



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap

Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 112 | 2020



Marianne Bechmann, Dominika Krzeminska, Robert Barneveld, Sigrun Kværnø, Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad, Csilla Farkas og Marit Hauken
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap.
Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marianne Bechmann, Dominika Krzeminska, Robert Barneveld, Sigrun Kværnø, Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad, Csilla Farkas og Marit Hauken

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
23.09.2020	6/112/2020	Åpen	2110184	20/00011
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02639-6	2464-1162	48		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruks- og matdepartementet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Johan Kollerud (Landbruksdirektoratet)

STIKKORD/KEYWORDS:

Jorderosjon, avrenning, suspendert stoff,
jordtap, fosfortap, nedbørfelt, jordarbeiding

Soil erosion, suspended sediments, phosphorus,
tillage, catchment

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Landbruksforurensning, Overvåking av
jordbruksdominerte nedbørfelt

Agricultural pollution, Environmental
monitoring

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Se sammendrag side 5-7

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Viken, Innlandet

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Ås, Nordre Follo, Nes, Ringsaker

GODKJENT /APPROVED

JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

MARIANNE BECHMANN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) har som mål å understøtte forvaltningen med data og kunnskap om miljøeffekter av landbruksdrift. JOVA har foretatt en dataanalyse som spesifikt er rettet inn mot de regionale miljøprogrammene. Ett viktig tiltak i de regionale miljøprogrammene er ingen jordarbeiding om høsten. Vi har sett nærmere på dette tiltaket ved å undersøke effekter av jordarbeidingen på vannkvalitet i jordbruksbekker.

Marianne Bechmann ledet prosjektet og har sammen med Dominika Krzeminska, Sigrun Kværnø, Robert Barneveld gjennomført dataanalyser og diskutert resultater og konklusjoner. I tillegg har Johannes Deelstra bidratt i diskusjoner av resultater.

Sigrun Kværnø har dessuten utarbeidet jordarbeidingsindikatorer.

Csilla Farkas har stått for modellering av effekter av jordarbeiding med INCA-SED-modellen.

Hans Olav Eggestad har utviklet beregningsmetoder for anvendte variabler.

Marit Hauken har som koordinator for JOVA-programmet medvirket til at arbeidet ble initiert. Hun har også deltatt med innspill og tekstbearbeiding i denne rapporten.

Arbeidet er finansiert med kunnskapsutviklingsmidler tildelt JOVA-programmet for 2018, 2019 og 2020.

Ås, 23.09.20

Marianne Bechmann

Innhold

Sammendrag	5
1 Innledning	8
1.1 Tilskuddsordningen	8
1.2 Effekter av jordarbeiding	10
1.2.1 Resultater fra ruteforsøk	10
1.2.2 Resultat fra småfelt	11
1.2.3 Nedbørfelt	12
1.3 Formål	12
2 Metoder	13
2.1 Program for jord- og vannovervåking i landbruket	13
2.1.1 Beskrivelse av nedbørfeltene	13
2.1.2 Overvåkingmetoder	14
2.2 Beregningsmetoder	14
2.2.1 Jordarbeidingsindikator	14
2.2.2 Erosivitet	15
2.2.3 Regresjonsanalyse	15
2.3 Modellering med INCA-SED	16
3 Resultater og diskusjon	18
3.1 Jordarbeidingspraksis i nedbørfeltene	18
3.1.1 Høstkorn	18
3.1.2 Vårkorn	18
3.1.3 Jordarbeidingsindikator i nedbørfeltene	20
3.1.4 Tidspunkt for jordarbeiding	21
3.1.5 Spredning av husdyrgjødsel og jordarbeiding	22
3.2 Vær, avrenning og erosivitet i nedbørfeltene	23
3.2.1 Temperatur og nedbør	23
3.2.2 Nedbørens erosivitet	24
3.2.3 Jordtemperatur	27
3.2.4 Avrenning	27
3.3 Tap av jord og fosfor	28
3.4 Effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap	34
3.4.1 Skuterud	34
3.4.2 Mjørdre	36
3.4.3 Kolstad	38
3.5 Regresjonsanalyser	40
3.6 Modellering av effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap i Skuterud	43
3.6.1 Modelleringsstrategi	43
3.6.2 Modelleringsresultater	43
4 Konklusjon	46
Litteratur	47

Sammendrag

Et av de viktigste vannmiljøtiltakene i landbruket er tilskudd til overvintring i stubb («ingen jordarbeiding om høsten»). Tilskuddssatsene har variert over tid og regionalt. Det har dessuten vært forskjell på tilskudd til arealer i ulike erosjonsklasser og siden 2013 har det vært fokus på å øke tilskuddene til arealer med høy erosjonsrisiko og redusere eller fjerne tilskudd på arealer med lav erosjonsrisiko. De varierende tilskuddsordningene sammen med værforholdene de enkelte årene har hatt betydning for hvor store arealer som har blitt jordarbeidet om høsten.

I rutforsøk er det målt reduserte tap av jord og fosfor fra jordbruksarealer når det ikke jordarbeides om høsten. Det er størst effekt på arealer med høy erosjonsrisiko. Fra jordbruksdominerte nedbørfelt i Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) har det tidligere vært vanskelig å vise tilsvarende tydelig effekt av jordarbeidingstiltakene.

Formålet med denne studien har vært å analysere lange tidsserier med data fra JOVA-programmet for å se om effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap kan dokumenteres på nedbørfeltsskala. I analysen er det sett på: 1) sammenhengen mellom jordarbeiding om høsten og jord- og fosfortap påfølgende høst, vinter og vår; 2) effekt av jordarbeiding, temperatur, nedbør og avrenning på jord- og fosfortap og 3) modellsimulering av årlige jordtap ved ulike nivåer for tiltaksgjennomføring.

Tre nedbørfelt er inkludert i analysen: Skuterud, Mørdre og Kolstad. I følge eksisterende erosjonsrisikokart er det lavere erosjonsrisiko i Kolstad og Skuterud enn i Mørdre, noe som har betydning for tilskuddene og dermed motivasjon for tiltaksgjennomføringen. I en periode har det vært tilskudd til høstharving som alternativ til høstpløying. Særlig i Skuterud har høstharving vært vanlig.

Trender i jordarbeiding om høsten

I Skuterud har arealtilstanden variert mye mellom skifter innenfor nedbørfeltet og mellom år og omfatter både høstpløying til høstkorn og vårkorn, høstharving til høstkorn og vårkorn, overvintring i stubb, direktesåing av høstkorn og eng. Det er ingen år der alt kornareal overvintrer i stubb eller alt areal er høstpløyd, men enkelte år har mye jordarbeiding om høsten og andre år har mye overvintring i stubb. Det er ingen entydig trend i jordarbeiding om høsten gjennom overvåkingsperioden (1994-2018) og dermed ingen trend i forventet effekt på jord- og fosfortap som følge av jordarbeidingstiltak i denne perioden.

I Mørdre har jordarbeidingsmetodene variert mindre enn i Skuterud, og hvert enkelt år har det vært en blanding av høstpløying, høstharving og overvintring i stubb. Høstkornandelen har vært betydelig mindre i Mørdre enn i Skuterud. I gjennomsnitt for overvåkingsperioden har om lag halvparten av arealet blitt jordarbeidet om høsten. Andelen som jordarbeides om høsten har økt med årene, men det har samtidig vært en økning i arealet med eng og derfor er det ikke noen entydig trend i forventet effekt av jordarbeidingstiltak i Mørdre i overvåkingsperioden (1999-2018).

I Kolstad har det vært om lag likt areal med høstpløying og overvintring i stubb. Areal som lå i gras har vært litt under 20%. Heller ikke i Kolstad har det vært noen entydig trend i jordarbeidingen i overvåkingsperioden (1991-2018).

I dataanalysen er det sett på effekten av årlige variasjoner i jordarbeiding om høsten. Det benyttet en jordarbeidingsindikator som oppsummerer jordarbeiding om høsten i hele nedbørfeltet og forventet effekt i forhold til erosjonsrisiko på de enkelte arealene.

Effekt av jordarbeiding på jord- og fosfortap

Det er identifisert effekt av jordarbeiding på fosfortap og fosforkonsentrasjoner, men at tilsvarende effekt på konsentrasjon av suspendert stoff og jordtap ikke er mulig å identifisere på bakgrunn av eksisterende tidsserier.

Resultatene for Skuterud viser at det ikke er signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og jordtap den påfølgende høst, vinter og vår. Fosfortapet viser heller ikke signifikant sammenheng med jordarbeiding om høsten når en har med hele dataserien, men det er signifikant effekt av jordarbeiding om høsten for de ni årene som har mye avrenning. Det vil si at det er tydeligere effekt av jordarbeiding når det er mye nedbør, noe som stemmer godt med at effekten av tiltak i ruteforsøk er større når det er stor avrenning. For konsentrasjoner i Skuterud viser analyser samme tendens med signifikant effekt av jordarbeiding for fosfor, men ikke for konsentrasjon av partikler.

Resultatene for Mørdre viser at det er statistisk signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og fosfortap. Jordarbeidingen har også signifikant effekt på konsentrasjonen av totalfosfor. Tilsvarende sammenheng med jordtapet og konsentrasjoner av partikler er ikke signifikant. At fosfortap er bedre korrelert med jordarbeiding enn jordtap kan henge sammen med at jordarbeidingen skjer på den jorda som har høyest fosforinnhold og dermed er best korrelert med fosfortapet, mens jord fra andre kilder (f.eks. bekkeskrenter) har lavere fosforinnhold og derfor kun betydning for jordtapet.

I Kolstad er det ikke signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og noen av variablene. Lav erosjonsrisiko og liten variasjon i jordarbeiding mellom år betyr at det er vanskelig å identifisere effekt av jordarbeidingstiltak for dette feltet.

Hva forklarer variasjonen i jord- og fosfortap?

En multipl regressjonsanalyse viser at vi med vår modell på bakgrunn av nedbør utenom vekstsesongen, jordarbeiding om høsten og antall frostdager kan forklare 64, 76 og 49 % av variasjonen i jordtapene i hhv. Skuterud, Mørdre og Kolstad. Størstedelen av den variasjonen i jord- og fosfortap vi kan forklare, er knyttet til nedbørmengde. Nedbørens erosivitet forklarer i tillegg en del av variasjonen samtidig som avrenning også viser tydelig sammenheng med jord- og fosfortapet. I følge modellen kan jordarbeiding om høsten forklare en del av variasjonen i jordtap, særlig i Mørdre hvor 24 % av den variasjonen vi kan forklare, skyldes jordarbeiding om høsten. I Skuterud og Kolstad er det tilsvarende kun hhv. 8 og 7 % av variasjonen som skyldes jordarbeiding om høsten. Den lave forklaringsgraden av jordarbeidingstiltak i Skuterud kan henge sammen med at det er mye høstharving og høstkorn i Skuterud. Begge deler har i ruteforsøk vist seg å gi stor variasjon i jordtap. I Kolstad har det vært vanskelig å dokumentere signifikante effekter fordi det over tid har vært liten variasjon i jordarbeidingen. Dessuten er erosjonsrisikoen i Kolstad lav og dermed er effekten av «ingen jordarbeiding om høsten» liten.

For fosfortapet forklarer modellen 57, 65 og 39 % av variasjonen for hhv. Skuterud, Mørdre og Kolstad. Nedbøren er den viktigste faktor i Skuterud og Kolstad, mens jordarbeiding i Mørdre forklarer 45 % av den variasjonen i fosfortap, som forklares av modellen.

Usikkerheter og kunnskapshull vedrørende effekter av jordarbeiding i nedbørfelt

Jordbruksdominerte nedbørfelt er komplekse systemer der mange prosesser og kilder bidrar til tap av jord og fosfor.

Været har stor betydning for avrenningen og for fordelingen i tid og rom, enten det er gjennom jorda via drenggrøftene eller som overflateavrenning. Den totale avrenningen fra et nedbørfelt er satt sammen av bidrag fra enkelte deler av nedbørfeltet som gir ulike respons på nedbør. Ekstreme

hendelser bidrar ofte til de største jord- og fosfortapene og de kan inntreffe som et resultat av en kombinasjon av spesifikke forhold. Det finnes informasjon om generelle værforhold, men det mangler ofte detaljer som forklarer ekstreme hendelser. Samsillet mellom jordarbeiding og værforhold kan være avgjørende for effekten og detaljert informasjon om værforholdene i nedbørfeltene er av vesentlig betydning for tolkning av data.

Innenfor et nedbørfelt har hvert areal sin egen transportvei og avstand for avrenning til målepunktet i bekken. På veien kan det sedimentere partikler som kan løsrives senere og bidra til målte konsentrasjoner lenge etter løsrivelse. Sedimentasjon i selve bekken kan også skje i løpet av en sesong for å inngå i målingene i neste sesong.

Jord- og fosfortap i et nedbørfelt kommer fra jordbruksarealer, fra arealene som ikke har jordbruk (skog, boligfelt, veier m.m.) og fra erosjon i bekkeskrenten. Feil på hydrotekniske anlegg kan bidra til jordtap. Det er behov for økt kunnskap om bidrag fra slike kilder for å kunne målrette innsatsen mot reduserte tap av jord og næringsstoffer.

På grunn av de mange faktorene som påvirker jord- og fosfortapene er lange tidsserier med data nødvendige for å kunne identifisere effekter av jordarbeidingstiltak, særlig med klimaendringer. For å kunne måle effekt av jordarbeiding på nedbørfeltnivå bør en ideelt gjennomføre samme jordarbeiding i flere sammenhengende år med ekstreme situasjoner: alt i stubb eller alt høstpløyd. I JOVA - overvåkingsperioden har det vært variasjoner i omfang av jordarbeidingen, men vi har ingen år hvor alt er høstpløyd eller alt ligger i stubb over vinteren. Ved starten av overvåkingen var overvintring i stubb allerede en vanlig praksis i nedbørfeltene. Styrt gjennomføring av omfattende tiltak i overvåkingsfelt vil kunne bidra til å identifisere sammenhenger.

På tross av usikkerhetene er det identifisert effekt av jordarbeiding på fosfortap og fosforkonsentrasjoner i to jordbruksbekker. Tilsvarende effekt på konsentrasjon av suspendert stoff og jordtap ikke er mulig å identifisere på bakgrunn av eksisterende tidsserier.

Utvidelse av overvåkingen til å omfatte registreringer med større oppløsning i rom og tid vil kunne bidra til å øke forståelsen av prosesser for erosjon og næringsstofftap, og bidra til å identifisere kilder til jordtap i nedbørfeltet og dermed gi mulighet for å sette inn de mest effektive tiltakene.

1 Innledning

Gårdbrukerne har de siste 30 årene blitt oppfordret av myndighetene til å unngå jordarbeiding om høsten. Med dette menes endringer i forhold til tradisjonell høstpløying i form av enten høstharving, direktesåing, vårharving eller vårpløying (etter overvintring i stubb). Hensikten med endret jordarbeiding er å redusere avrenningen av næringsstoffer og partikler til vassdrag og kystnære områder. Tilskuddssatsene har variert over tid med mer fokus på målretting av tiltakene etter hvert.

Denne rapporten presenterer en analyse av jordarbeidings effekt på vannkvaliteten basert på data fra nedbørfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad. Det er sammenstilt data vedrørende jordarbeidingspraksis og tap/konsentrasjoner av jord og fosfor for å dokumentere årsakssammenhenger på nedbørfeltnivå.

