003	6 123	1	15	206

Glåmdalen, indre virkeområde

	Fulldyrket mark	Eng	Korn/ ettårige	Potet / grønnsak	Jordbær	Annen frukt / bær	Høstkorn*
Virkeområde	313 200	30 815	245 244	37 015	6	89	3 374
2 - 8 m	1 566	132	1 245	189	0	0	7
2 - 22 m	8 898	739	7 094	1 063	0	2	36
2 - 32 m	16 158	1 343	12 876	1 934	0	5	65
2 - 52 m	32 920	2 751	26 197	3 962	1	10	135
2 - 72 m	50 655	4 249	40 292	6 102	1	15	205

Mjøsområdet, ytre virkeområde

	Fulldyrket mark	Eng	Korn/ ettårige	Potet / grønnsak	Jordbær	Annen frukt / bær	Høstkorn*
Virkeområde	620 700	239 333	350 675	28 017	732	1 839	44 251
2 - 8 m	3 383	1 420	1 834	114	5	10	107
2 - 22 m	16 186	6 739	8 791	588	21	47	491
2 - 32 m	27 445	11 402	14 918	1 011	35	79	824
2 - 52 m	52 243	21 699	28 374	1 954	66	150	1 552
2 - 72 m	76 203	31 609	41 360	2 941	97	218	2 247

Mjøsområdet, indre virkeområde

	Fulldyrket mark	Eng	Korn/ ettårige	Potet / grønnsak	Jordbær	Annen frukt / bær	Høstkorn*
Virkeområde	550 900	177 559	343 578	27 977	729	1 096	41 518
2 - 8 m	2 835	994	1 717	111	4	9	99
2 - 22 m	13 755	4 800	8 316	576	21	43	457
2 - 32 m	23 328	8 129	14 103	988	34	74	766
2 - 52 m	44 654	15 567	26 968	1 913	65	142	1 451
2 - 72 m	67 258	23 443	40 597	2 909	96	214	2 169

*Arealet for høstkorn inngår også i arealet korn og andre ettårige vekster

Nedenfor følger en oversikt over den frivillige oppslutningen om å ha plantedekke gjennom vinteren innenfor virkeområdet i 2023 (Tabell 7.2.2.). Som det er vist foran økte oppslutningen om dette betydelig i 2023. Årsaker til det kan være økte tilskuddssatser og en svært våt og vanskelig høst.

Tabell 7.2.2. Andel av åkerarealet som overvintrer med plantedekke og andel av all fulldyrket jord som overvintret med plantedekke innenfor indre og ytre virkeområde i 2023.

	% i stubb av korn/andre ettårige	% plantedekke av fulldyrket jord
Glåmdalen, indre	36,7	37,0
Mjøsområdet, indre	49,1	59,2
Samlet, indre område	44,3	50,5
Glåmdalen, ytre	37,7	38,4
Mjøsområde, ytre	51,1	63,5
Samlet, ytre område	45,9	53,8

Dersom det innføres krav om at en angitt andel av foretakenes fulldyrkede jord innenfor virkeområdet skal ha plantedekke gjennom vinteren vil andelen med plantedekke øke hos de som før hadde lavere andel med plantedekke enn kravet. Nedenfor følger en oversikt over hvor stor andel fulldyrket jord i virkeområdet som vil ha plantedekke gjennom vinteren ved innføring av ulike krav til andel fulldyrket jord som skal ha plantedekke gjennom vinteren gitt at den frivillige oppslutningen om tiltaket holder seg konstant (Tabell 7.2.3.). Beregningene er basert på at kravet ikke omfatter arealer med poteter og grønnsaker, noe som medfører at andelen i noen tilfeller blir lavere enn prosentkravet.

Tabell 7.2.3. Prosentandel av fulldyrket jord i virkeområde som har plantedekke gjennom vinteren uten krav og med krav om plantedekke på ulike andeler av foretakenes areal av fulldyrket jord. Tallene legger til grunn frivillig tiltaksopplutning tilsvarende 2023 og at kravet ikke berører arealer med poteter, grønnsaker og bær.

	Intet krav	Krav 40%	Krav 50%	Krav 60%	Krav 70%
Glåmdalen	38,4	48,1	54,7	60,3	66,4
Mjøsområdet	63,5	71,0	72,8	75,9	79,6
Samlet	53,8	62,2	65,8	69,9	74,5

Tiltak som er vurdert, men ikke utredet videre

Tilpasset gjødsling

Tilpasset gjødsling i mengde og tid framstår som et effektivt tiltak. Gjødsling kan imidlertid ikke styres gjennom forskrift om regionale miljøkrav i jordbruket, og er følgelig ikke vurdert nærmere. Dette må styres gjennom gjødselvereforskriften som er under revisjon, evt. gjennom kommunale forskrifter etter gjeldende gjødselvereforskrifts § 23. Det er stort behov for nytt regelverk på dette området for å kunne redusere avrenningen og for å optimalisere planteproduksjon. Det ble påpekt at det er en disharmoni i gjødselvereforskriftens krav om 8 mnd. lagerkapasitet, mens det er ønsket om tilpasset gjødsling og åker i stubb.

Utsatt omlegging av eng

Det er store arealer med eng i fylket. NIBIO har pekt på at utsatt omlegging av eng til vår eller etter førsteslått er et kostnadseffektivt tiltak. Det ville også bidra til å begrense omfanget av gjødsling etter vekstsesongen. Tiltaket er ikke tilskudsberettiget i RMP.

Det er pr. i dag utfordringer med at tilgjengelig lagerkapasitet for husdyrgjødsel er begrenset, og vil gripe inn i forhold som skal vurderes gjennom revisjon av gjødselvereforskriften. Det ble også pekt på at tiltaket er vanskelig å gjennomføre på dyrkingsarealer i fjellet som følge av sen vår og kort vekstsesong.

Fangdammer/hydrotekniske tiltak

Fangdammer er et godt tiltak der det ligger til rette for det. Oppslutningen om tiltaket er relativt lav. Det er imidlertid svært varierende hvor det er praktisk mulig å etablere fangdammer. Tiltaket bør derfor stimuleres gjennom RMP-tilskudd og ikke påleggs gjennom forskrift.

Miljøavtale

Bestemmelser om miljøavtale om forurensningsbegrensende tiltak på det enkelte foretak som et alternativ til de tiltak som ellers vil være pålagt gjennom forskriften. Det ville gi mulighet for skreddersydde tiltak på det enkelte bruk. En slik ordning ville være svært ressurskrevende å følge opp og ble derfor forkastet.

7.3. Effekt, konsekvenser og kostnader av bestemmelsene (NIBIO)

Det er her gjort vurderinger av effekten av enkeltbestemmelser i forslag til forskrift. Effekt på vannkvalitet omfatter effekt på avrenning av fosfor, nitrogen og partikler fra jordbruksarealer. Dessuten er konsekvenser for matproduksjon inklusive kostnader vurdert. Ved vurdering av kostnad og konsekvens av tiltakene for matproduksjon inngår konsekvens for ugrasproblematikk/bekjempelse, sykdom og skadedyrproblematikk/bekjempelse. Tiltakene har i liten grad betydning for utslipp av klimagasser. Utredningen er rettet mot de områdene i Innlandet forskriften foreslås å gjelde.

Konsekvenser av enkeltbestemmelser

1. Areal nærmere enn to meter fra nedløpskummer for overflatevann og åpne grøfter som mottar avrenning fra fulldyrka jord skal ikke jordarbeides.

Oversikt over antall og plassering av nedløpskummer for overflatevann og åpne grøfter er ikke tilgjengelig, men nedløpskummer er mindre vanlig i Innlandet enn i Akershus og Østfold.

Generelle betraktninger om effekten på vannkvalitet

Fosfor/partikler

Kummer og åpne grøfter vil kunne fungere som snarveier for partikler og fosfor. Dette problemet vil kunne reduseres gjennom å sørge for en sone med plantedekke rundt kummer og langs grøfter. Dersom kum eller grøft potensielt vil fange opp mye avrenning og partikler pga. stort nedslagsfelt og/eller topografi (bratt terreng, lang helling, dråg som fører inn mot kum eller ned mot grøft), bør sonen være bredere enn hvis det kan forventes at lite avrenning og partikler fanges opp. Mht. renseeffekt og evne til å beskytte mot graving rundt kummen eller i grøfta, er gras mer effektivt enn stubb. Ovenfor nedløpskummen der det meste av vannet kommer kan det være behov for en sone som er bredere enn to meter. Det er ikke mulig å tallfeste effekten av slike tiltak, ettersom det ikke foreligger noe lett tilgjengelig informasjon på regional skala om hvor kummer og åpne grøfter befinner seg.

Nitrogen

Der jorda ikke jordarbeides kan det enten vokse til med gras/urter eller det kan være mulig å direkteså uten jordarbeiding. Det er ikke ønskelig å holde dette arealet fritt for plantedekke med bruk av plantevernmidler. Plantedekket gir beskyttelse mot erosjon og sørger samtidig for opptak av nitrogen i plantemassen og reduksjon i nitrogentapet. Effekten på nitrogentap av at det ikke jordarbeides nærmere enn to meter fra nedløpskummer og åpne grøfter vil være liten dersom arealet er lite. Det har ikke vært mulig å beregne hvor stort areal som inngår i dette tiltaket, men det antas å være et lite areal og dermed er nitrogeneffekten liten.

Matproduksjon, kostnader, ugras- og sykdomsproblemtikk

Det vil være liten effekt av dette tiltaket på matproduksjon, kostnader, ugras og sykdommer dersom arealet er lite.

2. Erosjonsutsatte dråg skal ha minst 6 m bred grasdekt vannvei eller 20 m bred vannvei dekket av stubb. Kravet gjelder i hele drågets lengde. Grasdekket skal ikke fornyes oftere enn hvert 3. år, og da i perioden mellom 1. april – 1. juli. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.