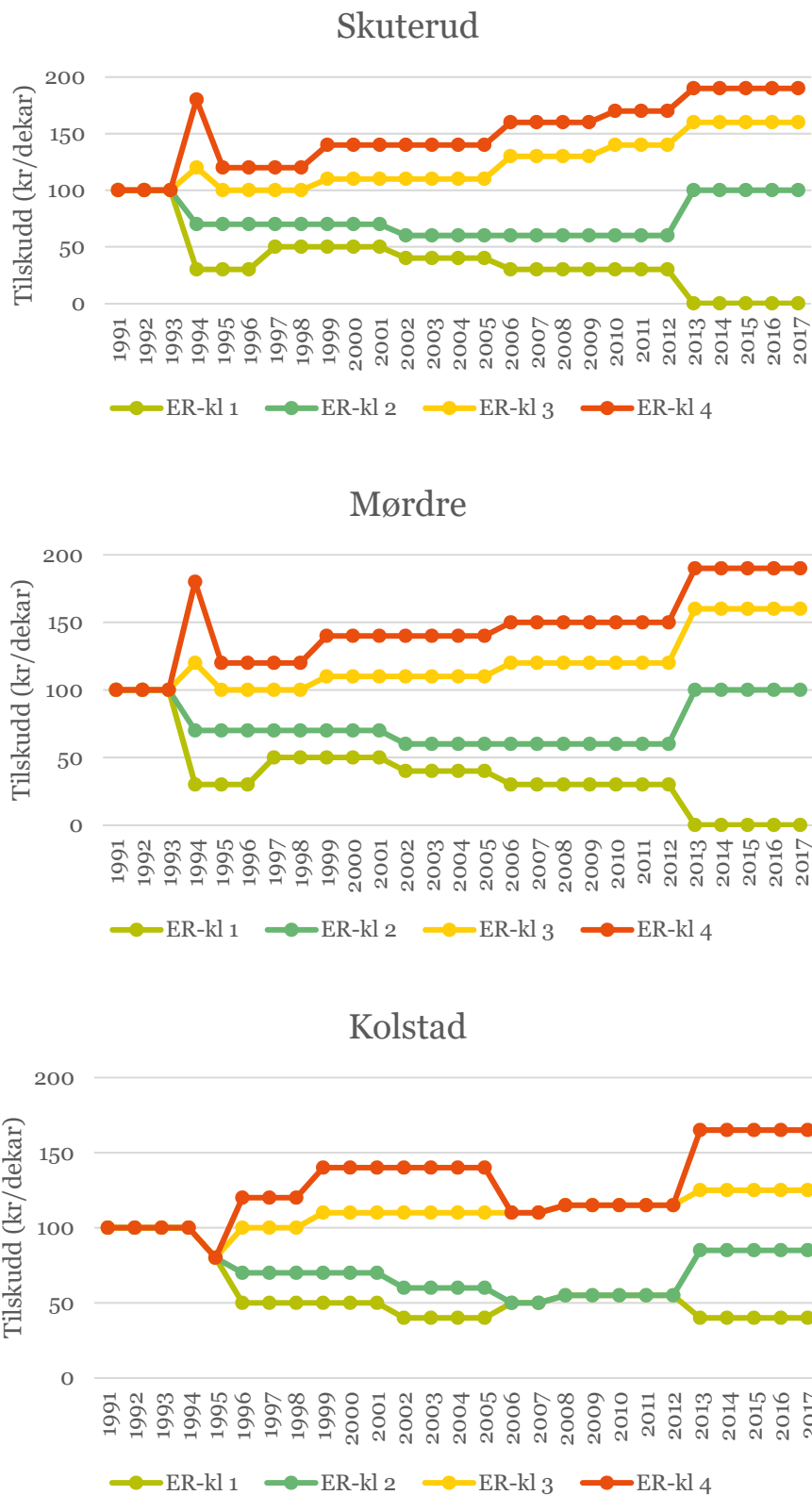
1.1 Tilskuddsordningen

Fra 1991 ble det gitt tilskudd til endret jordarbeiding med kr. 100,-/daa (Øygarden m.fl. 2008). I 1996 ble det vedtatt at ordningen med tilskudd til endret jordarbeiding skulle videreføres, men med differensierte satser for arealer med ulik erosjonsrisiko i alle aktuelle fylker. Satsene ble fra 1997 satt til 50, 70, 100 og 120 kr pr daa for henholdsvis liten, middels, stor og svært stor erosjonsrisiko (<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/m-271996---tilskudd-til-endret-jordarbei/id108092/>) for hele landet. Stabbetorp (2014) beskriver utviklingstrekk nasjonalt og fant at det høsten 2001 for første gang var mer areal som ikke ble jordarbeidet om høsten enn det som ble høstpløyd. Øygarden m.fl. (2008) og Øygarden m.fl. (2012) har evaluert de regionale miljøprogrammene og fant i den seneste evalueringen at mer enn halvparten av kornarealet overvintret i stubb og at det var en økning i arealet med overvintring i stubb fra 2006 til 2010. Dessuten fant de at økningen i stubbarealet totalt sett har vært størst på de minst erosjonsutsatte arealene. Etter 2013, da tilskuddet for arealer i erosjonsklasse 1 i flere områder falt bort, ble arealet med overvintring i stubb betydelig redusert (Bye m.fl. 2020).

Fra 2006 har det vært differensiert mellom prioriterte og andre områder. I Akershus ble det etter 2013 ikke lenger gitt tilskudd til overvintring i stubb på arealer i erosjonsklasse 1. I de øvrige erosjonsklassene økte tilskuddet noe etter 2013 for arealer med overvintring i stubb. I Hedmark ble det gitt tilskudd til overvintring i stubb i erosjonsklasse 1 også etter 2013, og tilskuddet i de øvrige erosjonsklassene økte fra 2013 (figur 1.1).

Tilskuddet til det enkelte gårdsbruk fastsettes ut fra andel av arealet i ulike erosjonsklasser. Tilskuddet for åker i stubb på flomutsatte arealer vurderes ut fra lokalkunnskap og flomsonekart.

Det er velkjent at tilskudd har effekt på gjennomføring av jordarbeidingstiltak. De differensierte satsene i det nasjonale miljøprogrammet medførte at det var en tendens til større andel kornareal i stubb i de høyeste erosjonsklassene (Øygarden m.fl. 2012). Etter innføring av de regionale miljøprogrammene har imidlertid endringer mot høyere tilskudd i høyere erosjonsklasser ikke hatt den ønskede effekten. Dette kan skyldes at det er en naturbetinget grense for arealene i hver erosjonsklasse (Øygarden m.fl. 2012). Dessuten har en spørreundersøkelse blant kornprodusenter på Østlandet vist at dokumentasjon av effekten av jordarbeiding på vannkvalitet har stor betydning for motivasjonen til å gjennomføre tiltaket (Bechmann og Veidal, 2020).



Figur 1.1. Tilskudd til overvintring i stubb fra 1991-2017 for arealer i Skuterud, Mørdre og Kolstad.

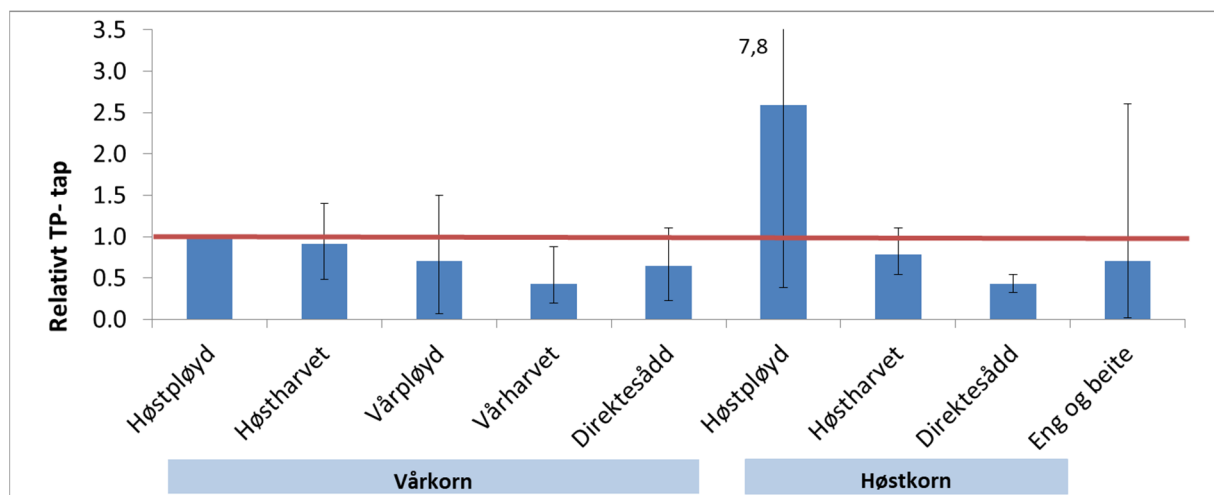
1.2 Effekter av jordarbeiding

Undersøkelser av effekten av ulike jordarbeidingsmetoder på vannkvalitet bør skje under like forhold med hensyn til vær, jord og helling. Ruteforsøk gjennomført på ensartede arealer er ideell skala for å identifisere forskjeller i effekt av jordarbeiding. Det har interesse å vite om resultater fra ruteforsøk kan oppskaleres til større arealer eller om andre kilder og prosesser da vil dominere og utviske effekten av jordarbeidingstiltak.

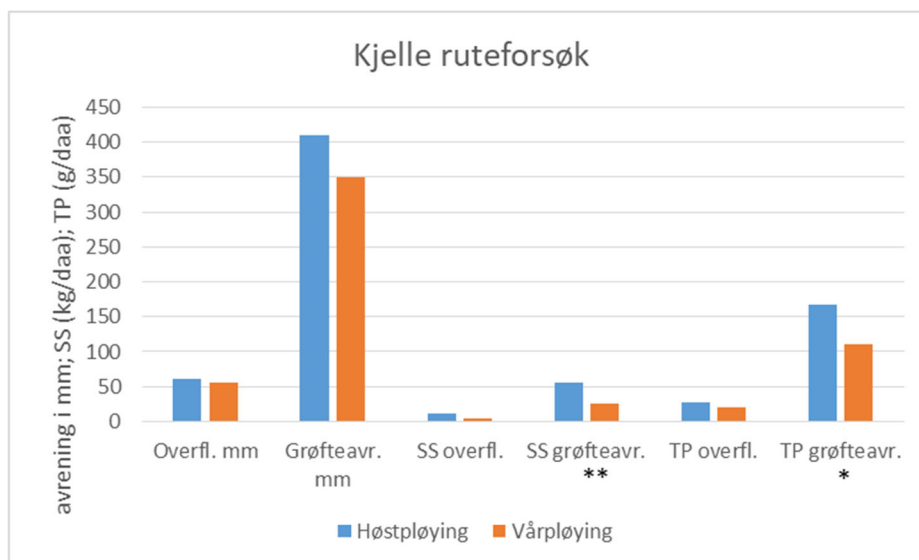
1.2.1 Resultater fra ruteforsøk

Ruteforsøk viser effekten av ulike typer jordarbeiding på jord- og fosfortap ved flateerosjon på forholdsvis liten skala (f.eks. Skøien m.fl. 2012; Bechmann m.fl. 2019). Figur 1.2 viser et sammendrag av resultater fra 23 nordiske ruteforsøk (Bechmann et al. 2011). I gjennomsnitt over år og for de ulike forsøkene var fosfortapene større ved høstpløying (både med vårkorn og høstkorn) enn ved høstharving og ved overvintring i stubb (vårpløying, vårharving og direktesåing om våren). Høstpløying og påfølgende såing av høstkorn ga i gjennomsnitt de absolutt største fosfortapene, men det er stor variasjon mellom forsøksreier. Ved dyrking av høstkorn ga både høstharving og direktesåing i gjennomsnitt betydelig lavere fosfortap enn høstpløying og påfølgende såing. Tilsvarende ble funnet for jordtap (ikke vist).

Blant de 23 nordiske ruteforsøkene er det få som kan representere de store jordbruksarealene i erosjonsklasse 1 og 2 på siltig lettleire eller siltig mellomleire i Sør-Øst Norge. Derfor ble det i 2013 etablert et ruteforsøk på et areal i erosjonsklasse 2 med dominerende jordtype siltig mellomleire. Forsøket ligger på Kjelle videregående skole i Bjørkelangen (www.nibio.no/kjelle). Resultatene fra fem år i dette forsøket viser at overvintring i stubb gir en signifikant reduksjon i tap av jord og fosfor gjennom drengroftene sammenlignet med høstpløying, mens det ikke viser tilsvarende effekt på tap av jord og fosfor på overflaten (figur 1.3; Bechmann og Bøe, in prep.).



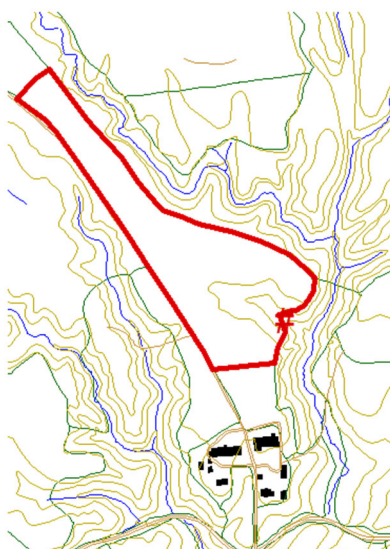
Figur 1.2. Resultater fra ruteforsøk med jordarbeiding og effekt på fosfortap fra de nordiske landene (tall fra Bechmann m.fl. 2011).



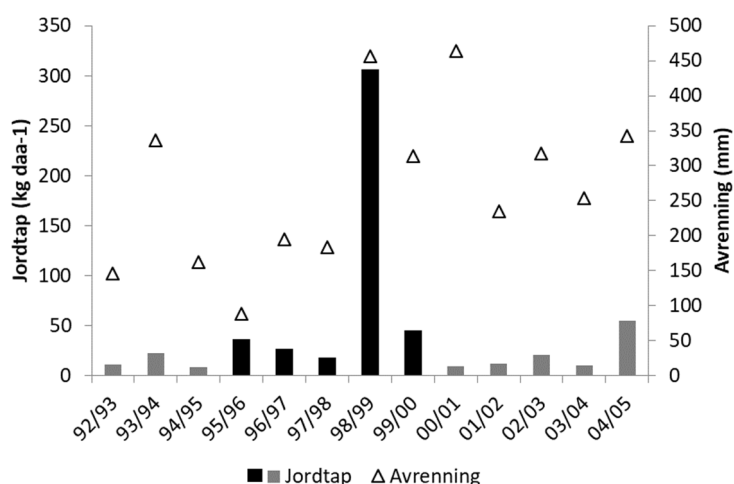
Figur 1.3. Gjennomsnittlig avrenning (mm), jord- (kg/daa) og fosfortap (g TP/daa) på overflaten og gjennom drenggrøftene fra ruter med høstpløying og vårpløying på Kjelle ruteforsøk i fem forsøksår (2014-2019). * og ** angir signifikans på 0,1 og 0,05-nivå (Bechmann og Bøe, in prep.).

1.2.2 Resultat fra småfelt

Vandsembfeltet består av ett skifte, som har vært overvåket gjennom JOVA-programmet i 13 år (figur 1.4). I denne perioden ble hele Vandsembfeltet høstpløyd i 5 år, og overvintret i stubb i 8 år (figur 1.5). Det gjennomsnittlige jordtapet fra årene med høstpløying (87 kg/daa) var betydelig høyere enn gjennomsnittet for årene med overvintring i stubb (19 kg/daa). I ett enkelt år var det mye avrenning samtidig alt var høstpløyd og da ble jordtapene svært store. Dersom vi ser bort fra dette året er jordtapet ved høstpløying fortsatt mye større (42 kg/daa) enn ved overvintring i stubb.



Figur 1.4. Småfeltet Vandsemb på Romerike består av ett skifte med lik jordarbeiding på hele skiftet hvert år.



Figur 1.5. Jordtap (kg/daa) (svart= høstpløyd; grå= vårpløyd) og avrenning (mm) fra Vandsemb i år med enten overvintring i stubb eller høstpløying.

1.2.3 Nedbørfelt

På tross av den omfattende dokumentasjonen av effekt av jordarbeiding på jord- og fosfortap i ruteforsøk, samt tilsvarende indikasjoner fra Vandsemb småfelt, har det hittil vært vanskelig å vise effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap i nedbørfelt i JOVA-programmet (Bechmann m.fl. 2017). Det skyldes at det er mange andre faktorer som påvirker avrenningen og jord- og fosfortapet i tillegg til jordarbeidingen, blant annet været, andre tiltak, andre kilder og jordbruksdriften for øvrig. Skogen og andre arealer i nedbørfeltene kan også bidra ulikt fra år til år. Dessuten er det usikkerheter i målinger og variasjon i gjennomføring av jordarbeidingen.

1.3 Formål

Formålet med denne rapporten er å undersøke effekter av jordarbeiding på vannkvalitet og tap av jord og fosfor fra nedbørfelt i JOVA-programmet.

Analysen inkluderer tre nedbørfelt, som er dominert av kornproduksjon, Skuterud, Mørdre og Kolstad, og vi har gjort følgende dataanalyser:

- Sammenhengen mellom jordarbeiding og konsentrasjoner og tap av jord og fosfor
- Multivariat regresjonsanalyse av faktorer som bestemmer jord- og fosfortap
- Modellering av fosfortap og effekter av jordarbeiding

2 Metoder

2.1 Program for jord- og vannovervåking i landbruket

Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA-programmet) startet i 1992 med det formål å dokumentere landbrukets virkning på vannkvaliteten, samt effekten av endringer i jordbrukspraksis og tiltaksgjennomføring. Overvåkingen foregår i jordbruksdominerte nedbørfelt i ulike deler av Norge. Jordbruksdriften varierer mellom nedbørfeltene. Fire av nedbørfeltene er dominert av kornproduksjon, og i tre av disse (Skuterud, Mørdre og Kolstad) innhentes informasjon om aktiviteter på skiftetnivå fra gårdbrukerne. Produksjonsformen i nedbørfeltene i kombinasjon med det foreliggende datamaterialet gjør disse tre nedbørfeltene spesielt egnet til en analyse om jordarbeiding.

2.1.1 Beskrivelse av nedbørfeltene

Skuterud, Mørdre og Kolstad er dominert av kornproduksjon og årlig jordarbeiding gjennomføres på et betydelig areal. De tre nedbørfeltene er beskrevet i tabell 2.1. I Skuterud er det i alle dataanalyser valgt å bruke konsentrasjoner av suspendert stoff og fosfor målt i innløp til fangdammen (Skuterud_fdi) fra 2002 kombinert med avrenningsmålinger i hovedstasjonen. Formålet med dette er å skille effekten av jordarbeiding fra effekten av fangdammen.

Tabell 2.1. Nøkkelfakta for nedbørfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad.

Nedbørfelt	Kommune	Areal (km ²)	Dyrka (%)	Årlig temp. normal (°C)	Årlig nedbør-normal (mm)	Jordart	Driftsform	Startår
Skuterud	Ås	4,5	61	5,5	785	Si. m.leire	Korn	1994
Mørdre	Nes	6,8	65	4,3	665	Silt og leire	Korn	1999
Kolstad	Ringsaker	3,1	68	4,2	585	Moldrik l.leire	Korn+husdyr	1991

Erosjonsrisiko i nedbørfeltene er hentet fra NIBIO.no/kilden (gjeldende erosjonsrisikokart) og fra erosjonsrisikokart, som er under utvikling i NIBIO (versjon 1,0, ferdigstilt 05.04.2019).

Erosjonsrisikoen er i gjennomsnitt for Skuterud 130 kg/daa i gjeldende erosjonsrisikokart og 100 kg/daa i nye erosjonsrisikokart. I Mørdre er den tilsvarende 280 kg/daa i gjeldende erosjonsrisikokart og 64 kg/daa i nye erosjonsrisikokart og i Kolstad 126 kg/daa i gjeldende erosjonsrisikokart og 14 kg/daa i nye erosjonsrisikokart (figur 2.1.). Kartene i figur 2.1 viser fordeling av erosjonsrisiko i Skuterud, Mørdre og Kolstad.

Gjennomsnittlig erosjonsrisiko beregnet basert på nytt erosjonsrisikokart er betydelig lavere enn den som er beregnet basert på gjeldende erosjonsrisikokart. Det henger sammen med at det nye erosjonsrisikokartet (versjon 1.0, ferdigstilt 05.04.2019) kun framstiller flateerosjon og ikke tar hensyn til andre erosjonsformer, f.eks. erosjon i dråg. Flateerosjon er på noen jordtyper dokumentert med målinger på rutefelt- og småfeltskala rundt omkring i landet, mens det er mindre tilgjengelig dokumentasjon av betydningen av andre erosjonsprosesser (Kværnø m.fl. 2010). Det kan antas at dråg erosjon utgjør en betydelig del av det totale jordtapet, og da den ennå ikke er inkludert i det nye erosjonsrisikokartet blir erosjonsrisikoen lavere (det pågår et arbeid med dette). Ved sammenligning av nye erosjonsrisikoklasser med gammelt erosjonsrisikokart, må det tas med i betraktningen at gjeldende erosjonsrisikokart til en viss grad også representerer drågerosjon, men var beheftet med store usikkerheter i så måte.



Figur 2.1. Fordeling av erosjonsrisiko i Skuterud, Mørdre og Kolstad basert på (a) gamle erosjonsrisikokart fra 2006 og (b) nye erosjonsrisikokart (versjon 1,0, ferdigstilt 05.04.2019).

2.1.2 Overvåkingsmetoder

Overvåkingen i JOVA-programmet omfatter vannkvalitet, jord- og næringsstofftap og jordbruksdrift. Jord- og næringsstofftapene er basert på kontinuerlig måling av vannføring og vannføringsproporsjonal vannprøvetaking i jordbruksbekken fra nedbørfeltene. Vannprøvene analyseres for innhold av partikler og næringsstoffer. Analyseresultatene og vannføringsmålingene brukes til å beregne erosjon og næringsstofftap, samt de vannføringsveide konsentrasjonene. Beregningene utføres på blandprøver som tas ut om lag hver 14. dag hele året. Jord- og fosfortap beregnes per daa jordbruksareal (Bechmann m.fl. 2017).

For nærmere beskrivelse av målemetodene se Deelstra et al. (2013). For Skuterud blir data for nedbør og temperatur hentet fra værstasjonen på Søråsjordet i Ås. I Mørdre blir det målt nedbør og temperatur på LandbruksMeteorologisk Tjeneste (LMT) sin stasjon Årnes i nedbørfeltet og for Kolstad blir det målt ved målestasjonen. Det er en del usikkerhet forbundet med registrering av nedbør i nedbørfeltene. Nedbøren vil variere innenfor et nedbørfelt og med avstanden til målepunktet.

2.2 Beregningsmetoder

2.2.1 Jordarbeidingsindikator

Jordarbeidingsmetode og tidspunkt registreres hvert år og for hvert skifte i Skuterud, Mørdre og Kolstad. Jordarbeidingsmetodene som inngår i denne analysen omfatter pløying og harving om høsten

og dersom det verken er pløyd eller harvet om høsten, overvintring i stubb. Det forskjell på om jordarbeidingen gjennomføres på de mest erosjonsutsatte arealene eller på de flate arealene. For å kunne se på effekten av gjennomført jordarbeiding er det benyttet en jordarbeidingsindikator som summerer forventet effekt av all jordarbeiding (inkludert eng) i et helt nedbørfelt.

Jordarbeidingsindikatoren beregnes med Agricat2 ved at erosjonsrisiko (kg/daa) for hvert areal (skifte) multipliseres med en C-faktor for effekt av den enkelte jordarbeidingsmetoden på erosjon, som beskrevet i Kværnø m.fl. (2014). De ulike C-faktorene for effekt er ikke konstanter, men varierer med erosjonsrisiko basert på data fra ruteforsøk i de nordiske landene (Kværnø og Bechmann, 2010). Gjennomsnittlige C-faktorer for hver jordarbeidingsmetode og hvert nedbørfelt er vist i tabell 2.2. En C-faktor på 1 betyr at jordarbeidingen forventes å ha samme virkning som høstpløying, mens et lavt tall (f.eks. 0,1) betyr at det lite erosjon sammenlignet med høstpløying. De gjennomsnittlige C-faktorene for jordarbeidingseffekt er omtrent like for Skuterud og Mørdre, mens Kolstad har mye lavere erosjonsrisiko og derfor også mindre effekt av overvintring i stubb og høyere C-faktor. Tall for hvert areal/skifte for hvert år er summert for hvert år i hvert nedbørfelt (figur 3.2). Dette gir en vektning av jordarbeidingseffekter med et mer riktig estimat enn om en kun bruker f.eks. andel areal i stubb som indikator for hvor mye jordarbeiding det har skjedd i nedbørfeltet.

Tabell 2.2. Gjennomsnittlig relativ jordarbeidingseffekt for ulike arealer i Skuterud, Mørdre og Kolstad ifølge Agricat2 (Kværnø m.fl. 2014).

	Skuterud		Mørdre		Kolstad	
	Overflate	Grøft	Overflate	Grøft	Overflate	Grøft
Høstpløyd	1	1	1	1	1	1
Høstpløyd med høstkorn	1,2	1	1,2	1	1,2	1
Høstharvet/høstharvet med høstkorn	0,69	1	0,63	1	1	1
Overvintring i stubb/direkte såing av høstkorn	0,3	0,77	0,28	0,66	0,65	1
Eng	0,1	0,33	0,1	0,3	0,34	0,68

2.2.2 Erosivitet

Nedbørens erosivitet er nedbørens evne til å forårsake erosjon på jordoverflaten. Den avhenger av nedbørmengde og nedbørintensitet og uttrykkes ofte som R-faktor i USLE-modellen (RUSLE; Meusburger m.fl. 2012). Nedbørens erosivitet i en periode er produktet av den totale kinetiske energien for samme periode og dens maksimum-intensitet (Brown og Foster, 1987). Detaljer i beregningene er beskrevet i Barneveld m.fl. (2014).

2.2.3 Regresjonsanalyse

Excel-analyseverktøyet «regresjon» ble brukt på univariable regresjonsanalyse og statistikk-programvaren R ble brukt for å beregne vektet relevans til de kalibreringsparametere a , b , c og d på en multivariat regresjonsanalyse.

Tap av jord og fosfor er avhengig av mange forskjellige variabler. I følge USLE-erosjonsmodellen, blir faktorene oppsummert til: vær, jordegenskaper, terreng, vegetasjon og tiltak. Jordegenskaper og terreng er nedbørfeltgenskaper som ikke varierer over tid for et nedbørfelt. Øvrige variablene kan variere fra år til år. For å se hvilke variabler som har størst betydning for jord- og fosfortap i Skuterud, Mørdre og Kolstad sjekker vi:

- Nedbør i perioden september-april
- Nedbørens erosivitet (figur 3.7);

- Jordarbeiding om høsten (figur 3.2.);
- Antall dager med jordtemperatur (T_{jord}) under 0°C (figure 3.8);

Verdiene for hver variabel er indeksert, slikt at de varierer mellom 0 og 1.

I en multivariabel regresjonsanalyse ble variasjonen i jord- og fosfortap (september-april) kvantifisert slik:

$$SS = a \cdot P + b \cdot C + c \cdot F$$

$$TP = a \cdot P + b \cdot C + c \cdot F$$

hvor SS er jordtap (kg/daa), TP er fosfortap (kg/daa), P er nedbør (mm), C er jordarbeiding om høsten og F er antall frost dager [antall dager med $T_{\text{jord}} < 0^{\circ}\text{C}$]. Ligningen viser hvordan nedbørfeltet reagerer på en viss mengde avrenning og a , b og c er kalibreringsparametere.

Beregning av statistisk signifikans avdekker hvor sikre eller usikre resultatene er. Statistisk signifikans skal måles som p -verdi. Sammenhengen er statistisk signifikant, etter standardene for studien, når $p < 0,05$.

2.3 Modellering med INCA-SED

INCA-SED er en semi-distribuert nedbørfeltmodell som simulerer hydrologi, inkludert prosesser som infiltrasjon og transport i umettet og mettet sone. Den beregner også vannstrømning i elver og bekker. Modellen har blitt brukt til å vurdere mange ulike problemer i et nedbørfelt, inkludert arealbruksendringer og klimaendringer. Modellen er nærmere beskrevet i Farkas et al. (2013). INCA-modellene har også vært brukt i det større Vansjø-Hobølvassdraget (Barkved et al., 2010), der den ble koplet til innsjømodellen MyLake (Saloranta and Andersen, 2007), og effekter av ulik arealbruk på P-tap i vassdraget og vannkvalitet i Vansjø ble vurdert. Detaljert informasjon om INCA kan bli funnet på <http://www.reading.ac.uk/inca/home.htm>.

INCA-modellene har vært kalibrert og validert to ganger for Skuterud feltet (Farkas et al., 2012; Kværnø m. fl. 2013). I forhold til tidligere kalibrering av modellen ble det gjort noen endringer med reference values. Inndata og nye referansedata er beskrevet i tabell 2.3).

Modellen er kalibrert med tanke på å oppnå samsvarende resultater for utløpet av nedbørfeltet, mens man samtidig har beholdt realistiske verdier for bidraget fra hver delenhhet. Dette ble løst ved å kalibrere mot referanseverdier for forskjellig arealbruk og jordarbeidingssystemer, de sistnevnte basert på informasjon fra jordarbeidingsforsøk på rutefelter. De gamle referanseverdiene ble revidert og beregnet i henhold til C-faktorene som karakteriserer eroderbarheten i forhold til høstpløying (med en C-faktor på 1) (tabell 2.4). Kalibreringen skjedde manuelt ved å endre på parametre i modellen. Vannføring ble kalibrert først. Så ble delenhettsspesifikke SS-tap fra delenhettene kalibrert, og så SS-tap fra hele nedbørfeltet. Deretter ble det parameterne fininnstilt helt til man ikke kunne oppnå bedre resultat. Etter dette ble delenhettsspesifikke P-tap og totale P-tap kalibrert, igjen med omkalibrering av vannføring og SS-tap for å forbedre P-tap ytterligere. Hvor god overenstemmelse det var mellom målte og simulerte verdier ble vurdert med utvalgte statistiske indikatorer.

Tabell 2.3. Inndata og referansedata for oppsett og kalibrering av modellene INCA-SED.