Effekten på vannkvalitet

Fosfor/partikler

Drågerosjon bidrar til den totale belastningen av partikler og fosfor til vassdrag. Det er i liten grad dokumentert hvor stor del av den totale erosjonen som kan tilskrives drågerosjon, men prosessen anses å bidra betydelig. Effekter av tiltak mot drågerosjon er også dårlig dokumentert. Både stubb og grasdekke beskytter mot erosjon, enten det er erosjon i dråg, i mindre riller eller flate-/ tynnsjikterosjon. Gras gir bedre effekt enn stubb med samme bredde, pga. tettere plantedekke, som både hindrer erosjon på stedet og fanger opp partikler fra tilførende areal, og tettere rotsystem med større evne til å binde jorda. Dessuten blir stubb jordarbeidet i en periode om våren i forbindelse med såing og er da utsatt for erosjon og tap av næringsstoffer, mens gras legges om sjeldnere. Derfor anbefales det først og fremst at det anlegges grasdekte vannveier i dråg. Dersom dette av ulike årsaker ikke lar seg gjennomføre, kan et bredere belte av stubb langs dråget eller stubb på hele arealet være et alternativ. Dersom det er så tett mellom drågene at plantedekke kun i drågene er upraktisk, anbefales gras eller stubb på hele arealet.

Grasdekke blir viktigere jo høyere risikoen for drågerosjon er. Det vil si på særlig eroderbare jordarter, som silt og siltig finsand, i dråg der det samles mye vann og vannet strømmer hurtig pga. stort nedslagsfelt, lange hellinger og bratt terreng. Behovet for tiltak, sett fra et vannkvalitetsperspektiv, er aller høyest når det er stor sannsynlighet for at eroderte partikler når vassdraget. Dette skjer hovedsakelig på areal som ligger nært vassdraget, særlig hvis dråg har direkte utløp i vassdraget. Dråg som fører partikler ned i kummer og åpne grøfter må imidlertid også beskyttes.

Behov for tiltak mot drågerosjon avtar der risiko for drågerosjon er lavere (lite eroderbare jordarter, korte dråg med lite nedslagsfelt, slakt/flatt terreng) og der det er lav sannsynlighet for at partiklene når vassdraget. F.eks. kan utflating av terrenget føre til at partikler fraktet i dråg sedimenterer før vassdraget nås. Denne effekten kan forsterkes gjennom å ha et plantedekke på det flate arealet, slik at partikler også fanges opp av plantedekket. Under slike forhold vil det kunne være tilstrekkelig med plantedekke i en sone langs vassdraget.

Tiltak mot drågerosjon krever en større grad av stedlig tilpasning enn tiltak mot flate- og rilleerosjon. Første bud må være å hindre at vann får samle seg i drågene, dvs. at man

må ha kontroll på overflatevann som renner inn på det aktuelle arealet fra omkringliggende areal. Man ser relativt ofte at drågerosjon forårsakes av manglende avskjæring mot skogsareal, eller f.eks. ved at det er lagt rør under vei som leder en konsentrert vannstrøm ut på jordet. Dette bør unngås gjennom å gjennomføre målrettede tiltak for håndtering av overflatevannet.

Nitrogen

Tiltak i erosjonsutsatte dråg er mindre viktig for nitrogen enn for fosfor. Tiltaket er målrettet mot partikkel- og fosfortap. Arealstørrelsen har størst betydning for tiltakets effekt på nitrogentap og det har betydning om det er gras eller overvintring i stubb. Det er vist en reduksjon i nitrogentap fra jordbruksarealer ved overvintring i stubb fremfor høstpløying (Bechmann m.fl. 2023). For nitrogen er denne effekten avhengig av hvor stort areal det gjelder. I småskalaforsøk er det vist at nitrogentapet fra vårpløyde arealer reduseres med rundt 20 % sammenlignet med høstpløying (Kværnø og Bechmann, 2010).

Beregninger i forbindelse med den nye jordbruksmodellen (AGRITIL) indikerer at nitrogentapet i gjennomsnitt er 4,2 ganger større fra areal med overvintring i stubb enn fra areal med gras (Kværnø m.fl. 2024). En 6 meter bred grasdekt vannvei vil dermed redusere nitrogentapet mer enn en 20 meter bred sone med stubb. Uansett vil dette tiltaket bli gjennomført på et lite areal og derfor er effekten på nitrogentap begrenset.

For å forbedre vannkvaliteten er det behov for tilsvarende tiltak på arealer med grønnsaker og potet.

Matproduksjon, kostnader, ugras- og sykdomsproblematikk

Effekt av gras eller stubb i dråg på matproduksjon, kostnader og ugras- og sykdomsproblematikk avhenger av hvor stort areal som blir berørt. Ettersom drågerosjonskartet inneholder en del usikkerheter, er det vanskelig å beregne pålitelige tall for hvor stort areal grasdekte vannveier vil kunne legge beslag på. Det er likevel gjort et forøk på en enkel beregning. Areal med mer enn 40 % gras (basert på kart over vekstfordeling for 2021, utviklet under utarbeidelse av AGRITIL-modellen; Kværnø m.fl. 2024) er ekskludert. Linjene i drågerosjonskartet er bufret med 3 m bredde på hver side, som skal representere 6 m bred grasdekt vannvei. Ved antakelse om at det er åpen åker på alt arealet og grasdekke i alle dråg, vil da grasdekte vannveier legge beslag på ca. 1 % (4000 daa) av arealet i Glåmdalen og ca. 2 % (9400 daa) av arealet i Mjøsområdet. Det reelle tallet vil være mindre, bl.a. avhengig av utbredelsen av gras og andre vekster som ikke omfattes av kravet, hvordan vekstene og faktisk erosjonsutsatte dråg er fordelt på arealene, etc.

Grasdekke vil ikke gi matproduksjon, men arealet med grasdekte vannveier (6 meter bredde) er relativt lite. For overvintring i stubb inngår et større areal (20 meter bredde), men her er det ikke regnet med avlingsnedgang ved overvintring i stubb. Totalt sett har tiltaket liten effekt på matproduksjon.

Kostnadene ved å etablere gras på kornarealer er estimert til mellom 405 og 615 kr/daa pga. tapt inntekt fra salg av avling. Omregnet til beløp per løpemeter med 6 meters bredde blir det opp til 3,7 kr/meter.

Grasdekte vannveier kan føre til noe økt ugras spredning. Spredning av soppsykdommer og kjølmærk er diskutert over i kap. 4.1. Kjølmærken beveger seg i hovedsak vertikalt, men i perioden med egg-legging kan den vandre noe utover i åkeren fra den grasdekte vannveien. Det er behov for mer kunnskap om effekten av vannmiljøtiltak på kjølmærk.

3. Det skal være buffersone langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord.

Effekten på vannkvalitet

Fosfor/partikler

Grasdekte kantsoner tilbakeholder jord og fosfor ved å bremse vannhastigheten av overflateavrenningen slik at partiklene sedimenterer. Partikler og fosfor som transporteres gjennom grøftesystemene, vil ikke fanges opp av dette tiltaket. Grasdekte kantsoner vil kunne redusere tilførsler fra vassdragsnært areal som ikke allerede har en sone med naturlig vegetasjon mot vassdraget. Tilsvarende vil en 20 m buffersone med stubb kunne redusere tilførsler til vassdraget. Vi har ikke målinger som viser hvor stor effekt som oppnås ved 20 m stubb som buffersone. En slik kantsone vil ha mindre effekt om våren i forbindelse med såing. Grasdekke legges om med lengere intervaller og vil derfor også gi beskyttelse gjennom våren. Kantsoner vil kunne ha dårligere effekt på tilførsler fra erosjonsutsatte dråg der disse kommer inn i kantsonen. Ettersom vannstrømmen er mer konsentrert, vil vannet ha høyere hastighet samtidig som det strømmer over et mindre areal. En større andel av partiklene vil da kunne passere gjennom kantsonen uten å bli fanget opp. I verste fall vil vannet kunne grave i kantsonen. Renseeffekten vil også være dårligere for kantsoner som ligger i bratt terreng og kantsoner som blir utsatt for jordpakking gjennom f.eks. kjøring i kantsonen.

Tallfesting av hvordan jord- og fosfortap påvirkes er vanskelig, gitt ulik effekt under ulike forhold, som beskrevet over, men også ettersom det er krevende å estimere hvor mye areal som totalt bidrar til resipienten, hvor mye av dette arealet som påvirkes av brede soner med naturlig vegetasjon, og hvor mye av dette arealet som vil påvirkes av eventuelle grasdekte kantsoner. Derfor er det valgt å vise et eksempel som kan illustrere en generell trend.

Regneeksempel

Det er gjort en beregning av effekt av kantsoner i modellen Agricat 2, for en tenkt situasjon der: alt arealet er vassdragsnært og påvirkes av kantsoner; total erosjonsrisiko er lav til middels på alt arealet, her satt til 50 kg/daa fordelt halvt om halvt på flate- og drågerosjon; jordtap gjennom grøftene utgjør lite av total erosjon (1 kg/daa) og blir ikke

påvirket av kantsoner; P-AL = 12 mg/100 g; kornarealet er høstpløyd; og grasdekte kantsoner er 6 m brede. I beregningen er det antatt at gras og stubb har samme effekt på drågerosjon som på flateerosjon, at drågerosjon har mindre anrikning av fosfor enn flateerosjon, og at renseeffekten til kantsoner er noe lavere (10 prosentpoeng) for drågerosjon enn for flateerosjon. Resultatet av beregningen viser at i forhold til høstpløying helt inntil den obligatoriske tometerssonen, oppnås om lag 60 % reduksjon i jordtap og 45 % reduksjon i tap av partikkelbundet fosfor for arealet som drenerer til 6 m brede grasdekte kantsoner. I kombinasjon med stubb og grasdekte vannveier vil en i dette tilfellet kunne oppnå inntil 90 % reduksjon i jordtap og 80 % reduksjon i tap av partikkelbundet fosfor.

Nitrogen

Buffersoner har generelt liten effekt på nitrogentap siden det meste av nitrogentapet skjer gjennom drengroftene og går under denne sonen. Nitrogentapet fra arealet i sonen vil imidlertid bli redusert. Som nevnt har gras bedre effekt på nitrogentapet enn stubb. Dersom det grasdekte arealet utgjør en stor andel av totalarealet, vil det kunne ha en viss betydning for nitrogentapet.

Matproduksjon

Matproduksjonen vil bli redusert dersom buffersonen er en grasdekt sone. Grasdekte buffersoner blir ofte kun pusset med beitepusser og ikke høstet til fôr. Det vil si at det ofte ikke blir avling på arealet. Bredden på buffersonen bestemmer hvor mye matproduksjonen blir redusert.

Kravet om 6 meter grasdekt buffersoner vil innebære et bortfall av areal med åpen åker i virkeområdene i Glåmdalen og Mjøsområdet på inntil ca. 3400 daa for ytre virkeområde, hvorav det anslås at korn og ettårige åkervekster dyrkes på ca. 3100 daa (tabell 7.3.1). Dette tilsvarer en reduksjon i kornproduksjon på omtrent 1600 tonn korn ved antakelse om en gjennomsnittlig kornavling på 500 kg/daa. For indre virkeområde er tallene 5 % lavere.

Det noen som allerede gjør det frivillige tiltak og disse kommer som fratrukk i de nevnte tall for reduksjon i matproduksjon og kostnader.

Tabell 7.3.1. Areal med åpen åker og kornareal beslaglagt av kantsoner (daa) og reduksjon i kornproduksjon.

Virkeområde	Totalt åpenåkerareal beslaglagt av kantsoner (daa)	Herav areal med korn og ettårige vekster beslaglagt av kantsoner (daa)	Reduksjon i kornproduksjon (tonn)
Glåmdalen indre	1430	1240	620
Glåmdalen ytre	1480	1290	640
Mjøsaområdet indre	1840	1720	860
Mjøsområdet ytre	1960	1830	920

Sum indre	3270	2960	1480
Sum ytre	3440	3120	1560

Kostnader

Dersom buffersonen er grasdekt, vil kostnaden tilsvare forskjellen i dekningsbidraget for korn og gras være om lag 405-615 kr/dekar (se over) avhengig av om graset høstes. Total kostnad kan bli opp til 1,9 mill. kr. for begge ytre områdene.

Ugras- og sykdomsproblematikk

Ugras og sykdomsbildet ved gras på kornarealer er diskutert tidligere. Det er særlig kjølmork, som kan være et problem, der det er gras på kornarealer i rotasjon med potet. Pløying forstyrrer levevilkårene til kjølmorken, men det er ikke dokumentert forskjell i utbredelse av kjølmork ved høstpløying sammenlignet med vårpløying i korn. Det vil imidlertid uansett være en kanteffekt av gras mot vassdraget og kanteffekten med en grasdekt bufferson vil påvirke et tilsvarende areal.

4. Flomutsatte arealer skal ikke jordarbeides om høsten, med unntak av ved såing av fangvekster før 20. august. På flomutsatte arealer skal det være minst 6 m varig vegetasjon mot vassdraget i tillegg til 2 m vegetasjonssone.

Effekten på vannkvalitet

Fosfor/partikler

Under flom kan det skje både erosjon og sedimentasjon. Forholdet mellom erosjon og sedimentasjon på flomutsatt areal er avhengig av om det er plantedekke eller jordarbeidet på arealet. Plantedekke vil ha positiv innvirkning, men ofte kommer flomtoppen i mai, på et tidspunkt etter våronna da jorda er svært utsatt for erosjon. Skal man unngå dette, må man direkteså korn eller ha et permanent grasdekke. Det fins ingen tall for hvor mye jord- og fosfortap evt. reduseres gjennom tiltak på slikt areal.

Nitrogen

Det er lite kunnskap om effekten av tiltak på flomutsatte arealer, men overvintring i stubb har effekt på nitrogentapet og fangvekster har generelt god effekt på nitrogentap dersom fangveksten er velutviklet om høsten. En fangvekst kan ta opp opp til 5,5 kg N/dekar og det er målt reduksjon i nitrogentap på opptil 80 % (Aronsson m.fl. 2016).

Matproduksjon, kostnader, ugras- og sykdomsproblematikk

Effekt av tiltaket på matproduksjon, kostnader og ugras- og sykdomsproblematikk avhenger av hvor stort areal som blir berørt. Det er ikke kjent hvor stort areal som er berørt. Konsekvenser av gras og overvintring i stubb på matproduksjon, kostnader og ugras- og sykdomsproblematikk er diskutert over.

Kornavlinger på areal som ikke jordarbeides om høsten er undersøkt i en rekke forsøk i Innlandet. Forsøkene har ikke vist forskjell i avling mellom høstpløying og vårpløying til samme dybde, når vårkornet sås til samme tid. Tilsvarende resultater er funnet i en spørreundersøkelse blant gårdbrukere. Derimot kan harving uten pløying gi noe reduksjon i avling dersom ugras ikke bekjempes tilstrekkelig, ved mye halmrester i overflaten eller på dårlig drenert jord. I de aktuelle områdene forventes det derfor ingen effekt av overvintring i stubb på matproduksjon under forutsetning av at en velger å vårpløye, utover evt. avlingstap som følge av utsatt såing ved vårpløying.

Pløying bekjemper ugras effektivt, og med samme pløedybde har vårpløying i forsøk gitt tilsvarende effekt som høstpløying. Enkelte ugrasarter reduseres mer ved vårpløying enn ved høstpløying, mens jordarbeiding om høsten har vist bedre effekt på andre ugrasarter. Det er ikke forventet større behov for sprøyting ved vårpløying sammenlignet med høstpløying.

Risiko for *Fusarium spp.* varierer mye fra år til år. Vårpløying er et godt alternativ til høstpløying for å redusere smitten, men været spiller en avgjørende rolle for utbredelsen.

Pløying forstyrrer levevilkårene til kjøllmarken, men det er ikke dokumentert forskjell i utbredelse av kjøllmark ved høstpløying sammenlignet med vårpløying i korn. Det er behov for undersøkelser som kan illustrere effekten av vannmiljøtiltak på kjøllmark i etterfølgende potetåker.

Vårpløying kan føre til utsatt såtid. Bortsett fra det forventes økonomien i kornproduksjon samlet sett å være omtrent lik om en velger høstpløying eller vårpløying i de aktuelle områdene i Innlandet. Såing av fangvekst koster rundt 50 kr/dekar (2018-kroner) med normal såmengde (Øygarden m.fl. 2018). Fangvekst som såes etter høsting, vil ikke ha effekt på matproduksjon.

Kostnadene ved omlegging til varig vegetasjon (gras) vil være tilsvarende som å miste dekningsbidraget for korn på arealet som er 6 meter fra vassdraget.

5. Fulldyrka mark med stor eller svært stor erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3 og 4) skal ikke jordarbeides om høsten.

Effekten på vannkvalitet

Fosfor/partikler

I erosjonsrisikoklasse 3-4 kan det forventes stor effekt på jord- og fosfortap ved å la arealet overvintre i stubb eller ha grasdekke. Totalt sett for Innlandet vil dette ha liten betydning, i og med at svært lite av det kartlagte arealet faller innunder disse erosjonsrisikoklassene. Her må det presiseres at erosjonsrisikoklassene kun gjelder flate- og rilleerosjon, mens den viktige prosessen drågerosjon ikke er inkludert grunnet mangelfullt datagrunnlag. Reell erosjonsrisiko er derfor høyere der det i drågerosjonskartet er identifisert risiko for drågerosjon. Ettersom overgangen mellom

de to prosessene i kartene bestemmes av parametere som er kalibrert mot et begrenset datagrunnlag, kan drågerosjonskartet egentlig indikere både risiko for drågerosjon og økt risiko for flate- og rilleerosjon. Det kan være fornuftig å ta tilskuddsklassekartet med i betraktning, der erosjonsrisikoklasse 1 og 2 med risiko for drågerosjon er skilt ut i egne klasser.

Nitrogen

Nitrogen tap skjer for det meste (80-90 %) gjennom drengrofter og mest som nitrat løst i vann. Kun en liten del av nitrogenet tapes bundet i organisk stoff i forbindelse med erosjon. Derfor har fokus på erosjonsutsatte arealer og redusert erosjon liten effekt på nitrogen tapet fra jordbruksarealene.

Matproduksjon og kostnader

Det er ikke regnet med avlingsreduksjon ved en endring fra jordarbeiding om høsten til jordarbeiding om våren. Arealet i erosjonsklasse 3 og 4 er lite og har derfor liten betydning for den samlede matproduksjonen.

6. Areal i stubb

Alt a) Minst 60 % av foretakets fulldyrkede areal (alternativt areal med ettårige vekster) innenfor forskriftens virkeområde skal overvintre med plantedekke tilsvarende stubb, gras, fangvekst eller direktesådd høstkorn eller direktesådd høstoljevekster. Lett høstharving tillates likevel til høstkorn eller høstoljevekster. For å sikre god etablering av høstvekster må de sås senest innen 20. september. Arealer som båndlegges av krav 2, 3, 4 og 5 inngår i 60 % av foretakets fulldyrkede areal. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.

Alt b) I en sone på 50 m langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord skal alt areal overvintre med plantedekke tilsvarende stubb, gras, fangvekst eller direktesådd høstkorn. Evt. fangvekst eller høstkorn må være sådd senest 20. september. Kravet gjelder ikke på arealer med grønnsaker, poteter, frukt og bær.