Data	Beskrivelse	Oppløsning	Type	Kilde
Meteorologiske og hydrologiske data	Nedbør	døgn	inndata	UMB ^a
	Lufttemperatur	døgn	inndata	UMB ^a
	Hydraulisk effektiv nedbør	døgn	inndata	Simulert i PERSiST ^b
	Jordfuktighetsdefisit	døgn	inndata	
Nedbørfelt- og bekkedata	Areal, midlere helningsgrad	-	inndata	GIS-kart
	Lengde, bekkens bredde, dybde og helningsgrad	-	inndata	GIS-kart
	Arealbruk		inndata	GIS-kart
Drift	Gårdsdata	årlig	inndata	Bioforsk ^c
Vannføring	Målt vannføring, utløp Skuterud	døgn	referanse	Bioforsk ^c
Konsentrasjoner, utløp Skuterud	Blandprøver analysert for SS-konsentrasjon	Ca hver 14 dag	referanse	Bioforsk ^c
Arealbruks-spesifikke tap	SS-tap	årsmiddel	referanse	Ulike kilder ^d

^a Data fra Universitetet for Miljø- og Biovitenskaps meteorologiske stasjon i Ås

^b Futter (2014)

^c Data fra JOVA-databasen ved Bioforsk

^d Data fra ulike studier oppsummert av Kværnø og Bechmann (2010), Bechmann et al. (2011)

Tabell 2.4. Arealbruksspesifikt tap av jord (SS), brukt i kalibrering av INCA-SED modellen.

Arealbruk	C-faktor	SS-tap (kg/ha/år)		Informasjonskilde
		gammelt	nytt	
Skog ^a		15	15	Målinger fra skogsområdet
Eng ^b	0.15	110	39	Erosjonsrisikokart
Jordarbeidet om våren ^b	0.40	114	105	(Skuterud felten med liten erosjonsrisiko)
Høstharving ^b	0.75	300	199	
Høstpløying ^b	1.00	461	266	Referanseverdi
Boligfelt ^c		80	80	Målinger fra Rustad delnedbørfelt

^a Vandsemb (2006) og tre år med data fra Skuterud, hentet fra JOVA-databasen ved Bioforsk

^b estimert vha. C-faktorer basert på data oppsummert i Kværnø og Bechmann (2010) og Bechmann et al. (2011)

^c data fra Rustad, urbant delfelt i Skuterud

3 Resultater og diskusjon

3.1 Jordarbeidingspraksis i nedbørfeltene

3.1.1 Høstkorn

Gjennom overvåkingsperioden har det vært store variasjoner i jordarbeidingsmetoder (figur 3.1) og en del av variasjonen henger sammen med variasjon i høstkornarealet.

I Skuterud ble høstkornet enten direktesådd, eller det ble pløyd eller harvet før såing. Høstpløying før såing har vært den mest vanlige jordarbeidingsmetoden for høstkorn. Fra 2004 – 2007, i 2010 og 2018 var det relativt mye som ble høstsådd etter harving. Direktesåing ble i hovedsak brukt i perioden 1994-1997, men kun i lite omfang. I Mørdre ble det med få unntak pløyd før såing av høstkorn, men høstkornarealet utgjør en liten andel. I Kolstad er det lite høstkorn, og alt ble pløyd før såing.

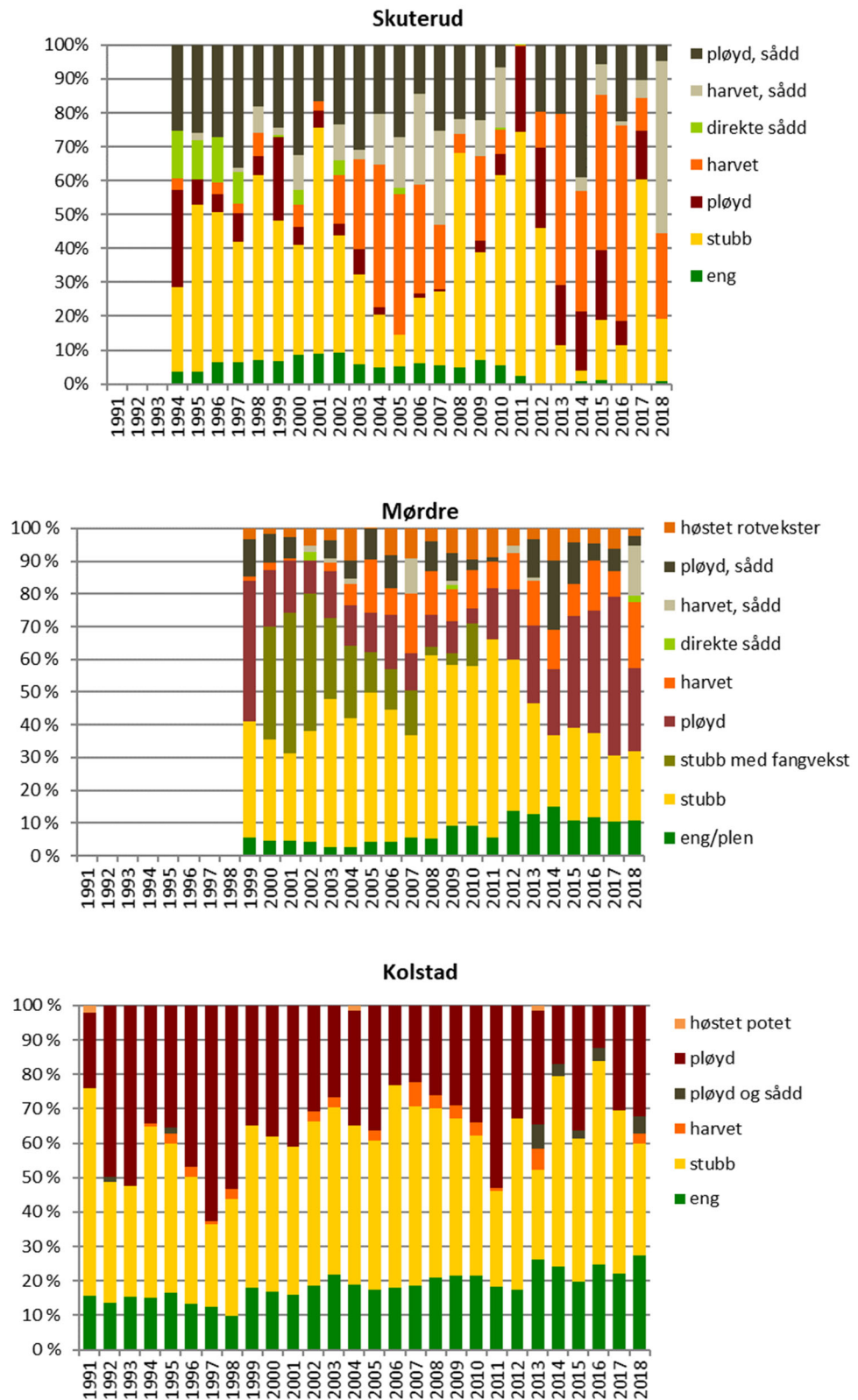
3.1.2 Vårkorn

Jordarbeidingen på høsten på arealer der det skal såes vårkorn omfatter høstpløying og høstharving. Arealer som ikke jordarbeides, overvintrer i stubb og det kan være med eller uten fangvekster (figur 3.1). Det er ulike jordarbeidingsmetoder som dominerer på høsten i de ulike nedbørfeltene. I Skuterud har det vært mye høstharving i perioder (2002-2007 og 2013-2016), mens det i Mørdre og Kolstad har vært mest høstpløying.

Andel av kornarealet som overvintret i stubb i Norge økte fra nær null % på begynnelsen av 1990-tallet til 57 % i 2011/2012 (basert på RMP tilskudd) (Bye m.fl. 2020). I en del prioriterte vassdrag var det fra 2009-2012 krav om at 60% av arealet på hver eiendom skulle overvintre i stubb (40-60-regelen). Fra 2013 ble kravet om at 60 % av kornarealet skulle overvintre i stubb i disse områdene fjernet. Målet med å fjerne 40-60-regelen var å få en bedre målretting av tiltakene mot arealer med høy risiko for erosjon og fosfortap. I både Skuterud og Mørdre ble det fra 2013 registrert en økning i arealet som jordarbeides på høsten, noe som bl.a. kan skyldes at det ikke lenger er tilskudd til overvintring i stubb i erosjonsklasse 1. For norske kornarealer generelt har det også vært en økning i andel av kornarealet som jordarbeides på høsten fra 2013 og i 2017/2018 utgjorde overvintring i stubb om lag 37 % av kornarealet (Bye m.fl. 2020).

I Mørdre har det vært mye fangvekster. Det gjelder i perioden 2000-2010 med størst fangvekstareal 2000-2005. I Skuterud og Kolstad har det vært lite fangvekster.

Det er generelt lite direktesåing i de tre nedbørfeltene. Det tilsvarer trenden for resten av landet hvor omtrent 3 % av kornarealet ble direktesådd i 2017 (Bye m.fl. 2020).



Figur 3.1. Jordbruksarealets overflatetilstand per 31. desember i Skuterud, Mjørdre og Kolstad.

I alle de tre nedbørfeltene er det mest jordarbeiding om høsten på arealer med lav erosjonsrisiko. Tabell 3.1 viser hvordan jordarbeidingen gjennomføres i forhold til arealenes erosjonsrisiko for et eksempel-år (2016/2017) (Kværnø m.fl. 2014). I Skuterud gjennomføres overvintring i stubb i gjennomsnitt på arealer med høyere erosjonsrisiko (132 kg jordtap/daa) enn der det høstpløyes (76 kg jordtap/daa). Tilsvarende er det overvintring i stubb i Mørdre på arealer med høyere erosjonsrisiko (64 kg jordtap/daa) enn der det er høstpløying (44 kg jordtap/daa) (tabell 3.1).

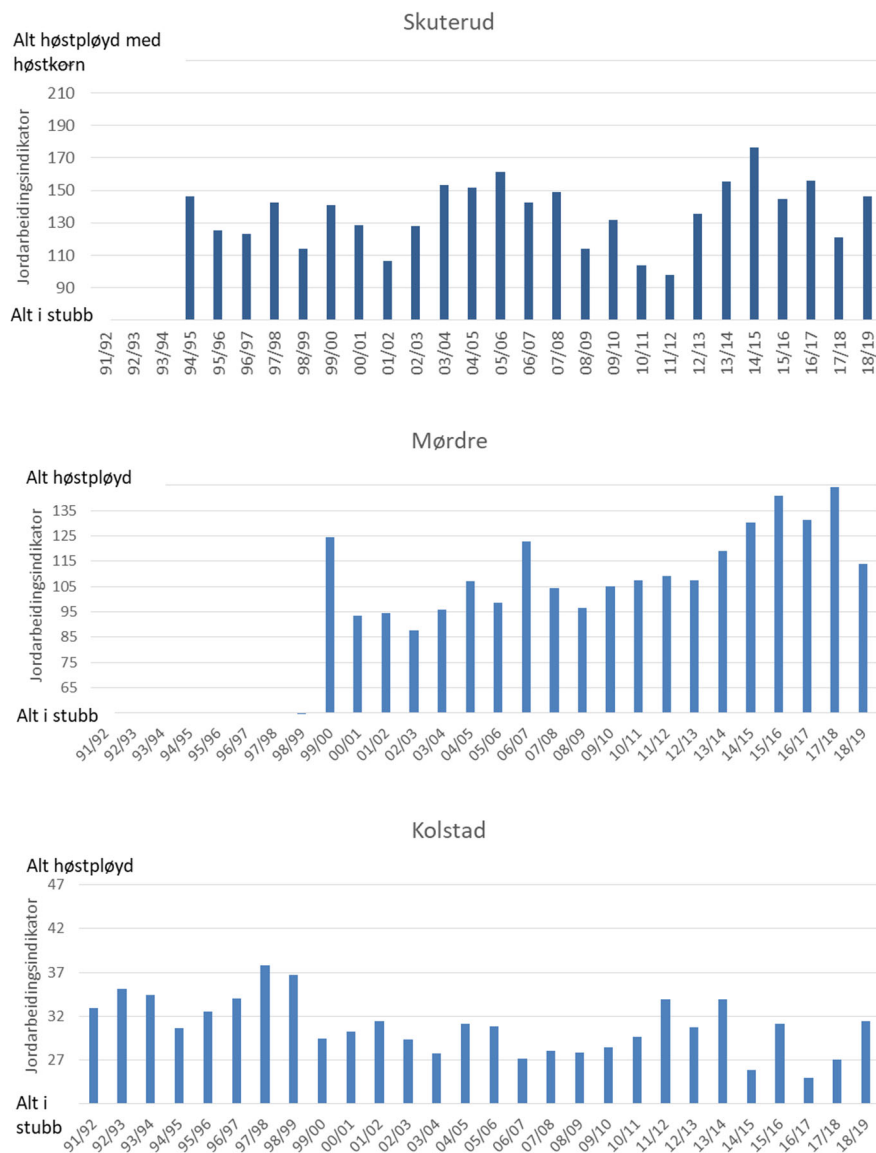
Tabell 3.1. Eksempel på erosjonsrisiko (kg jordtap/daa) på arealer med jordarbeiding på høsten og overvintring i stubb i 2016/2017 for Skuterud, Mørdre og Kolstad.

2016/2017	Skuterud		Mørdre		Kolstad	
	høstpløying og/eller høstharving	overvintring i stubb	høstpløying og/eller høstharving	overvintring i stubb	høstpløying og/eller høstharving	Overvintring i stubb
Totalt areal (daa)	2693		4116		1916	
Areal (%)	90	9	13.4	75	17	61
Erosjonsrisiko* (kg/daa)	76	132	44	64	7	10

*basert på det nye erosjonsrisikokartet

3.1.3 Jordarbeidingsindikator i nedbørfeltene

I Skuterud er det mye høstkorn, noe som betyr at en forholdsvis stor del av arealet blir høstpløyd eller høstharvet før såing. Jordarbeidingsindikatoren viser derfor at med de gjennomførte jordarbeidingsmetoder er forventet erosjon forholdsvis stor (figur 3.2). I Mørdre er jordarbeidingsindikatoren lavere enn i Skuterud. Det skyldes at det er lite høstkorn, en stor andel areal med overvintring i stubb og flere år med mye fangvekster.