Effekten på vannkvalitet

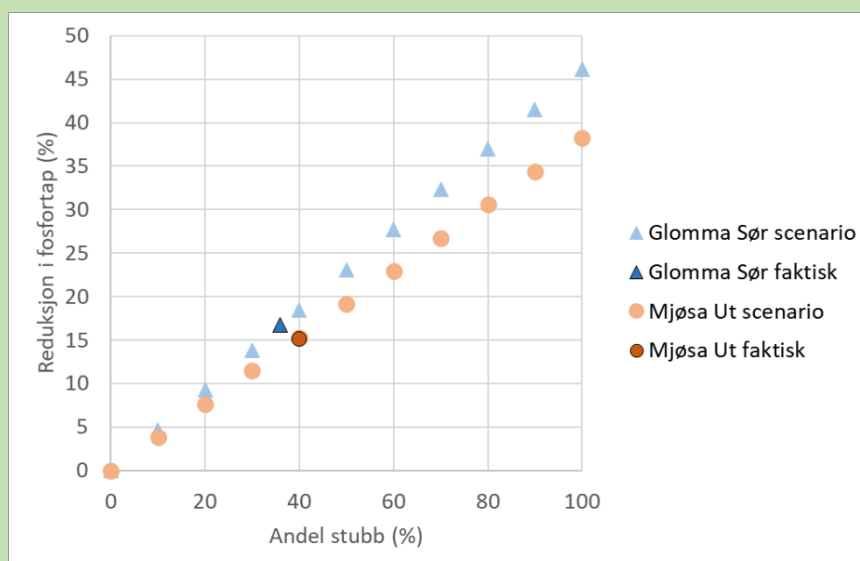
Fosfor/partikler

Plantedekke, i form av stubb, er et effektivt tiltak mot jord- og fosfortap, spesielt mht. flate- og rilleerosjon, men virker også mot drågerosjon. Hvor mye areal som må legges i stubb for å oppnå en viss reduksjon i fosfortap, fins det ikke sikre tall for, men beregninger gir noen indikasjoner: I eksemplet under er prosent reduksjon i fosfortap ved ulik dekningsgrad av stubb på kornareal beregnet for to av delområdene som er omtalt i avsnitt 3.2, og som inngår i virkeområdene Glåmdalen og Mjøsområdet. Reduksjon i fosfortap sammenliknet med om hele kornarealet var høstpløyd, er her beregnet til maksimalt ca. 40-50 % dersom alt kornarealet legges i stubb. Ved krav om f.eks. 60 % stubb på alt kornareal blir fosfortapsreduksjonen ca. 20-30 % sammenliknet

med høstpløying på alt arealet. Tallene gjelder for områdene i sin helhet, så lokalt vil det være mer variasjon ettersom effekten bl.a. avhenger av erosjonsrisiko (større prosentvis reduksjon jo høyere erosjonsrisiko det er) og fosforstatusen i jorda. Figuren viser at reduksjonen i fosfortapet er større i Glåmdalen enn i Mjøsområdet. Dette skyldes i første rekke at det er vesentlig større andel korn i Glåmdalen sammenlignet med Mjøsområdet. Her snakker vi om tap fra arealene, og ikke om hva som kan forventes at nå vassdraget, for dette er mye vanskeligere å estimere. For å oppnå denne fosfortapsreduksjonen på tapene som reelt tilføres vassdraget, må omfanget av stubb være tilstrekkelig til at kravet innfris på det av arealet som kan antas å faktisk påvirke vassdraget.

Regneeksempel

Det er gjort en forenklet beregning av effekt på fosfortap av ulik fordeling mellom stubb og jordarbeiding om høsten på kornarealet i to av Innlandets delområder (avsnitt 3.2): «Glomma sør» (Glomma mellom Elverum/Våler og fylkesgrensa til Akershus), representativt for virkeområde Glåmdalen, og «Mjøsa utløp» (områdene mellom Mjøsas innløp og utløp), representativt for mesteparten av virkeområde Mjøsområdet. Beregningene er gjort med samme metode og datagrunnlag som i avsnitt 3.2. Kun fordelingen mellom stubb og høstpløying på kornarealet er variert i beregningene, mens areal av gras, potet og grønnsaker ligger fast, med de effektene på fosfortap dette forventes å ha. Figur 7.3.1 viser reduksjon i fosfortap ved de ulike dekningsgradene av stubb sammenliknet med om hele kornarealet var høstpløyd. Punktene «Glomma sør faktisk» og «Mjøsa ut faktisk» representerer tiltakseffekten ved den stubbandelen som var registrert i RMP det aktuelle året (2022), dvs. for Glomma sør 36 % stubb og fosfortapsreduksjon 17 % i forhold til 100 % høstpløying, og for Mjøsa utløp 40 % stubb og 15 % fosfortapsreduksjon. Ved 60 % stubb, øker fosfortapsreduksjonen i Glomma Sør og Mjøsa Ut til hhv. 28 og 23 %. Ved 100 % stubb er maksimal effekt tatt ut, i denne beregningen hhv. 46 og 38 %.



Figur 7.3.1. Beregnet reduksjon i fosfortap ved ulike andeler av stubb på kornareal, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal.

En annen måte å målrette krav om plantedekke på, er å innføre krav om at alt tilførende/vassdragsnært areal eller en angitt sone langs hele vassdraget, skal ha plantedekke, mens man åpner for å kunne høstpløye på alt annet areal. Funksjonen til en sone med spesifisert bredde blir da å redusere erosjon på arealene nærmest vassdraget, samt å fange opp partikler fra tilførende areal oppstrøms sonen. Det er usikkert hvor bred en slik sone må være for å oppnå tilstrekkelig reduksjon i jord- og fosfortap, og det vil nok variere med lokale forhold. Tiltaket vil være mest effektivt på areal der overflateavrenningen ikke oppnår høy strømningshastighet, slik at mesteparten av partiklene rekker å sedimentere før vassdraget nås. Det er likevel størst behov for en sone med plantedekke der det er bratt, lange hellinger eller dråg. På slike arealer vil avrenningen kunne oppnå høy strømningshastighet og partiklene vil da kunne fraktes over lengre avstander før de sedimenterer. Her er det også større risiko for at vann fra oppstrøms areal begynner å grave i sonen med stubb. Avrenning som føres inn i sonen via dråg, vil i tillegg strømme over et forholdsvis mindre areal i sonen, med dårligere renseeffekt i sonen som konsekvens. Hellingen på sonen med stubb vil også påvirke effektiviteten: en brattere sone vil ha mindre evne til å holde tilbake partikler enn en slakere sone og det kan være behov for bredere soner på slike arealer.

Regneeksemplet under viser en situasjon der en 50 m sone har litt bedre effekt på jordtap til vassdraget enn å legge 60 % av alt arealet i nedbørfeltet stubb. Forskjellen i fosfortap mellom en slik 50 m sone med stubb og 60 % stubb i nedbørfeltet vil være litt mindre, pga. fosforanrikning ved lavere jordtap. Det kan derfor forventes, for de feltene eksemplet gjelder for, at en sone som er smalere enn ca. 40-50 m vil gi dårligere effekt på jord- og fosfortap enn 60 % stubb, mens en bredere sone gir en tydeligere positiv effekt. Tabell 7.3.2. viser hvor mye areal som må ligge i stubb for å oppfylle krav om enten 60 % stubb på alt areal eller stubb i en 50 m bred sone langs vassdrag. En 50 m sone vil for hele regionen båndlegge bare ca. 15 % av arealet som båndlegges ved krav om 60 % stubb på alt areal. Utvider man til en 70 m sone vil man fortsatt båndlegge betydelig mindre areal (drøyt 20 %) enn 60 % av arealet.

Tabell 7.3.2. Påvirket areal ved å legge 60 % av kornarealet i stubb eller ved å anlegge en 50 m bred sone med stubb langs vassdrag. Det er forutsatt grasdekte kantsoner overalt der det vil være krav om det, og areal av disse kantsonene er trukket fra i begge scenarier.

Virkeområde	60% areal med stubb (daa)	Areal med stubb (daa) gitt 50 m sone med stubb langs vassdrag
Glåmdalen indre	150 210	26 099
Glåmdalen ytre	145 901	24 952
Mjøsområdet indre	208 571	26 540

Mjøsområdet ytre	204 430	25 251
Sum indre	358 781	52 639
Sum ytre	350 331	50 203

Regneeksempel

Det er gjennomført et regneeksempel (Barneveld, upubl.) for to tilfeldig valgte REGINE-nedbørfelt, ett ved Flisa i Glåmdalen og ett (Svartelva) som munner ut i Åkersvika i Mjøsa. Det er brukt en prosessbasert modell. Beregningen viser litt bedre effekt av en 50 m sone med stubb langs vassdrag enn av å ha 60 % stubb og 40 % høstpløying tilfeldig fordelt på alt arealet. I Svartelva gir en 50 m sone med stubb langs vassdrag en reduksjon i jordtap på 31 %, mens 60 % stubb gir 23 % reduksjon i jordtap, begge deler sammenlignet med at alt er høstpløyd. I feltet ved Flisa gir en 50 m sone med stubb langs vassdrag en reduksjon i jordtap på 44 %, mens 60 % stubb gir 38 % reduksjon i jordtap sammenlignet med at alt er høstpløyd. Effekten på partikkelbundet fosfor er ikke beregnet, men kan anslås å være mer lik for de to alternativene, ettersom jordarbeidingstiltak som regel har litt bedre effekt på jordtap enn på fosfortap pga. anrikning av fosfor på partikler ved lavere jordtap. Regneeksemplet antyder dermed at i disse eksemplene, bør et belte av plantedekke være minimum 50 m for at det skal ha omtrent samme effekt som en mer "tilfeldig" fordeling av 60 % stubb innenfor det tilførende arealet. Disse tallene avhenger sterkt av de lokale forholdene i nedbørfeltene beregningene er gjort for, og kan ikke overføres direkte til ethvert annet område, men gir en indikasjon på at stubb i en sone langs vassdraget kan være et mulig alternativ til at en større andel av totalarealet legges i stubb.

Jord- og fosfortap gjennom grøftene havner i vassdraget uansett hvor langt unna vassdraget arealene ligger, og reduseres dermed mest effektivt ved at totalt areal med stubb er størst mulig. Det samme gjelder for løst fosfat transportert til grøftene, som kan utgjøre en betydelig andel av tap av totalfosfor spesielt der P-AL er høy. I denne regionen er jordtap gjennom grøftene anslått å være lavt (< 5 kg/daa, basert på dataene som ligger til grunn i erosjonsrisikokartet, og tilsvarende målte verdier i forsøksfelt på morenejord i Innlandet) og utgjør en mindre andel av totalt jordtap enn det jordtap på overflata (flate-, rille- og drågerosjon) gjør. Trolig er det en del areal som ikke er systematisk drenert, og her vil jordtap gjennom jordprofilet være ubetydelig, og løst fosfat og nitrogen som tapes gjennom jordprofilet vil dessuten kunne påvirkes av prosesser i undergrunnsjorda før åpent vann nås.

Innlandet er et marginalt område for høstkorn og høstkornet vil i en stor del av årene kun utvikle et sparsomt plantedekke før vinteren og dermed gi svak beskyttelse mot erosjon og fosfortap. Høstkornarealet er per i dag lite i Innlandet og det vil ha relativt liten betydning om det tillates høstkorn som en del av arealet med plantedekke.

Nitrogen

Det er vist en reduksjon i nitrogentap fra jordbruksarealer ved overvintring i stubb fremfor høstpløying. For nitrogen er denne effekten avhengig av hvor stort areal det

gjelder. I småskalaforsøk er det vist at nitrogentapet fra vårpløyde arealer reduseres med rundt 20 % sammenlignet med høstpløying (Kværnø og Bechmann, 2010). Dersom 60 % av arealene på hvert foretak legges i stubb vil det utgjøre et mye større areal enn arealet i en sone på 50 m langs alle vassdrag. Derfor vil det bli om lag fire ganger så stor effekt på nitrogentapet av å legge 60 % i stubb sammenlignet med et belte på 50 meter fra vassdrag.

Matproduksjon, kostnader, ugras- sykdomsproblematikk

Det er et større areal som påvirkes av alternativet med 60 % i stubb enn for alternativet med stubb i en 50 m sone langs vassdrag.

Forsøk med jordarbeiding som er gjennomført i Innlandet har ikke vist forskjell i avling mellom høstpløying og vårpløying til samme dybde, når det sås til samme tid. Tilsvarende resultater er funnet i en spørreundersøkelse blant gårdbrukere. Derimot kan harving uten pløying gi noe reduksjon i avling dersom ugras ikke bekjempes tilstrekkelig, ved mye halmrester i overflaten eller på dårlig drenert jord. I de aktuelle områdene forventes det derfor ingen effekt av overvintring i stubb på matproduksjon under forutsetning av at en velger å vårpløye, utover evt. avlingstap som følge av utsatt såing ved vårpløying.

Pløying bekjemper ugras effektivt, og med samme pløedybde har vårpløying i forsøk gitt tilsvarende effekt som høstpløying. Enkelte ugrasarter reduseres mer ved vårpløying enn ved høstpløying, mens jordarbeiding om høsten har vist bedre effekt på andre ugrasarter. Det er ikke forventet større behov for sprøyting ved vårpløying sammenlignet med høstpløying.

Risiko for *Fusarium spp.* varierer mye fra år til år. Vårpløying er et godt alternativ til høstpløying for å redusere smitten, men været spiller en avgjørende rolle for utbredelsen.

Pløying forstyrrer levevilkårene til kjølmarken, men det er ikke dokumentert forskjell i utbredelse av kjølmark ved høstpløying sammenlignet med vårpløying i korn. Det er behov for undersøkelser som kan illustrere effekten av vannmiljøtiltak på kjølmark i etterfølgende potetåker.

Vårpløying kan føre til utsatt såtid. Bortsett fra det forventes økonomien i kornproduksjon samlet sett å være omtrent lik om en velger høstpløying eller vårpløying i de aktuelle områdene i Innlandet.

7.4. Valg av bestemmelser i høringsforslaget

De aktuelle tiltakene i en forskrift om miljøkrav har alle potensiale til å bidra til å redusere avrenningen til dyrket mark, men tiltakene har ulik effekt, fordeler og ulemper. Dagens tilstand er et resultat av dagens tilførsel med de forurensingsbegrensende tiltak som i dag gjennomføres. Tiltakene må derfor økes. Gjennom forslag til ny

gjødselbrukforskrift er det blant annet foreslått skjerpede spredekrav, som er forventet å redusere avrenning av næringsstoffer til vassdrag. Dette vil virke sammen med forskrift om miljøkrav, men vil noen steder likevel ikke være nok til å oppnå målet om god økologisk tilstand i vannforekomstene. Avlastningsbehovet varierer sterkt mellom de ulike vannforekomstene innenfor virkeområdene, fra intet avlastningsbehov til svært stort avlastningsbehov, og for en del vannforekomster vil det ikke være realistisk å innføre krav om nok tiltak til at målet om god miljøtilstand nås. Det er ikke praktisk gjennomførbart å ha en mosaikk av ulike bestemmelser innenfor virkeområdet for en forskrift tilpasset den enkelte vannforekomsts tilstand. Bestemmelsene bør være enhetlige innenfor virkeområdet forskriften gjelder for. Arealavrenning fra jordbruket kan reduseres gjennom tiltak, men de kan ikke elimineres i samme grad som punktutslipp. Det må derfor aksepteres at det alltid vil være en del avrenning fra jordbruksarealer, selv når praktiske og realistiske tiltak er gjennomført. Det er nødvendig å gjøre en vurdering av hva som er realistiske tiltak i forhold til å begrense avrenningen fra arealer med korn og andre ettårige vekster. Arealer med radkulturer har vi allerede valgt å unnta fra andre bestemmelser enn kantsone mot vassdrag, grøfter og nedløpskummer foreløpig.

Buffersone og overvintring med plantedekke

En kantsone med varig vegetasjon, heretter kalt buffersone, på 8 m (6 m + 2 m i henhold til PT-forskriften) langs vassdrag framstår utfra NIBIOs utredning som et tiltak som gir god effekt. Det båndlegger samtidig begrensede arealer fulldyrket mark, og gir derved begrensede konsekvenser for matproduksjon. En ikke ubetydelig andel av avrenningen fra kornarealer skjer etter våronn og en grassone vil gi beskyttelse også i denne perioden. Det er også en betydelig effekt av at arealer med korn og ettårige vekster ligger med plantedekke gjennom vinteren, og det foreslås derfor at en sone på minst 40 meter utenfor buffersona skal overvintre med plantedekke. Mye av arealet som båndlegges av en 6 m buffersone vil gå ut av produksjon fordi det er lite aktuelt å høste av praktiske årsaker. Det er derfor lagt opp til at det alternativt kan velges en løsning med buffersone på minst 2 m langs vassdrag, og en sone utenfor denne på minst 60 m hvor alt jordbruksareal skal overvintre med plantedekke. I dette alternativet stilles det krav til at erosjonsutsatte dråg ikke jordarbeides om høsten og minst skal ha 6 m bred grasdekt vannvei gjennom vinteren, for å veie opp for fraværet av en 6 m grasdekt kantsone mot vassdraget. Slik legger forskriftsforslaget opp til en fleksibilitet, der arealer ikke båndlegges permanent som grasdekte soner. Vi ser det som viktig at det er entydig hvor kravet skal gjelde. Det kan oppstå diskusjoner om skille mellom bekk og grøft og om en bekk har årssikker vannføring. Statsforvalteren velger å legge til grunn at kravet skal gjelde langs alle innsjøer samt alle elver, bekker, evjer og kanaler som framgår på NVEs kartlag Elvenett (ELVIS).

NIBIOs utredning viser som nevnt at det er en betydelig effekt av at arealer med korn og ettårige vekster ligger med plantedekke gjennom vinteren. Andelen av arealet som har plantedekke har variert gjennom år og hadde en betydelig økning siste år (2023). I

Innlandet har vi svært lite areal i de høyeste erosjonsklassene. Vi har likevel valgt å innføre særskilte regler for arealer i erosjonsklasse 3 og 4, da dette vil ha en lokal effekt på vassdrag der disse arealene ligger. Plantedekke gjennom vinteren har størst effekt på fosforavrenningen til vassdrag, men har også en effekt på nitrogen. I forhold til fosforavrenningen tyder NIBIOs utredning på at effekten av å ha plantedekke gjennom vinteren er større på arealer nært vassdrag enn arealer lengre unna. For de lokale vassdragene i Innlandet er det i all hovedsak en reduksjon i fosfor og partikler som vil gi en miljøgevinst, mens det for Oslofjorden er viktigst å redusere nitrogentilførselen. Gjødslingspraksis har stor betydning for i hvilken grad det blir avrenning av nitrogen til vassdrag, og det forventes at foreslåtte krav i ny gjødselbrukforskrift vil ha effekt på å redusere nitrogenavgrensning til vassdrag. Også områdene nord for de foreslåtte virkeområdene for forskriften om miljøkrav bidrar med en god del av nitrogentilførselen til hovedvassdragene i Innlandet og videre til Oslofjorden. Jordbruket i disse områdene er dominert av husdyrproduksjon, med tilhørende grasproduksjon til fôr. Gjødslervareforskriften vil etter hvert gjelde for hele fylket, og ikke bare i virkeområdene til forskrift om miljøkrav, og bli et verdifullt bidrag til å begrense nitrogentilførselen til Oslofjorden.