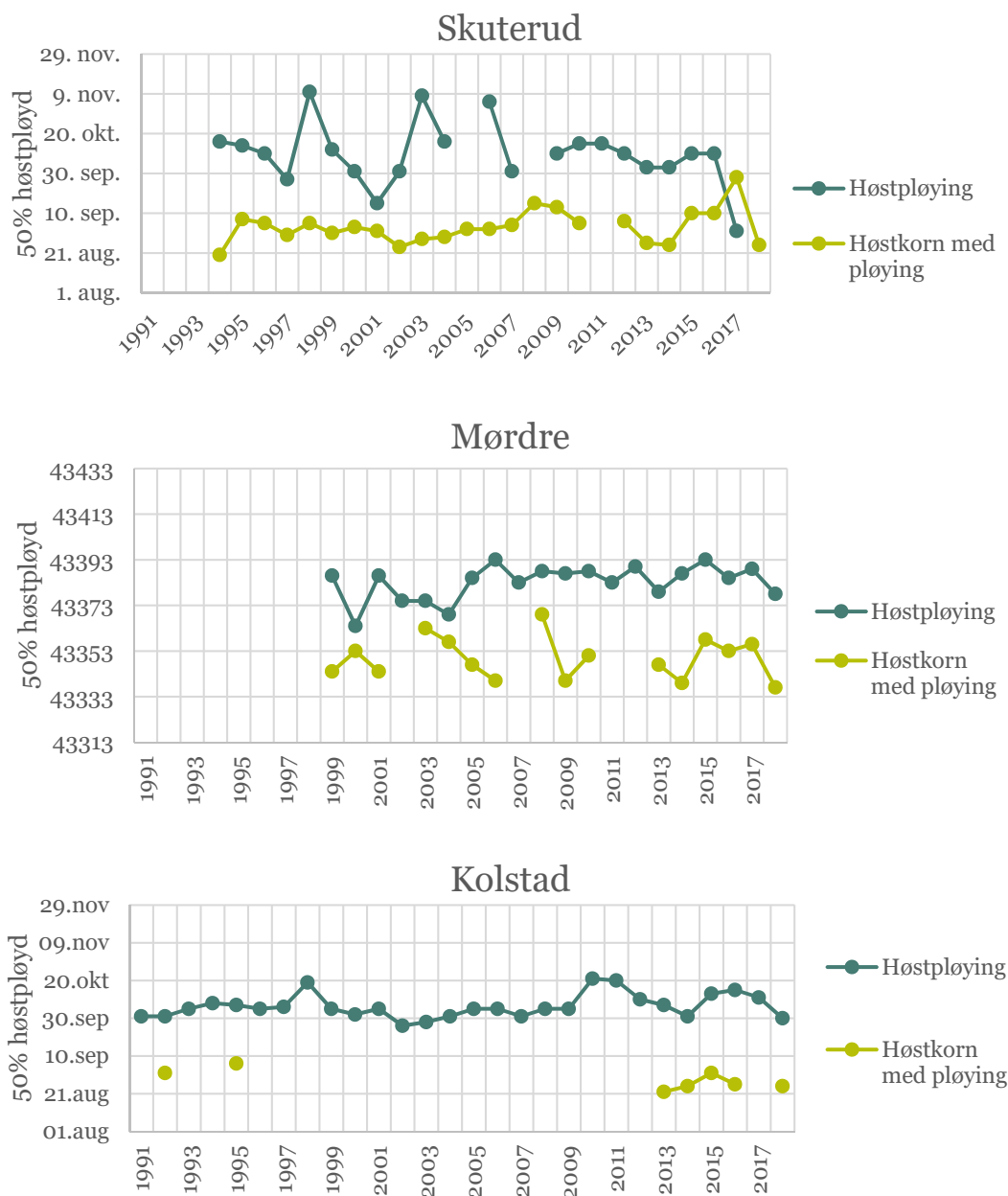
Figur 3.2. Forventet jordtap (jordarbeidingsindikator, kg/daa) i Skuterud, Mørdre og Kolstad. Indikatoren er beregnet med Agricat2 og dekker både flate- og drågerosjon (Kværnø m.fl. 2014).

Jordarbeidingsindikatoren er lav i Kolstad, noe som dels skyldes at det er lav erosjonsrisiko, men også at det er forholdsvis stor andel gras og at i gjennomsnitt 46 % av kornarealet har overvintret i stubb i nedbørfeltet (figur 3.1 og 3.2). Det har vært lite variasjon i jordarbeidingen fra år til år i nedbørfeltet. Ved lav erosjonsrisiko er det liten effekt av jordarbeiding og jordarbeidingsindikatoren viser liten variasjon (figur 3.2).

3.1.4 Tidspunkt for jordarbeiding

Tidspunktet for høstpløying har betydning for risiko for jord- og fosfortap. Dersom jorda pløyes tidlig på høsten er det en lang sesong med risiko for erosjon. Ved høstpløying til høstkorn blir det ofte pløyd tidlig i sesongen og det kan gi økt risiko for erosjon. Median-verdien for høstpløying til høstkorn i Skuterud varierer fra 21. august i 1994 til 28. september i 2017 (figur 3.3). Tilsvarende varierer medianen for høstpløying fra 1. september i 2017 til 10. november i 1998 forut for vårkorn i Skuterud. Enkelte år (2005 og 2008) i Skuterud er det ikke noe areal som er høstpløyd til vårkorn. I Mørdre er det flere år der det ikke er høstkorn og dermed mangler dato for høstpløying til høstkorn. For årene

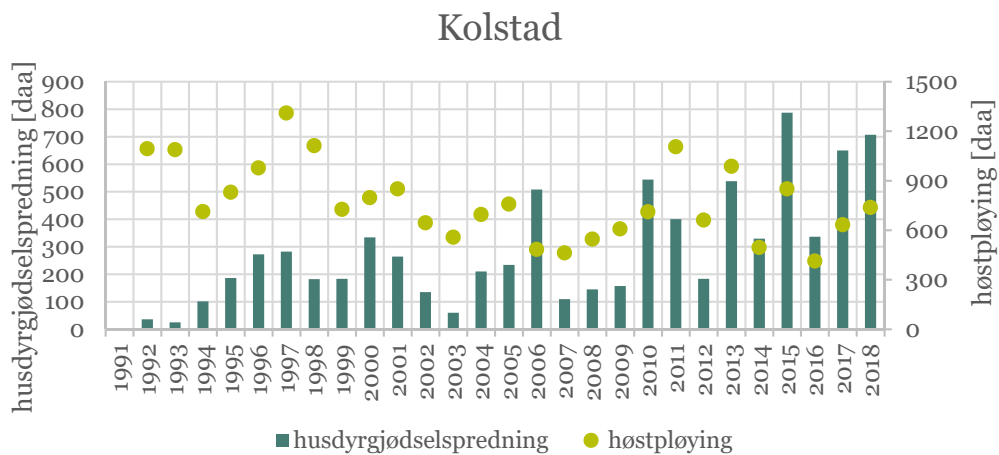
med høstkorn varierer median-verdien for høstpløying til høstkorn fra 20. august i 1994 til 26. september i 2008. For høstpløying til vårkorn varierer median-verdien fra 21. september til 20. oktober (figur 3.4). I Kolstad er det flere år uten høstkorn og median-verdiene for høstpløying til høstkorn er basert på meget små arealer. Median-verdien for dato for høstpløying til vårkorn i Kolstad varierer fra 26. september i 2002 til 21. oktober i 2010 (figur 3.4).



Figur 3.3. Dato for når 50% av høstpløyingen er gjennomført for hvert år i overvåkingsperiodene for Skuterud, Mørdre og Kolstad.

3.1.5 Spredning av husdyrgjødsel og jordarbeiding

En årsak til å velge høstpløying kan være behovet for nedmolding av husdyrgjødsel på høsten. Det gjelder særlig der det er mye husdyrgjødsel tilgjengelig. Det spres lite husdyrgjødsel i Skuterud og Mørdre. I Kolstad tilføres det mer husdyrgjødsel, men variasjoner i høstpløyd areal viser ikke sammenheng med nedmolding av husdyrgjødsel på høsten (figur 3.4).



Figur 3.4. Spredning av husdyrgjødsel og jordarbeiding

3.2 Vær, avrenning og erosivitet i nedbørfeltene

3.2.1 Temperatur og nedbør

De årlige gjennomsnittstemperaturene er høyest i Skuterud og lavest i Kolstad (tabell 3.2). Det samme gjelder for den gjennomsnittlige vintertemperaturen. I Skuterud er det flere år med gjennomsnittstemperaturer over null på vinteren (januar –mars), mens det i Mørdre kun er ett slikt år og i Kolstad er det ingen år der gjennomsnittstemperaturen på vinteren er over null (tabell 3.2). De mest ekstreme årene følger samme mønster som gjennomsnittstemperaturene.

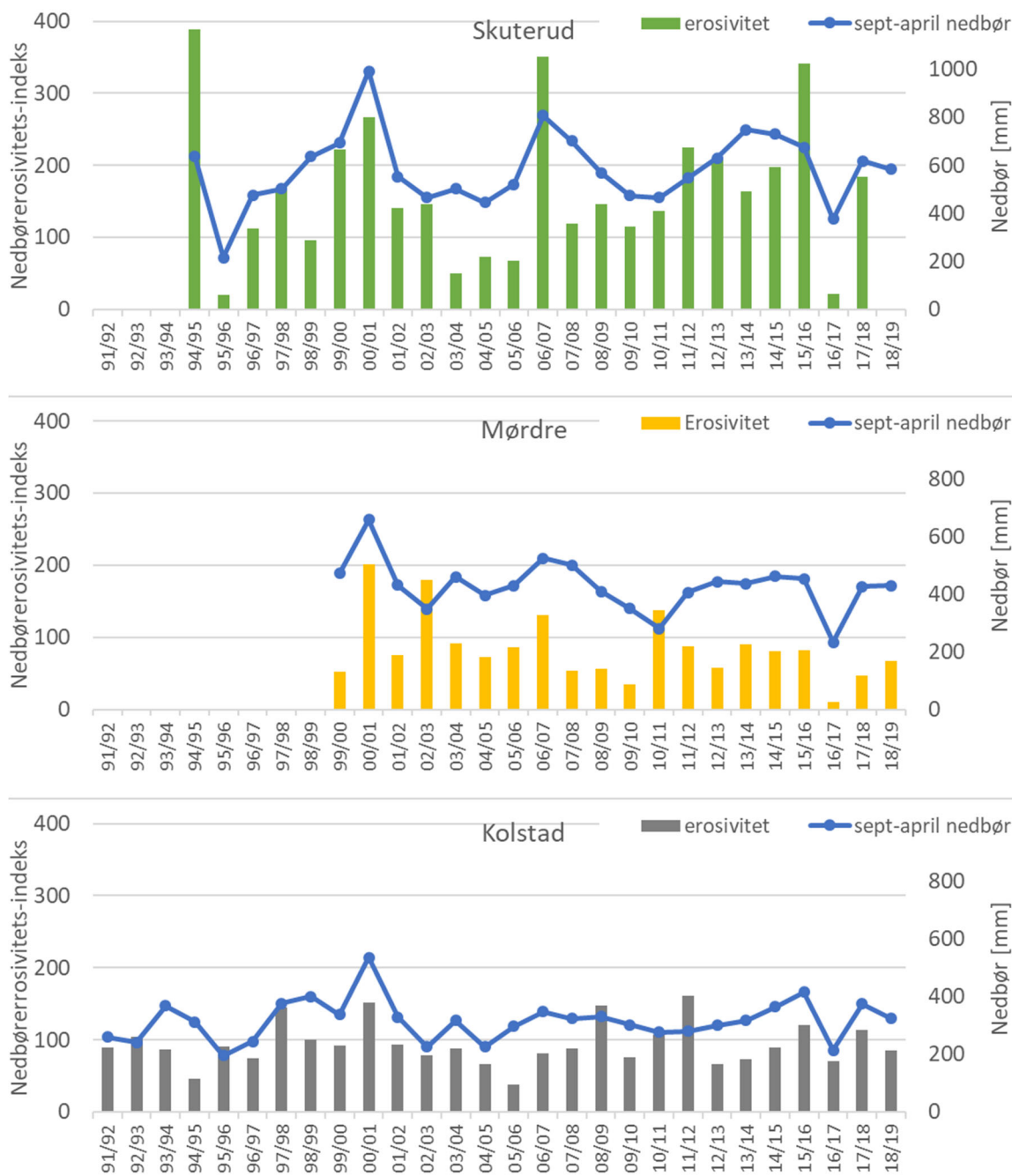
Gjennomsnittlig årlig nedbør er høyest i Skuterud og lavest i Kolstad (tabell 3.2). Det er større variasjon i årlig nedbørmengde i Skuterud enn i Mørdre og Kolstad.

Tabell 3.2. Årlige gjennomsnittstemperatur, gjennomsnittstemperatur for vinteren (januar-mars) og årsnedbør for Skuterud (itf_kl), Mørdre (van_kl) og Kolstad (kol).

År	Skuterud			Mørdre			Kolstad		
	Gjns. T år (°C)	Gjns. T jan.-mars (°C)	Årlig nedbør (mm)	Gjns. T år (°C)	Gjns. T jan.-mars (°C)	Årlig nedbør (mm)	Gjns. T år (°C)	Gjns. T jan.-mars (°C)	Årlig nedbør (mm)
91/92							4,4	-2,6	534
92/93							4,4	-2,8	635
93/94							2,1	-8,5	905
94/95	6,5	-1,8	802				4,1	-4,2	601
95/96	4,9	-4,8	461				2,4	-8,3	495
96/97	5,7	-0,9	688				3,3	-4,7	599
97/98	7,0	-0,1	750				5,0	-2,7	791
98/99	5,7	-1,7	937				3,7	-5,0	783
99/00	6,7	0,0	1012	5,3	-1,9	721	4,8	-2,8	661
00/01	6,1	-4,1	1306	5,9	-4,3	971	4,6	-6,4	1015
01/02	6,6	-0,2	811	5,4	-2,3	735	4,2	-4,7	702
02/03	5,6	-2,4	887	4,5	-3,8	726	3,5	-5,7	627
03/04	6,5	-1,7	841	5,5	-3,3	773	4,4	-4,6	760
04/05	6,8	-0,4	726	5,8	-1,7	717	4,6	-3,1	669
05/06	5,7	-4,5	797	4,7	-5,8	704	4,3	-5,3	640
06/07	8,2	-0,4	1091	7,2	-1,8	928	6,1	-3,2	730
07/08	7,0	1,2	1097	6,0	-0,1	786	5,1	-1,2	777
08/09	6,2	-2,7	973	5,6	-3,7	724	4,3	-4,8	782
09/10	5,0	-6,2	865	3,6	-8,3	616	3,9	-6,9	832
10/11	4,6	-3,8	817	3,3	-5,6	690	3,0	-7,0	764
11/12	7,1	-0,3	1060	6,0	-1,8	827	5,4	-2,6	841
12/13	4,9	-4,4	996	4,1	-5,6	854	3,1	-7,9	760
13/14	7,6	1,0	1083	6,9	0,2	710	6,2	-0,4	765
14/15	7,7	1,0	987	6,9	-0,2	727	6,0	-2,3	818
15/16	6,3	-2,0	1135	5,5	-3,1	795	4,6	-4,1	854
16/17	6,9	-0,3	711	6,3	-1,3	478	5,0	-3,7	567
17/18	5,9	-3,4	956	6,6	-2,7	553	3,7	-6,3	777
Gjns.	6,3	-1,8	908	5,3	-3,3	758	4,3	-4,5	729

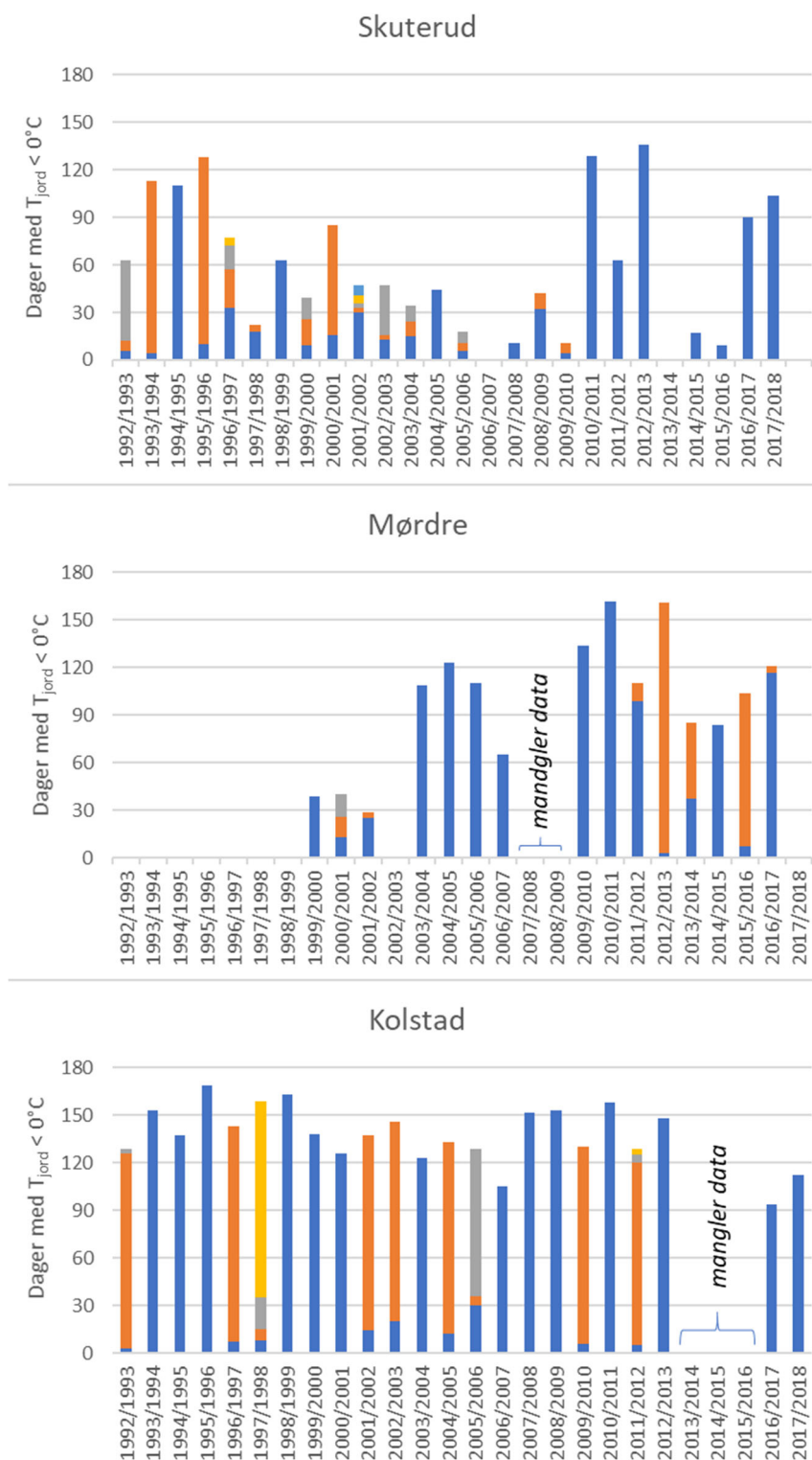
3.2.2 Nedbørens erosivitet

Nedbørens erosivitet er nedbørens evne til å forårsake erosjon på jordoverflaten forutsatt bar jord. Resultatene kan det være misvisende når man ser på vekstsesong med vegetasjonsdekke og den snødekte delen av vinterperioden og derfor har vi begrenset analysen til høst (september- november) og vår (mars-april). Figur 3.5 viser nedbørens erosivitet i Skuterud, Mørdre og Kolstad, beregnet for høst og vår og oppgitt for det tilhørende agrohydrologiske året (mai-mai).



Figur 3.5. Nedbørens erosivitet høst og vår og nedbør (mm) i Skuterud, Mørdre og Kolstad.

Nedbørens erosivitet er størst i Skuterud og minst i Kolstad (figur 3.5). Erosiviteten i de tre nedbørfeltene viser ikke samme mønster. I Skuterud har nedbøren særlig stor erosivitet i årene 1994/1995, 2006/2007 og 2015/2016. I Mørdre har nedbøren størst erosivitet i 2000/2001 og 2002/2003, men det er mindre forskjeller mellom år. I Kolstad er nedbørens erosivitet mindre, særlig i 1994/1995 og 2005/2006.



Figur 3.6. Antall dager med jordtemperatur (T_{jord}) under $0^{\circ}C$ i 10 cm jorddybde. De ulike fargene viser lengden på hver enkelt frost episode.

3.2.3 Jordtemperatur

Antall dager med temperaturer under null grader har betydning for erosjonsprosessen. Fryse-tine-prosesser er en av de prosessene som øker erosjonsrisikoen (Ferrick & Gatto, 2005; Henry, 2007), særlig på våren når jorda tiner (Chow et al., 2000). Generelt, forårsaker fryse-tine-perioder redusert aggregatstabilitet og aggregatstabiliteten reduseres med økende antall fryse-tine episoder (e.g.: Kværnø & Øygarden, 2006). Lengden av fryse-tine episoder har også betydning (bl.a. Henry, 2007) og dessuten kan lengden av perioden med konstant frossen jord påvirke avrenning og jordtap (Edwards & Burney, 1989).

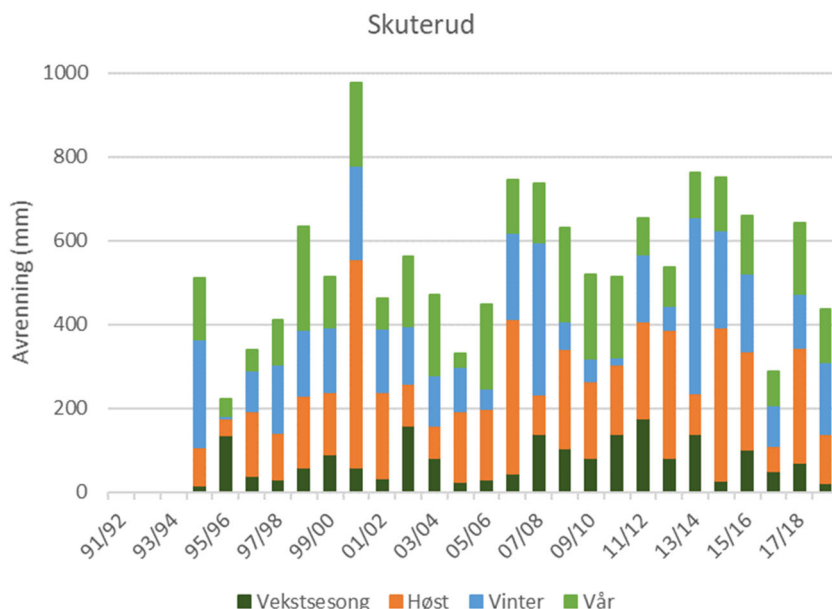
I Skuterud er det i gjennomsnitt færre dager med jordtemperaturer under null grader i overvåkingsperioden enn i Mørdre som igjen har færre dager enn i Kolstad. I Kolstad er det mer enn 100 dager med jordtemperaturer under null grader i alle unntatt et år.

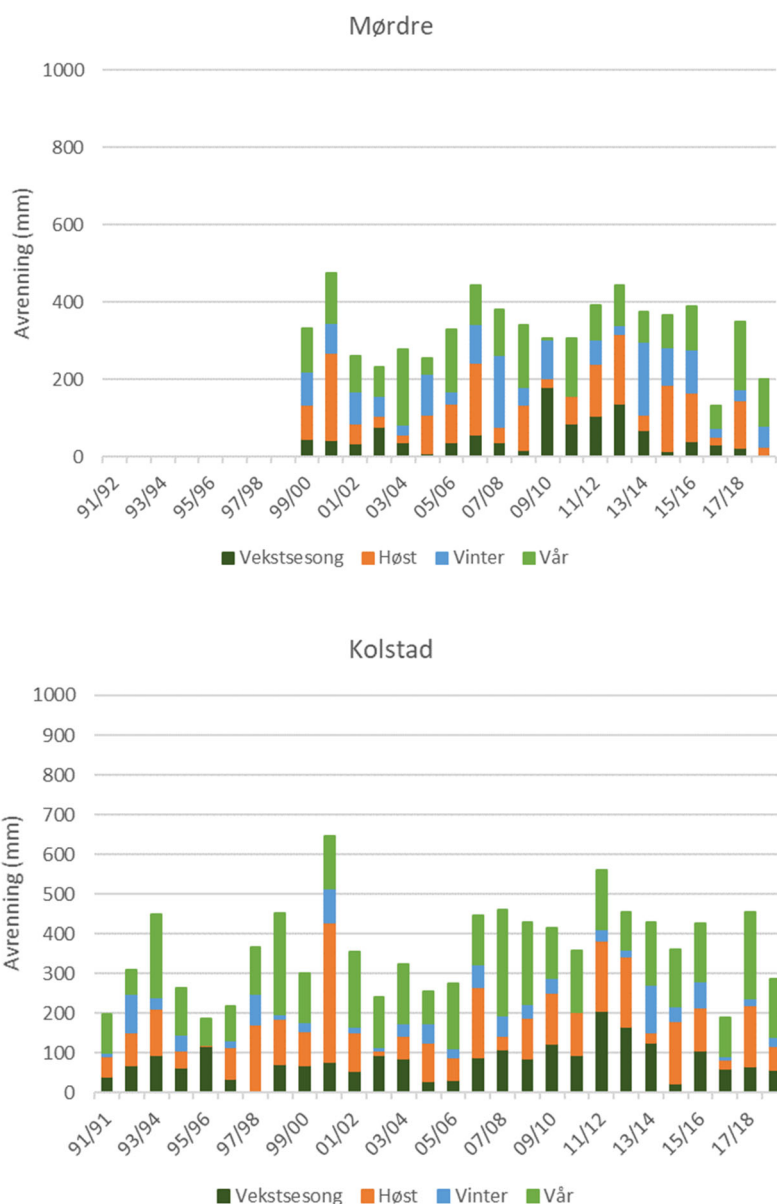
3.2.4 Avrenning

I Mørdre og Skuterud utgjør avrenningen i vekstsesongen (mai-august) kun 15 % av årets totalavrenning. For øvrig er avrenningen i Skuterud forholdsvis jevnt fordelt på ulike sesonger. Det er i gjennomsnitt mer avrenning på høsten sammenlignet med sommeren, og det er vinteravrenningen som varierer mest mellom år (figur 3.7). Det var mye avrenning høsten 2000, men også høsten 2006 og 2014 var det mye avrenning.

I Mørdre er avrenningen også forholdsvis jevnt fordelt på ulike sesonger, men her er det i gjennomsnitt litt mer avrenning på våren sammenlignet med høsten (figur 3.7). Det er stor variasjon i avrenningen om høsten og vinteren mellom år.

Kolstad har vinterklima med forholdsvis stabilt snødekke om vinteren og lite avrenning (10% i desember-februar) og mye avrenning i snøsmeltingen (40% i mars-april) (figur 3.7).





Figur 3.7. Avrenning (mm) fra Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad fordelt på sesonger. Vekstsesong: mai-august; Høst: september-november; Vinter: desember-februar; Vår: mars-april.

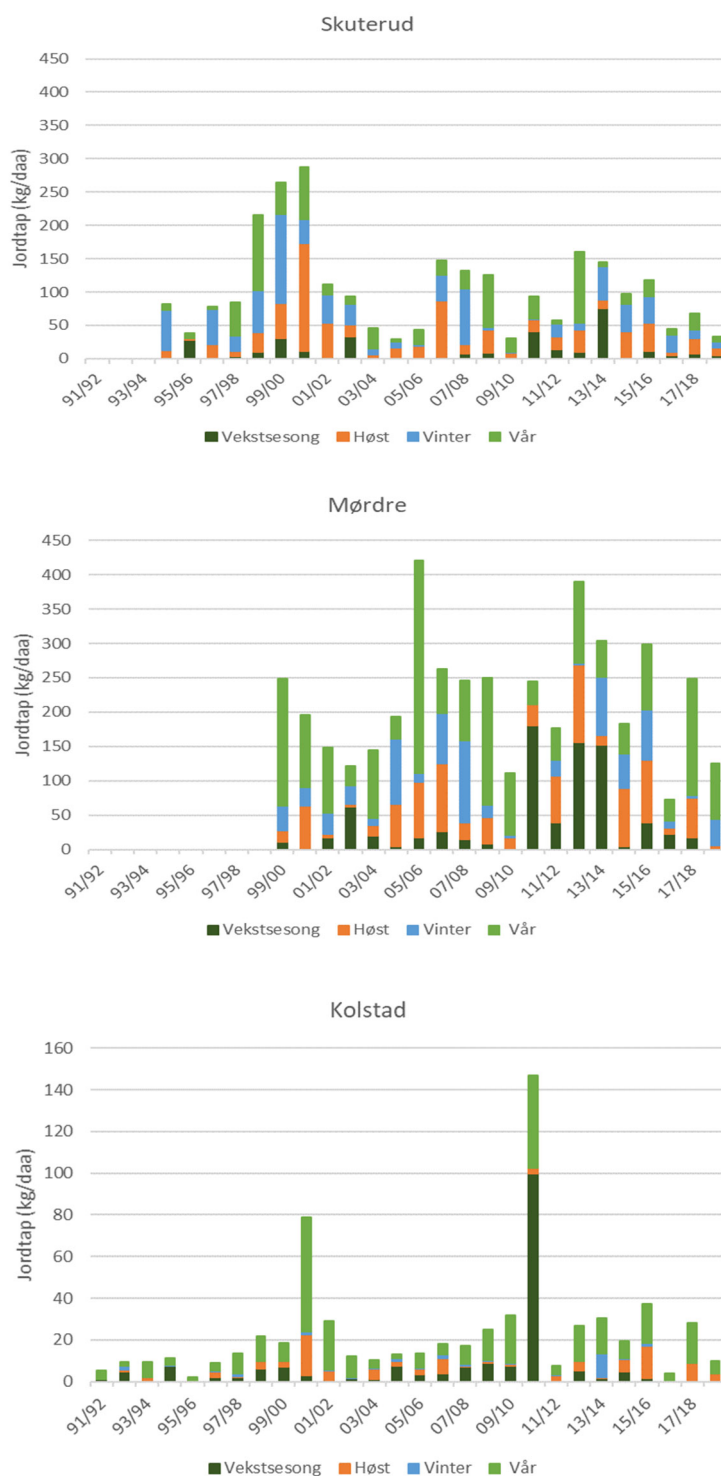
3.3 Tap av jord og fosfor

De målte jordtapene er i gjennomsnitt for overvåkingsperiodene høyere i Mørdre (219 kg/daa) enn i Skuterud (153 kg/daa) og Kolstad (24 kg/daa) (figur 3.8). I følge de nye erosjonsrisikokartene er risiko for flateerosjon forholdsvis lav i Mørdre, men en del av jorda er bakkeplanert og det er lange hellinger ned mot bekken. Mørdre ligger i et ravinlandskap hvor det inn imellom skjer utglidninger eller ras ut i bekken. Det kan bidra til høye jordtap i nedbørfeltet. Dessuten kan også erosjon i dråg være medvirkende til at det måles høye jordtap. Mørdre har også høye fosfortap, mest i form av partikkelbundet fosfor.