Tabell 7.4.1. Areal i erosjonsklasse 3 innenfor virkeområdet fordelt på den enkelte kommune. Innlandet har ikke areal i erosjonsklasse 4. Ytre avgrensning = virkeområdet.

Virkeområder regionale miljøkrav 2024

Kommune	Areal dekar, Erosjonsrisk 3 og 4	
	Indre sone	Ytre avgrensning
Gausdal	21	31
Gjøvik	93	170
Grue	34	34
Kongsvinger	202	202
Lillehammer	41	41
Nes, Sør-Odal	25	25
Nord-Odal	0	14
Ringsaker	6	37
Sør-Odal	11	11
Åsnes	7	7
Summer	440	572

Kravet om at arealer overvintret med plantedekke eller krav om grasdekt vannvei i dråg foreslås ikke gjort gjeldende i forhold til arealer med poteter, grønnsaker og bær. Dette medfører at disse kulturene fortsatt vil utgjøre en stor belastning på vassdragene, og det er også en viss risiko for at noen kan velge å legge slike kulturer nærmest vassdrag for å unngå forbud mot høstpløying. Ved vekstskifte mellom kulturer som er unntatt fra kravet og kulturer som er omfattet av kravet er det inneværende års kultur som er bestemmende for om det må være plantedekke gjennom høst og vinter. For at det skal være entydig hvor kravet gjelder vil vi som for kantsonen mot vassdrag legge til grunn at kravet skal gjelde mot alle innsjøer og mot alle elver, bekker, evjer og kanaler som framgår på NVEs kartlag Elvenett (ELVIS).

Erosjonsutsatte dråg

NIBIOs utredning viser at grasdekte soner i erosjonsutsatte dråg har en betydelig effekt på fosfor. Stubbåker i og langs drågene vil også kunne ha noe effekt. Samtidig framgår det at en sone med plantevekst ut mot vassdraget vil kunne fange opp en god del av tilførselen fra dråget, men at dette vil variere mye avhengig av terreng og jordsmonn. Denne effekten blir særlig liten der drågene munner ut i grøfter og småbekker uten god vegetasjonssone. Det er videre en viss utfordring med at det må utvises skjønn for å avgjøre hva som er erosjonsutsatte dråg og ikke, og følgelig hvor et evt. krav om tiltak i dråg gjelder. En buffersone på 8 m (6 m + 2 m) langs vassdrag vil fange opp deler av avrenningen fra dråg, og i dette alternativet er det derfor valgt å ikke knytte tiltak til erosjonsutsatte dråg. Hvis det derimot velges et alternativ med buffersone på minst 2 m langs vassdrag, og en sone utenfor denne på minst 60 m hvor alt jordbruksareal skal overvintre med plantedekke, foreslås det krav til at erosjonsutsatte dråg ikke jordarbeides om høsten og minst skal ha 6 m bred grasdekt vannvei gjennom vinteren. Dette for å fange deler av avrenningen fra dråg, og for å veie opp for fraværet av en 6 m grasdekt kantsone mot vassdraget.

Tiltak rundt nedløpskummer og langs grøfter og småbekker

Partikler og fosfor som når nedløpskummer i dråg, grøfter og åpne småbekker som ikke inngår i NVEs kartlag Elvenett vil i stor grad havne i vassdrag. Det er derfor viktig å begrense tilførselen til disse. Det bør derfor være en buffersone rundt/langs disse. I utgangspunktet burde denne være like stort som langs vassdrag, men for å begrense konsekvensene for jordbruksarealet setter vi bredden på denne buffersonen til 2 m, selv om dette vil slippe en god del avrenning igjennom, særlig i tilknytning til dråg. For å sikre at sonen har vegetasjonsdekke mener vi det må stilles krav om buffersone med vegetasjon og ikke bare forbud mot jordarbeiding.

Flomutsatte arealer vil kunne avgi mye partikler og næringsstoffer dersom de ligger uten plantedekke når det er flom. En ikke ubetydelig del av de flomutsatte arealene langs vassdrag vil ligge innenfor 50 meters sonen mot vassdrag, og være ivaretatt med de generelle reglene som vi foreslår mot vassdrag. Det er videre en utfordring at flommene i Innlandet i hovedsak kommer etter våronna. Krav om plantedekke gjennom vinteren vil da i begrenset grad beskytte mot avrenning fra jorda i flomsituasjoner. Videre kan egne bestemmelser knyttet til flomutsatte arealer være noe krevende å følge opp, da det kan oppstå diskusjoner om hvorvidt et areal er innenfor sonen for f.eks. 10-års flom. I enkelte områder er dette godt ivaretatt gjennom flomsonekart fra NVE, men de dekker på langt nær alle flomutsatte områder. Vi velger derfor ikke å foreslå egne krav på flomutsatte arealer.

Avgrensning av virkeområde

Som beskrevet i kap. 7.1 er det ved vurdering av virkeområde lagt størst vekt på hensynet til miljøtilstanden i lokale vassdrag. På bakgrunn av dette er virkeområdet avgrenset til et område rundt Mjøsa med Gausavassdraget og et område i Glåmdalen, og baserer seg på nedbørsfelt (REGINE-enheter). For å målrette forskriften foreslås det at kravene skal gjelde for fulldyrket mark med unntak av arealer med eng og frukt innenfor virkeområdet. Det vurderes som lite aktuelt å rette krav mot eng fordi det sjeldnere pløyes og fordi arealene er mindre erosjonsutsatt. Vi har også utredet et indre virkeområde som en avgrensning av det ytre, med formål om å skjerme mindre og mer perifere jordbruksarealer mot forskriftsbestemmelsene. Det er relativt begrenset forskjell i arealet av korn og ettårige vekster mellom de to alternative virkeområdene. Følgelig har det også begrenset betydning for belastningen på vassdragene om det velges indre eller ytre virkeområde. Ved å la kravene gjelde for bestemte vekstkulturer innenfor det ytre virkeområdet vil man i mindre grad dele opp foretak og eiendommer med forskjellige krav, samtidig som det vurderes å ha tilnærmet samme effekt på vassdragene sammenlignet med det indre virkeområdet. Statsforvalteren foreslår derfor at kravene i forskriften gjelder for fulldyrket mark med unntak av arealer med eng og frukt i det ytre virkeområdet.

De foreslåtte tiltakene er ikke tilstrekkelige til å oppnå målet om god miljøtilstand i alle vannforekomster i virkeområdet. Avrenningen til vassdrag kan reduseres ytterligere gjennom å øke tiltaksomfanget, f.eks. gjennom å kreve at mer areal overvintres med plantedekke og bredere kantsoner mot vassdrag og grøfter. Vi er imidlertid nødt til å balansere hensynet til vannmiljø mot hensyn til matproduksjon og næringsdrivende, og har av den grunn valgt å begrense tiltaksomfanget som foreslått.

Konklusjon

Statsforvalteren vil foreslå en forskrift om miljøkrav som baserer seg på:

- Buffersoner med vegetasjon langs vassdraget med formål å fange opp avrenning fra eget og bakenforliggende arealer. Det må velges enten alternativ a) eller b):
 - a) Innenfor en avstand på minst 40 meter fra vassdrag skal det være buffersoner eller overvintrende plantedekke. Mot vassdrag skal det være minst 8 meter buffersoner.
 - b) Innenfor en avstand på minst 60 meter fra vassdrag skal det være buffersoner eller overvintrende plantedekke. Mot vassdrag skal det være minst 2 meter buffersoner. I erosjonsutsatte dråg innenfor en avstand på 60 meter fra vassdrag skal det være grasdekt vannvei som er minst 6 meter bred.
- Der det dyrkes grønnsaker, poteter og bær skal det inneværende år være en buffersoner på minst 8 meter. Buffersonen kan ikke jordarbeides før 1. april året

etter. Arealet der det har vært dyrket grønnsaker, poteter og bær har ikke krav om overvintring med plantedekke eller grasdekt vannvei i dråg.

- Areal nærmere enn to meter fra nedløpskummer for overflatevann, åpne grøfter og småbekker skal være varig buffersone.
- Fulldyrka mark med erosjonsrisikoklasse 3 og 4 skal ikke jordarbeides om høsten. Lett høstharving til høstkorn eller høstoljevekster tillates likevel på arealer som ikke er omfattet av krav om buffersone eller grasdekt vannvei i dråg. Høstvekster etter lett høstharving må sås senest innen 10. september.

Statsforvalteren mener det er mest målrettet og minst inngripende totalt sett å rette kravene mot arealer som grenser mot vassdrag. Vassdrag er definert til å være innsjøer, vann, dammer, tjern, elver og bekker som vises i NVEs kartlag Elvenett-ELVIS. De foreslåtte tiltakene har klart størst effekt på fosfor- og partikkeltilførselen til vassdragene og mindre effekt på nitrogenavrenningen. Valg av både virkeområde og tiltak i den foreslåtte forskriften er rettet inn mot å bedre tilstanden i lokale vassdrag. Disse er først og fremst styrt av tilførselen av fosfor og partikler. Tiltakene har noe effekt også på nitrogenavrenningen, men nytt gjødselregelverk har langt større potensiale til å redusere innlandets belastning på Oslofjorden med nitrogen. De foreslåtte tiltakene vil ikke være tilstrekkelig til å nå miljømålet i alle vassdrag innenfor virkeområdet, men de vil være et verdifullt bidrag til å nå/nærme seg målene sammen med andre tiltak som nytt gjødselregelverk og tiltak innen avløpsområdet. Valg av tiltakstype og omfang er begrenset av hensyn til jordbruksproduksjon. Avlingstapet er i hovedsak knyttet til kravet om grasdekt kantsone, som utgjør ca. 1500 tonn korn ved alternativet a) med 6 meter buffersone langs vassdraget. Ved alternativ b) med minst 6 m bred grasdekt vannvei langs erosjonsutsatte dråg antas avlingstapet å ikke utgjøre større areal enn det alternativ a) medfører. Utredningen til NIBIO viser at forslaget i liten grad vil føre til ulemper knyttet til plantehelse.

Statsforvalteren tar sikte på å kompensere ulemper som følge av pålagte krav gjennom prioritering av aktuelle tiltak for regionalt miljøtilskudd (RMP).

Forslaget gir en forskrift med få, enkle og entydige bestemmelser som vi mener skal være enkle å forstå, følge og kontrollere. Vi mener tiltakene i forskriften er målrettede, ved at de gir god effekt på vannmiljøet med så små konsekvenser som mulig for matproduksjon og næringsutøvere.

7.5. Virkningstidspunkt

Forskriften er planlagt å tre i kraft fra og med 1. januar 2025. Det er viktig med en praktisk innfasing av forskriftsbestemmelsene. Forskriftens krav om grasdekte buffersoner vil gis virkning fra og med våronn 2025. Krav om at arealer skal overvintre med plantedekke vil gis virkning fra og med høsten 2025.

7.6. Planlagt oppfølging av miljøkrav

Vedtaket av forskrift om miljøkrav planlegges fulgt opp med informasjon og veiledning overfor jordbruket. Vi vil legge opp til informasjonsmøter for å orientere om forskriftens bestemmelser og virkning slik at alle skal kunne være godt kjent med de nye bestemmelsene og forståelsene av disse. I tillegg vil vi legge opp til å gi jordbruksfaglig rådgivning i hvordan driften kan tilpasses forskriftens bestemmelser. Vi vil også utarbeide veiledningsmateriell på våre nettsider.

Oppfølging av forskriften vil også innebære tilsyn med at bestemmelsene overholdes. Statsforvalteren planlegger å utarbeide veiledningsmateriell og gi veiledning gjennom møter for kommunenes tilsynsarbeid og øvrige oppfølging av forskriften.

8. Referanser

Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I. K., Liu, J., Øgaard, A. og Känkänen, H. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. 71(1), 41–55.

Bechmann, M. og Øygarden, L. 2019. Klima, jordarbeiding, erosjon og fosfortap. NIBIO POP, VOL. 5, nr. 30, 2019.

Bechmann, M., Krzeminska, D., Barneveld, R., Kværnø, S., Deelstra, J., Eggestad, H., Farkas, C. og Hauken, M. 2020. Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap. Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet. NIBIO rapport 6 (112).

Bechmann, M., Thrane, J.E., Kværnø, S. og Turtumøygard, S. 2021. Eutrofiering av Mjøsa - kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i fem nedbørfelt. NIBIO rapp. nr. 58/2021.

Bechmann, M., Thrane, J.E., Kværnø, S. og Turtumøygard, S. 2022. Eutrofiering på Hadeland - kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i ni delnedbørfelt. NIBIO rapp. nr. 115/2022.

Bechmann, M., Frøseth, R.B., Rivedal, S., Brod, E., Fischer, F., Seehusen, T., Øgaard, A. 2023. Tiltak for bedre nitrogenforvaltning i norsk jordbruk. NIBIO rapport 9(44).

Borch, H., Farkas, C., Øgaard, A. og Bechmann, M. 2010. The AGRICAT-P Model - a tool for modelling the mitigation effects of agricultural runoff in Norwegian catchments. Bioforsk Rapport 5(9), 56 s.

Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, B.M. og Söderberg, H. 2009. Restoration of Freshwater Pearl Mussel Streams. – WWF Sweden, Solna.

Bækken, T., Kile, M. R., Edvardsen, H. og Skjelbreid, B. 2014. Overvåking av Glomma, Vormå og Øyeren 2013. NIVA Rapport L.NR. 6637-2014

Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbreid, B. 2015. Overvåking av Glomma, Vormå og Øyeren 2014. NIVA Rapport L.NR. 6783-2015Ekeberg, E. 1985. Jordarbeiding høst og vår til vårkorn. Forskning

og forsøk i landbruket. 36: 133-139.

Ekeberg, E. og Riley, H. 1989. Ploghless tillage in large-scale trials. 1. Yields, grain quality, and couch grass. Norsk Landbruksforskning 3, 97 – 105.

Eltun, R. 1994. The Apelsvoll cropping system experiment. I. Background, objectives and methods. Norw. J. Agr. Sci. 8: 301-315.

Engesmo, A., Staalstrøm, A., Selvik, J.R. og Kistenich, S. 2020. Overvåking av ytre Oslofjord 2019-2023. Tilførsler og undersøkelser i vannmassene i 2019. Fagrapport. NIVA rapp. Nr. 7513-2020.

Helland, A. 1913. Topografisk-statistisk beskrivelse over Kristians amt. Første del Den almindelige del. H. Aschehougs forlag & Co. Kristiania 1913.

Hofgaard, I.S., Seehusen, T., Aamot, H.U., Tørresen, K.S., Riley, H., og Brodal, G. 2023. Effekt av redusert jordarbeiding på halmdekke, avling, ugras, Fusarium og mykotoksiner i havre. NIBIO Bok, Vol 9, nr 1, 2023, pp. 93-102.

Håll, J.P., Jensen, T.C., Bongard, T., Magerøy, J.H., Bækkelie, K.A.E., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Kile, M.R., Mutinova, P.T. og Skjelbred, B. 2019. Overvåking av vannforekomster i Hedmark i 2018. NIVA, rapport L.NR. 7379-2019.

Ibrekk, H.O. og Tjomsland, T., 1992. TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA rapport.

Kolle, S.O. og Oguz-Alper, M. 2020. Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2018. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse. Statistisk Sentralbyrå. Rapporter 2020/9.

Korsæth, A., Eltun, R. og Nordheim, O. 2001. Forandring av forsøksplanen for dyrkingssystemene på Apelsvoll. Grønn Forskning 1/2001: 316-323.

Korsæth, A. 2012. N, P, and K Budgets and Changes in Selected Topsoil Nutrients over 10 Years in a Long-Term Experiment with Conventional and Organic Crop Rotations, Applied and Environmental Soil Science, vol. 2012, Article ID 539582, 17 pages, 2012.
<https://doi.org/10.1155/2012/539582>.

Kværnø, S., og Bechmann, M. 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. Sammenstilling av resultater fra rutefelter og småfelter i Norge. Bioforsk rapport 5 (30). 76 s.

Kværnø, S., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M. 2014. Modellverktøy for beregning av fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk-Rapport 9-2014.

Kværnø, S., Turtumøygard, S., Bechmann, M., Engebretsen, A. og Krzeminska, D. 2019. Tiltaksanalyse for vannregion Glomma: Avrenning, tiltak og kostnader i landbruksområdene. NIBIO Rapport nr. 173, 2019.

Kværnø, S., Øygarden, L., Bechmann, M. og Barneveld, R. 2020. Tiltak mot erosjon på jordbruksareal. NIBIO POP, 6 (38) 2020.

Kværnø, S., Fischer, F. og Bechmann, M., 2024. AGRITIL - Nutrient loss model for agriculture -

Modelling soil, organic carbon, nitrogen and phosphorus losses from Norwegian agricultural areas to water. NIBIO rapport 10 (43), 76 s.

Larsen, B. M. 2010. Problemkartlegging med tilknytning til elvemusling i Hunnselva og forslag til tiltaksplan for å ta vare på og reetablere elvemusling i vassdraget. NINA, Rapp. 559.

Løvik, J.E., Eriksen, T. E., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2014. Overvåking av vassdrag i Hedmark 2013. NIVA, rapport L.NR. 6651-2014.

Løvik, J.E., Stuen, O.H., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Fjeld, E., Kile, M.R., Mjelde, M. og Skjelbred, B. 2016. Forurensingssituasjonen i Mjøsa med tilløpselver i 2015. NIVA, rapport nr. 7009-2016.

Løvik, J.E., Kile, M.R., Persson, J. og Skjelbred, B. 2016. Overvåking av vassdrag i Hedmark 2015. NIVA, rapport L.NR. 7019-2016. Revidert 09.06.2017.

Løvik, J.E., Jensen, T.C., Bongard, T., Magerøy, J. Bækkelie, K.A.E., Edvardsen, H, Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2017. Overvåking av vassdrag i Hedmark 2016. NIVA, rapport L.NR. 7143-2017.

Løvik, J.E., Jensen, T.C., Bongard, T., Magerøy, J.H., Bækkelie, K.A.E., Saksgård, R., Skoglund, S.Ø., Håll, J.P., Kile, M.R., Mutinova, P.T. og Skjelbred, B. 2018. Overvåking av vannforekomster i Hedmark og Røros-området i 2017. NIVA, rapport L.NR. 7269-2018.

Mangerud, K., Riley, H. og Kolberg, D. 2017. Maskinkostnader og laglighetskostnader i våronna Hvor stor redskapspark er det lønnsomt å ha i forhold til kornareal? NIBIO Rapport vol. 3, nr. 158, 36 s.

Mjelde, M., Eriksen, T.E. og Edvardsen, H. 2015. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Hedmark. NIVA, rapport L.NR. 6826-2015

Mjelde, M. 2014. Handlingsplan for kalksjøer. Utredning av miljøkrav for kransalger og arter av tjønnaks i kalksjøer - videreføring. NIVA, Rapp. 6685-2014.

Ruiter, H., Helland, A., Kaurin, M. og Bremnes, T. 2015. Vannovervåking i elver og innsjøer, Hedmark 2014, Rambøll rapport 1350005286.

Njøs, A. og Ekeberg, E. 1980. Forsøk med pløying til to dybder høst og vår på morenejord i Stange i årene 1969-1975. Forskning og forsøk i landbruket 31: 221-242.