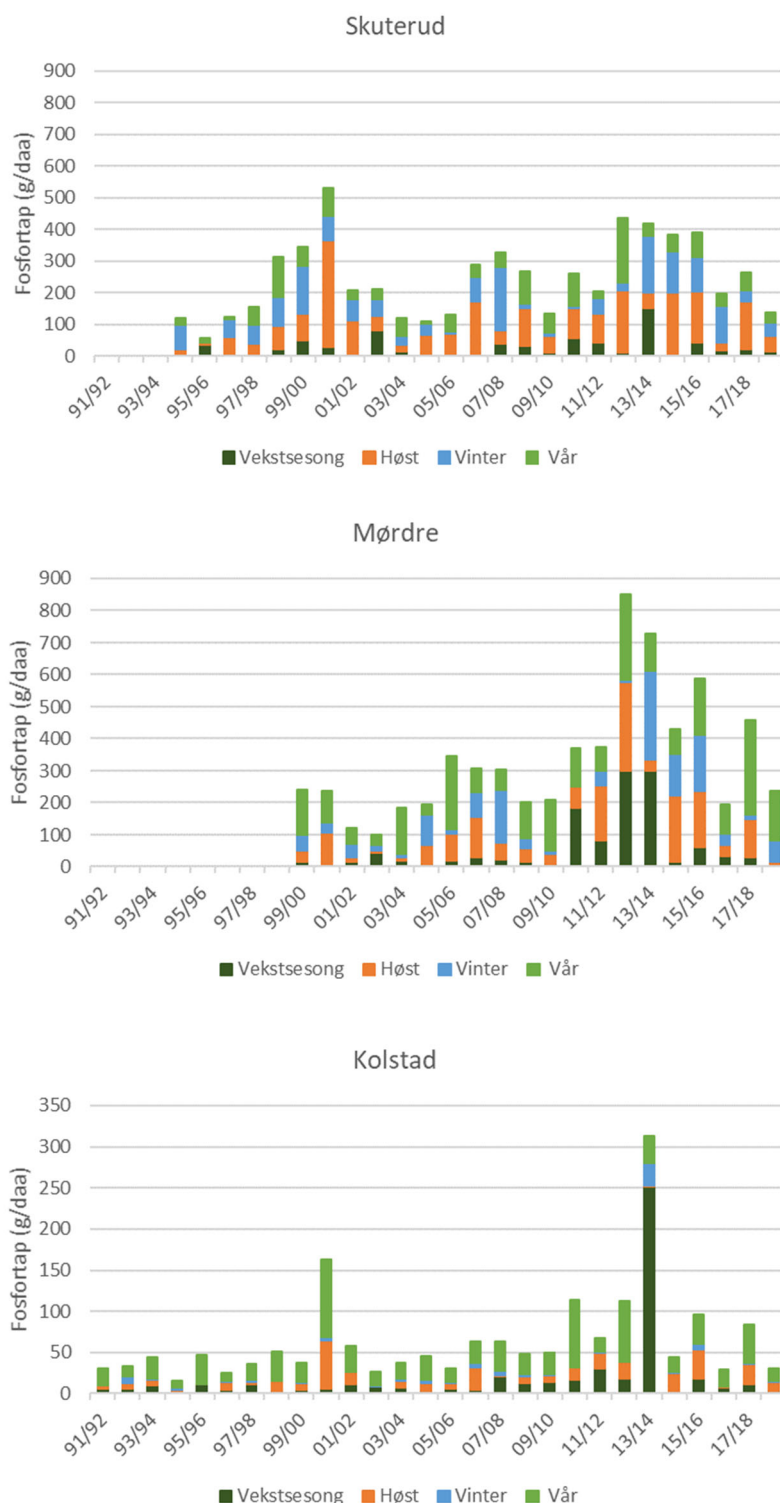
De målte tapene av jord og fosfor fra Skuterud har variert mye fra år til år (figur 3.9). Fra 2012/2013 til 2015/2016 var det særlig høye tap. Som for Mørdre og Kolstad bidrar tapene under snøsmeltingen om

våren generelt mye til de totale årlige tapene av jord og fosfor i Skuterud, men også avrenning på høsten bidrar vesentlig til tap av jord og fosfor i Skuterud.

Tapene av jord og fosfor i Kolstad er lave sammenliknet med Skuterud og Mørdre. Dette skyldes i hovedsak en jordtype med lite overflateavrenning og lite makroporetransport. Dette fører til infiltrasjon og transport av vann gjennom jorda, med lite løsrivelse og transport av partikler. Veletablerte vegetasjonssoner langs bekken, samt et betydelig innslag av eng (figur 3.2) bidrar også til lave jord- og fosfortap i Kolstad.



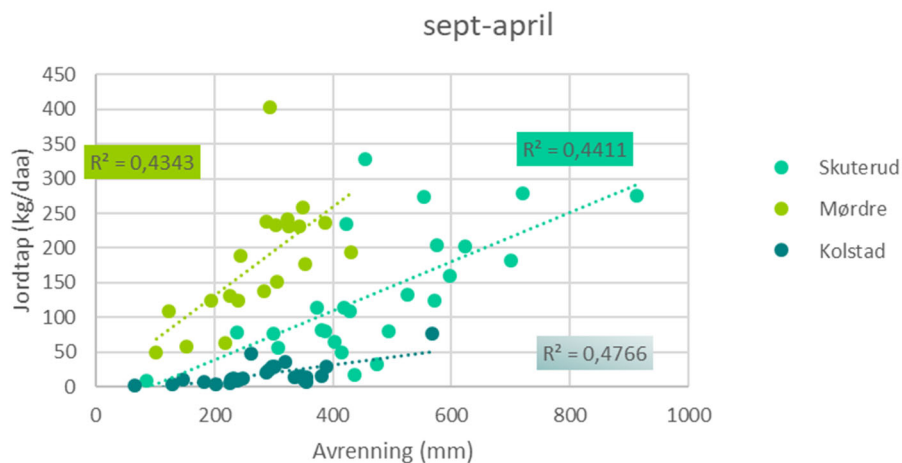
Figur 3.8. Jordtap (kg/daa jordbruksareal) fra Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad fordelt på sesonger. Vekstsesong: mai-august; Høst: september-november; Vinter: desember-februar; Vår: mars-april. Merk ulik skala for Kolstad



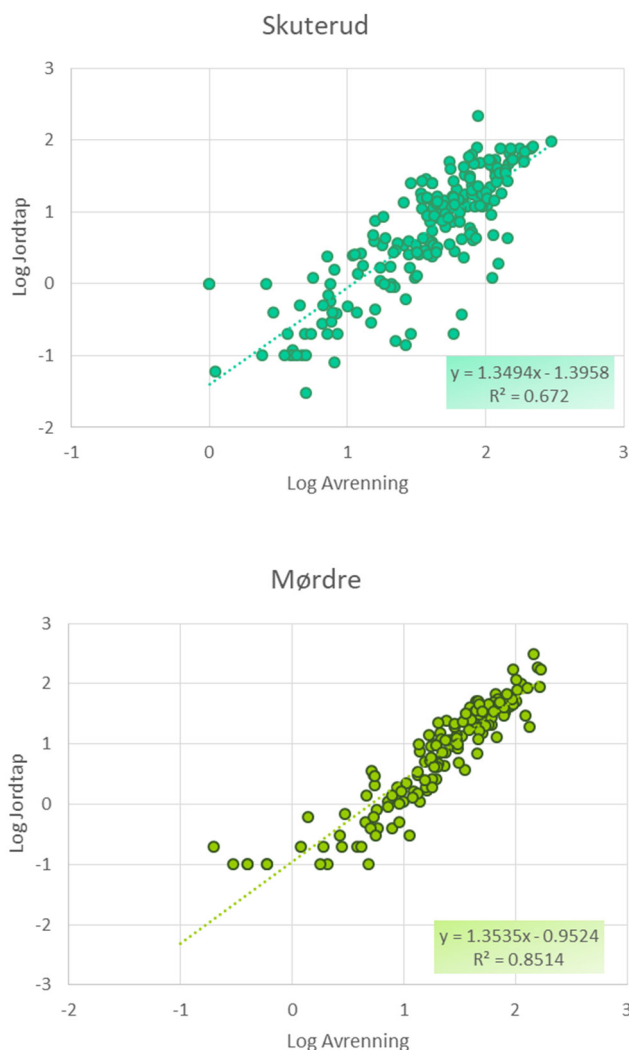
Figur 3.9. Fosfortap (kg/daa jordbruksareal) fra Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad fordelt på sesonger. Vekstsesong: mai-august; Høst: september-november; Vinter: desember-februar; Vår: mars-april. **MerK ulik skala for Kolstad**

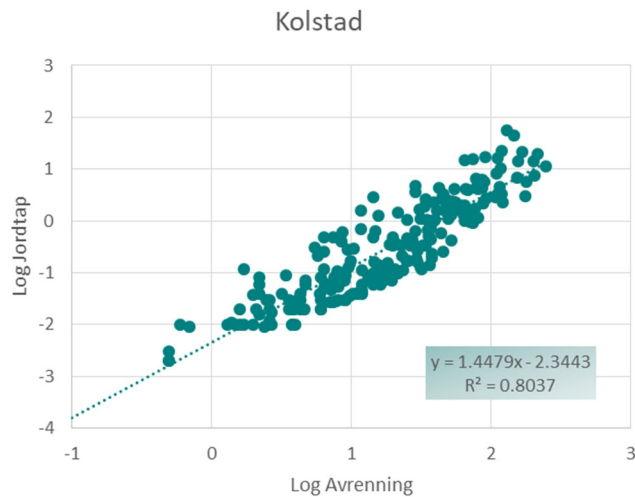
Jordtapene er et resultat av mange samvirkende forhold og egenskaper til feltene; vær, vekstvalg/jordarbeiding, miljøtiltak, jordegenskaper og topografi. Mørdre har f.eks. høye jordtap på tross av forholdsvis lav avrenning (figur 3.10). For hvert enkelt nedbørfelt er det en tendens til at år med høy avrenning fører til store jordtap, men det er stor spredning og sammenhengen mellom

avrenning og jordtap er ikke entydig (figur 3.10). Ved høy avrenning over 500 mm i perioden september-april i Skuterud er det meget stor variasjon i jordtapene, mens år med under 500 mm avrenning i september-april har lave jordtap (figur 3.10), noe som tyder på at en avrenningsmengde på over 500 mm har en vesentlig betydning i dette feltet.



Figur 3.10. Sammenheng mellom avrenning og jordtap i Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad (september-april).

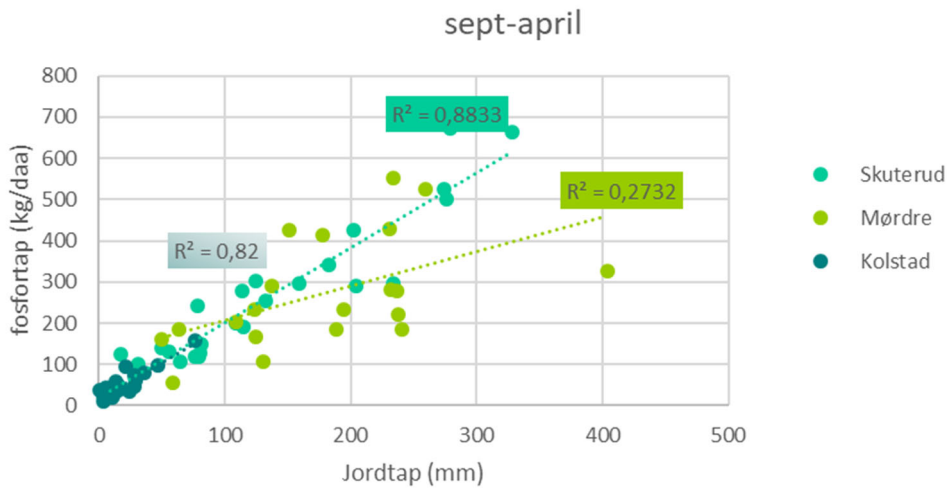




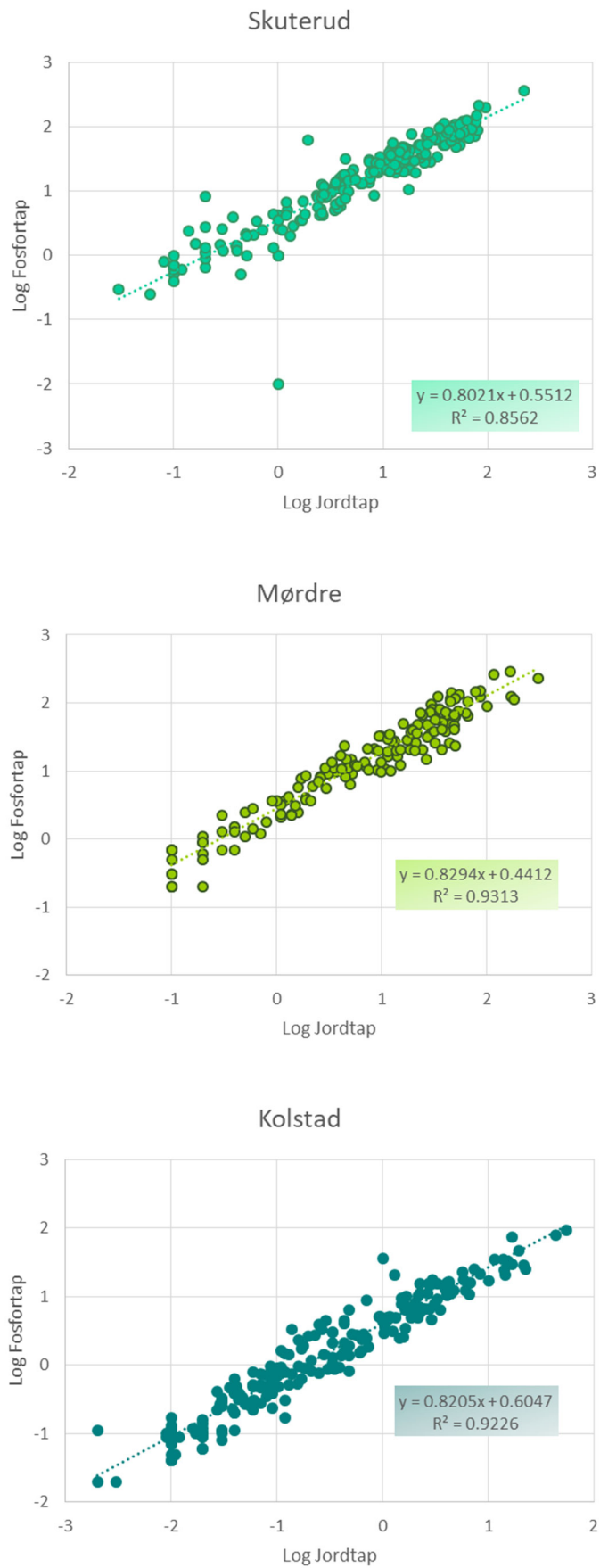
Figur 3.11. Sammenheng mellom månedlig avrenning (log) og jordtap (log) i Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad (sept-april)

Det er god sammenheng mellom avrenning og jordtap (log-log; $p \leq 0,05$) (figur 3.11). Avrenningen (log) forklarer mellom 67 og 85 % av variasjonen i jordtap (log).

Hellingen på log-log-linjen for alle tre nedbørfelt er > 1 , noe som tyder på at jordtapet øker raskere enn avrenningen. En fordobling av avrenningen vil gi mer enn en fordobling av jordtapet.



Figur 3.12. Sammenheng mellom jord- og fosfortap i Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad (Sept-april)



Figur 3.13 Sammenheng mellom månedlig jordtap (log) og fosfortap (log) i Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad (Sept-april)

Det er god sammenheng mellom fosfortap og jordtap (log-log; $p \leq 0,05$) (figur 3.12). Jordtapet (log) forklarer mellom 86 og 93 % av variasjonen i fosfortap (log).

Hellingen på log-log-linjen for alle tre nedbørfelt er < 1 , noe som tyder på at fosfortapet øker saktere enn jordtapet. Det kan tolkes slik at ved store jordtap er det kilder med lavere fosforinnhold som bidrar, f.eks. bekkeskrenter eller undergrunnsjord.

I gjennomsnitt utgjør fosfortapet 1,9 promille av jordtapet i Skuterud. Tilsvarende i Mørdre og Kolstad utgjør fosfortapet 1,5 og 2,7 promille.

Det er stort sett god sammenheng mellom jord- og fosfortap i Skuterud og Kolstad (figur 3.13) noe som betyr at fosfor i stor grad transporteres med partikler i forbindelse med erosjon. For Mørdre er det noe spredning i resultatene, noe som betyr at andre faktorer enn jordtapet har betydning for fosfortapet. Ulik grad av erosjon i dråg og bekkeskrenter kan være en årsak til at det er større variasjon i fosforinnholdet i partiklene i Mørdre enn i Skuterud.