Selvik, J.R., Tjomsland, T. og Eggestad, H., 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. NIVA rapport 1005/2007.

Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A.G.B., Kvakkestad, V., Kristoffersen, A.Ø. og Veidal, A. 2013. Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Norge. Kost-effekt vurderinger. NILF-rapport 2013-3. 105p.

Riley, H. 1983. Redusert jordarbeiding og halmebehandling til vårkorn på ulike jordarter. Forskning og forsøk i landbruket 34: 209-219.

Riley, H. 1985. Plogfri jordarbeiding til vårkorn. Forskning og forsøk i landbruket 36: 61-70.

Riley, H. 2014. Grain yields and soil properties on loam soil after three decades with conservation tillage in southeast Norway. *Acta Agric. Scand. Section B Soil & Plant Sci.* 64: 185-202.

Riley, H og Ekeberg, E. 1998. Effects of depth and time of ploughing on yields of spring cereals and potatoes and on soil properties of a morainic loam soil, *Acta Agriculturae Scandinavica B—Plant Soil Sciences*, 48:4, 193-200, DOI: 10.1080/09064719809362499.

Riley, H. 2016. Laglighet for jordarbeiding til vårkorn i Norge: Avlingstap ved jordpakking og utsatt såtid, og konsekvensene for optimal maskinkapasitet i forhold til kornareal. NIBIO Rapport, vol. 2 nr. 112.

Riley, H., Pommeresche, R. Eltun, S. Hansen, og Korsæth, A. 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use.

Riley, H., Henriksen, T.M., Torp, T. og Korsæth, A. 2022. Soil carbon under arable and mixed dairy cropping in a long-term trial in SE Norway. *Acta Agriculturae Scandinavia, Section B-Soil & Plant Science. Volum 72*, 2022.

Seehusen, T., Henriksen, T., Grieu, C., Hofgaard, I., Ficke, A., Tørresen, K., Fischer, F., Bechmann, M., Budai, A., Rasse, D. og Barneveld, R. 2023. Muligheter for en mer effektiv utnyttelse av planterestene. NIBIO rapport 9(114).

Selvik, J.R., Tjomsland, T. og Eggestad, H. 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. NIVA rapport 1005/2007.

Skaalsveen, K., Øverland, J.I., Bechmann, M., Maurset, M.U., Kvakkestad, V., Wiik, J., Evju, I. og Holm, H.N. 2022. Barrierer og muligheter for gjennomføring av vannmiljøtiltak. NIBIO rapport 8(38).

Skoglund, H. Normann, E.S. og Pulg, U. 2015. Kartlegging av mulige flaskehals for ørret i Lenaelva med forslag til tiltak for å bedre fiskeproduksjonen. LFI Uni Research Miljø, notat 03/2015.

Solheim, A. L., Haande, S., Dillinger, B., Persson, J., Skjelbred, B. og Mjelde, M. 2022. Eutrofiering av norske innsjøer. Tilstand og trender. NIVA, Rapp 7744-2022.

Staalstrøm, A., Walday, M. Vogelsang, C., Frigstad, H. Borgersen, G., Albertsen, J. og Naustvoll, L.-J. 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA, Rapport L.NR. 7723-2022.

Stabell, T. 2019. Overvåking av kalkrike vannforekomster på Hadeland i Oppland fylke, 2018. Faun, Rapp. nr. R017-2019.

Stabell, T., Pengerud, A. og Rustadbakken, A. 2020. Miljøovervåking av elver og bekker i Oppland og Hedmark fylke, 2019.

Stabell, T. 2021. Overvåking av elver og bekker i Innlandet fylke, 2020. Norconsult, oppdragsnr. 5203197.

Stabell, T., Karlsson, T., Nielsen, L. og Pengerud, A. 2022. Overvåking av elver og bekker i Innlandet fylke, 2021. Statsforvalteren i Innlandet. Rapport nr. 8/2022.

Stabell, T., Nielsen, L., Karlsson, T., og Vingerhagen, R. 2023. Overvåking av elver og bekker i Innlandet fylke, 2022. Statsforvalteren i Innlandet. Rapport nr. 5/2023.

Stokker, R. 1999. Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet. Volum 34 av Fagrapport, Norsk Institutt for Naturforskning Trondheim. ISSN 0805-469X. ISBN 8242609950, 9788242609953.

Thrane, J-E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Kemp, J.L. og Håll, J. 2023. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2022. NIVA, rapport 7857-2023.

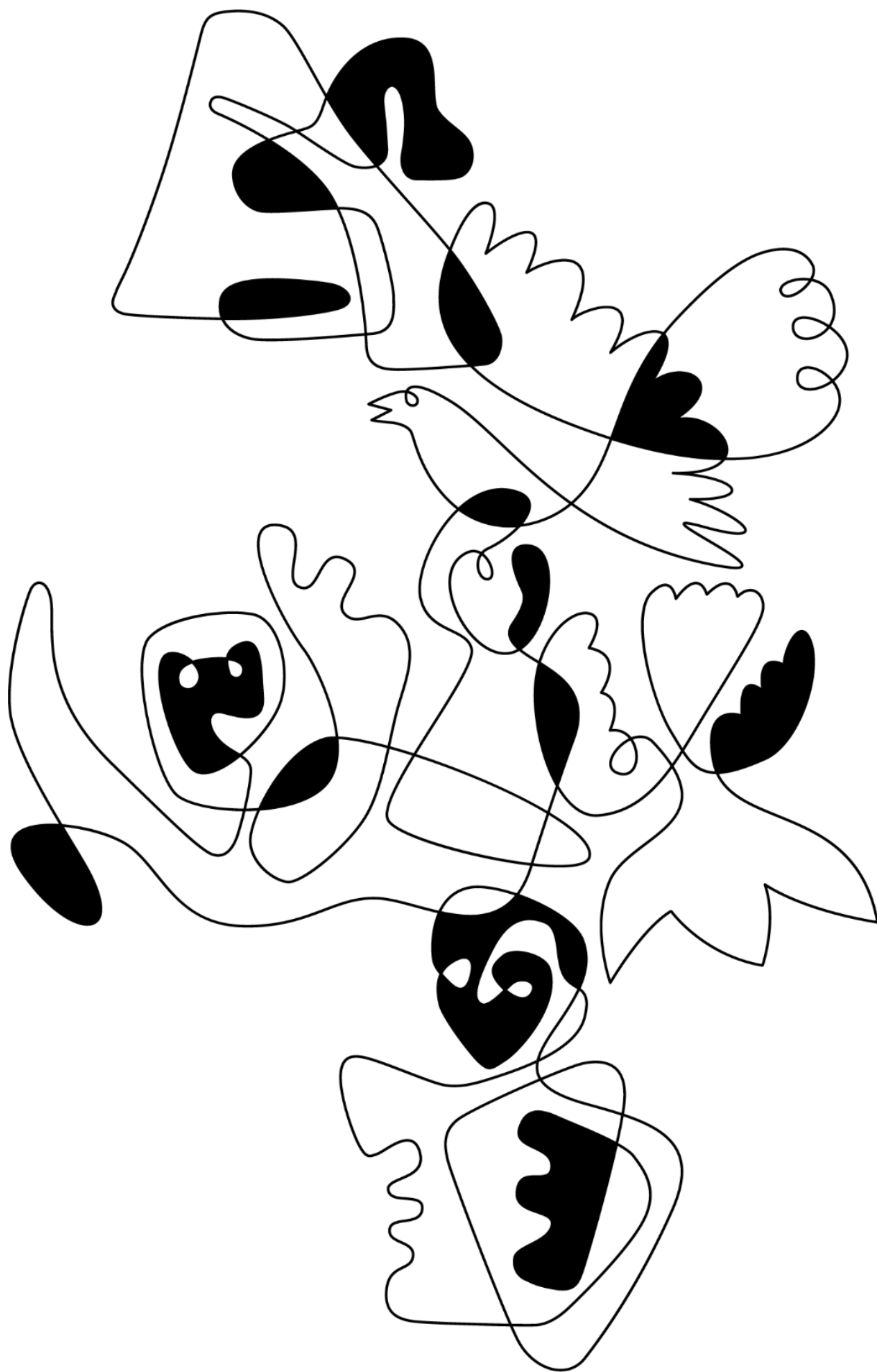
Tørresen, K.S., Hofgaard, I.S., Eklo, O.M., Netland, J., Brandsæter, L.O., Brodal, G., Elen, O., Ficke, A., Almvik, M., Bolli, R., Stenrød, M. og Strand, E. 2012. Redusert jordarbeiding og konsekvenser for plantevern. Bioforsk RAPPORT 7(58):67 s.

Tørresen, K.S., Skarbøvik, E., Kværnø, S., Bechmann, M., Stenrød, M., Eklo, O.M., Brodal, G., Hofgaard, I.S., Björkman, M., Riley, H., Kvakkestad, V., Refsgaard, K., Børresen, T., Dörsch, P., Stabbetorp, J., og Strand, E. 2015. Effekter av ulik jordarbeiding i korn. NIBIO POP 1(5). 12s.

Øgaard, A.F., Skarbøvik, E., Bechmann, M. og Krogstad, T. 2012. Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning – kunnskapsstatus. Vann 47(3): 357-368.

Øygarden, L. og Bechmann, M. 2017. Synergier av miljøtiltak i jordbruket – klimagassutslipp, klimatilpasning, vannforvaltning og luftforurensninger i norsk jordbruk. NIBIO rapport 3(51).

Øygarden, L., Veidal, A. og Bechmann, M. 2018. Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket. NIBIO rapport 4(36).



STATSFORVALTEREN I INNLANDET

Postboks 987, 2604 Lillehammer | sfinpost@statsforvalteren.no | www.statsforvalteren.no/innlandet