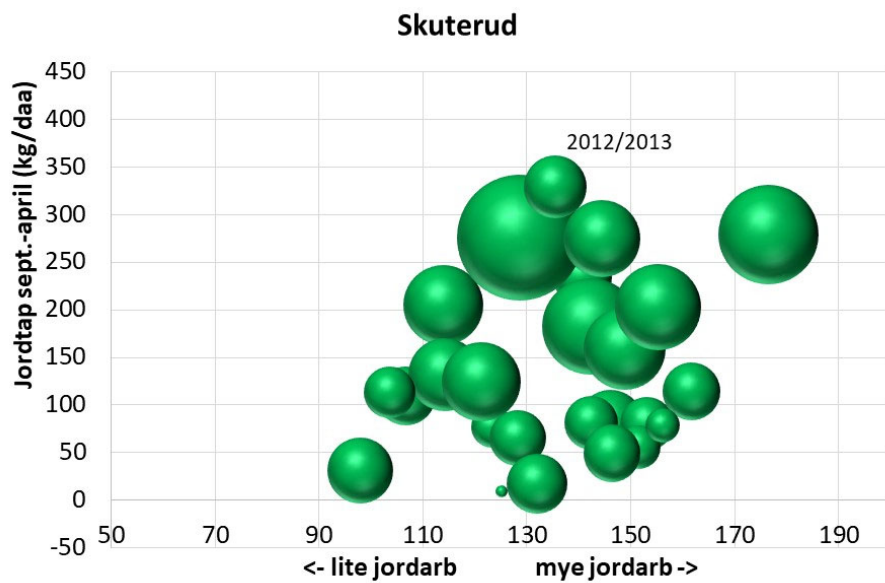
3.4 Effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap

3.4.1 Skuterud

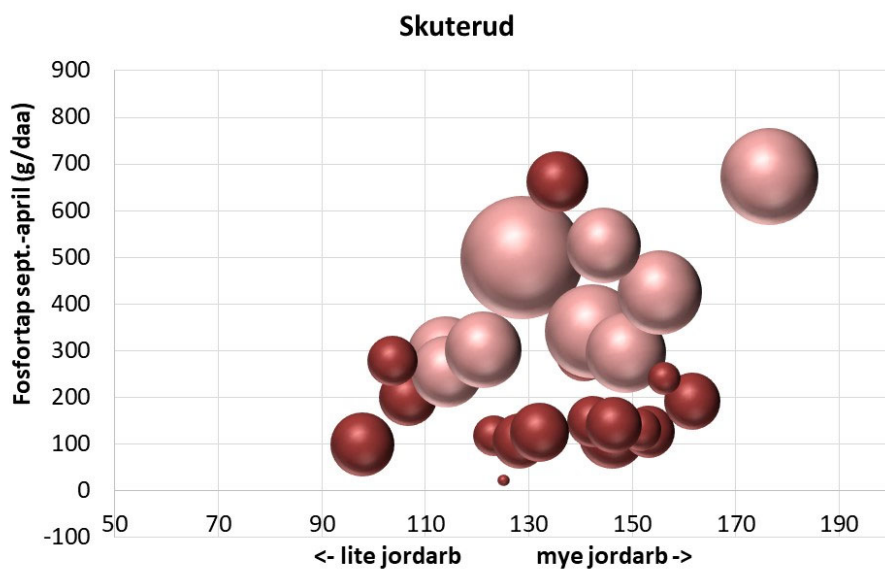
For Skuterud er det ikke signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og jordtap fra nedbørfeltet i perioden september-april (figur 3.14). For fosfor er det heller ikke signifikant sammenheng for hele datasettet (figur 3.15), men derimot er det signifikant ($p=0,025$) sammenheng dersom en kun ser på årene med høy avrenning (>500 mm i september-april) (figur 3.15).

Jord- og fosfortap i et nedbørfelt påvirkes av mange faktorer som bidrar til å tilsløre effekten av jordarbeiding. Temperatur, nedbør og avrenning er viktige faktorer og særlig i forbindelse med vinterforhold kan været være avgjørende for hvor store jord- og fosfortapene blir det enkelte år. Jordtap kan skje ved erosjon fra andre kilder i nedbørfeltet, f.eks. bekkeløpet, skogsområder og byggeaktiviteter; slike hendelser bidrar til å forstyrre sammenhengen mellom jordarbeiding og jordtap. Erosjon utenom dyrka jord vil i mindre grad påvirke fosfortapet fordi fosforinnholdet er lavere i den jorda som ikke dyrkes. Det kan forklare at det er bedre sammenheng mellom jordarbeiding og fosfortap. Basert på ruteforsøk er det forventet en større effekt av jordarbeiding ved høy avrenning, noe som kan bidra til å forklare at det er signifikant effekt av jordarbeiding på fosfortap ved høy avrenning. I et endret klima med mer nedbør vil det derfor kunne forventes større og tydeligere effekt av jordarbeidingstiltakene.

År med høy avrenning (store bobler i figur 3.14) har generelt store jordtap, men enkelte år har lite avrenning og likevel høye jordtap i forhold til jordarbeidingen (figur 3.14). I 2012/2013 skjedde 66 % av årets jordtap i april 2013 på grunn av en episode 18. april med regn på frossen jord, noe som førte til store årlige jordtap på tross av at totalavrenningen på årsbasis ikke var blant de største og arealet som var jordarbeidet om høsten var omtrent som gjennomsnittet.

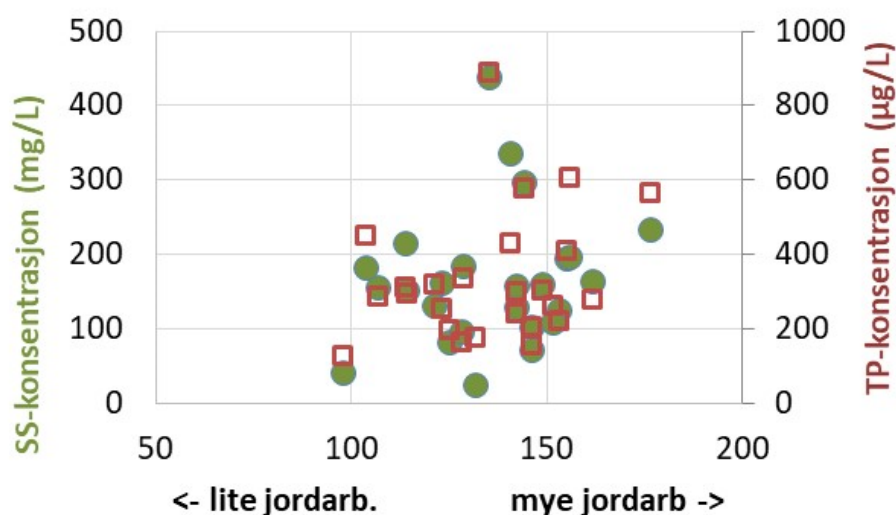


Figur 3.14. Jordtap (kg/daa jordbruksareal) i forhold til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding). Boblestørrelsen viser relativ avrenningsmengde. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 70 og alt areal høstpløyd med høstkorn svarer til 231.



Figur 3.15. Årlige tap av totalfosfor (kg/daa jordbruksareal) i forhold til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding). Boblestørrelsen viser avrenningsmengden hvert år; rosa bobler over 500 mm avrenning. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 70 og alt areal høstpløyd med høstkorn svarer til 231.

Som for jord- og fosfortap er jordarbeidingseffekten på konsentrasjoner totalfosfor signifikant ($p=0,048$), mens den ikke er signifikant for suspendert stoff (figur 3.16). Det er stor variasjon i konsentrasjonene av både suspendert stoff og totalfosfor og det er tydelig at andre faktorer enn jordarbeiding har stor betydning for konsentrasjonene i Skuterud.

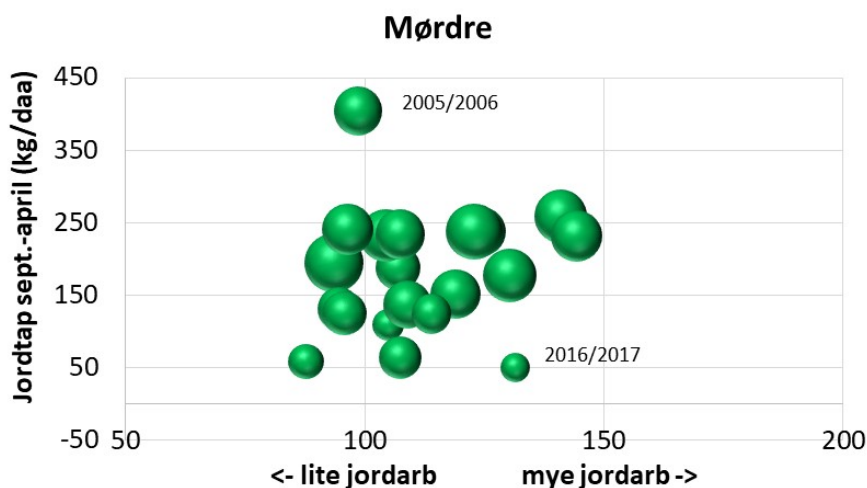


Figur 3.16. Vannføringsveide konsentrasjoner av suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) for perioden sept.-april i relasjon til jordarbeidingsindikatoren (lite-mye jordarbeiding) i Skuterud. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 70 og alt areal høstpløyd med høstkorn svarer til 231.

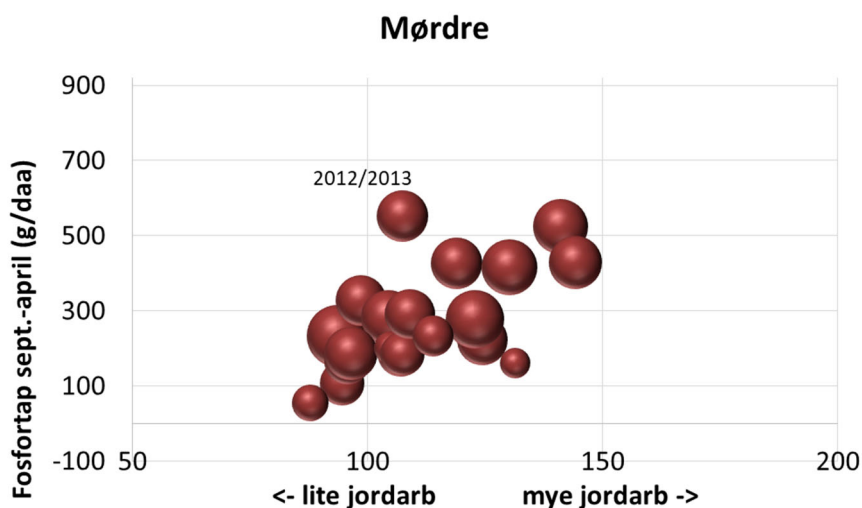
3.4.2 Mørdre

For Mørdre er det ikke signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og jordtap fra nedbørfeltet i perioden september-april (figur 3.17). For fosfor er det derimot en signifikant sammenheng som viser at jordarbeiding om høsten gir økte tap av totalfosfor i bekken høst, vinter og vår (figur 3.18).

For jordtap er det særlig to år som skiller seg ut i figur 3.17 med hhv. større (2005-2006) og mindre (2016-2017) jordtap enn forventet i forhold til jordarbeidingen. I 2016-2017 var det lite avrenning (det minste som er målt) noe som kan forklare det meget lave jordtapet dette året på tross av forholdsvis mye jordarbeiding høsten 2016. I 2005-2006, derimot, var det mye avrenning, særlig i november og april, og det var store jordtap på tross av forholdsvis lite jordarbeiding. Mye avrenning (147 mm) i april skyldes at det var en stabil vinter og deretter en snøsmeltingsepisode som strakte seg fra siste uke i mars og hele april. Det førte til at april 2006 hadde de største jordtapene som er målt på en måned (309 kg/daa) på tross av at om lag halvparten av jordbruksarealet overvintret i stubb. Det store jordtapet ble ikke fulgt av tilsvarende høyt fosfortap (figur 3.18) noe som kan tyde på at jordtapet ikke først og fremst skjedde som flateerosjon på jordbruksarealene. Andre kilder, f.eks. bekkeerosjon kan ha vært dominerende i denne episoden.

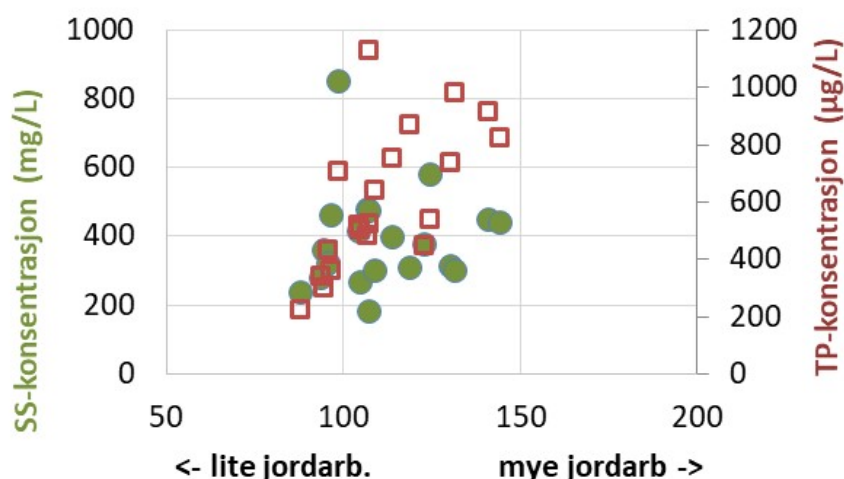


Figur 3.17. Jordtap (kg/daa for sept.-april) i forhold til jordarbeidingsindikatoren (lite-mye jordarbeiding) i Mørdre. Boblestørrelsen viser avrenningsmengden. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 55 og alt areal høstpløyd svarer til 148.



Figur 3.18. Fosfortap (g/daa for sept.-april) i forhold til jordarbeidingsindikatoren (lite-mye jordarbeiding) i Mørdre. Boblestørrelsen viser avrenningsmengden. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 55 og alt areal høstpløyd svarer til 148.

Det er ofte god sammenheng mellom jord- og fosfortap i kornområder, men i Mørdre er denne sammenheng svakere (figur 3.12), noe som tyder på at det er ulike kilder og/eller prosesser som fører til tap av jord og av fosfor. For fosfor skiller 2012/2013 seg ut med høyere tap i perioden sept.-april enn forventet ut fra arealet med jordarbeiding på høsten. Jordtapene er ikke tilsvarende høye. Det er ukjent hva som bidrar til de høye fosfortapene for 2012/2013. Fosfor kan tapes som partikkelbundet eller som løst fosfat. Gjødsling eller bidrag fra spredt avløp kan bidra til økte tap av løst fosfat. I 2012 ble det gjødslet med 1,6 kg P/daa i gjennomsnitt for nedbørfeltet, mens gjennomsnitt for alle år er på 2,1 kg P/daa. Undersøkelser viser at spredt avløp kan bidra med opp til 6 % av det årlige fosfortapet i Mørdre (Withers m. fl. 2012). Det ser derfor ikke ut til at hverken gjødsling eller spredt avløp kan forklare de høye fosfortapene 2012/2013. Selektive erosjonsprosesser kan bidra med mer fosforrike partikler fra flateerosjon på arealer med høyt fosforinnhold. Analyseresultatene viser at partikkelbundet fosfor utgjorde mesteparten av fosfortapet det året. I 2016/2017 var det lite avrenning og det ble lave tap av både jord og fosfor.

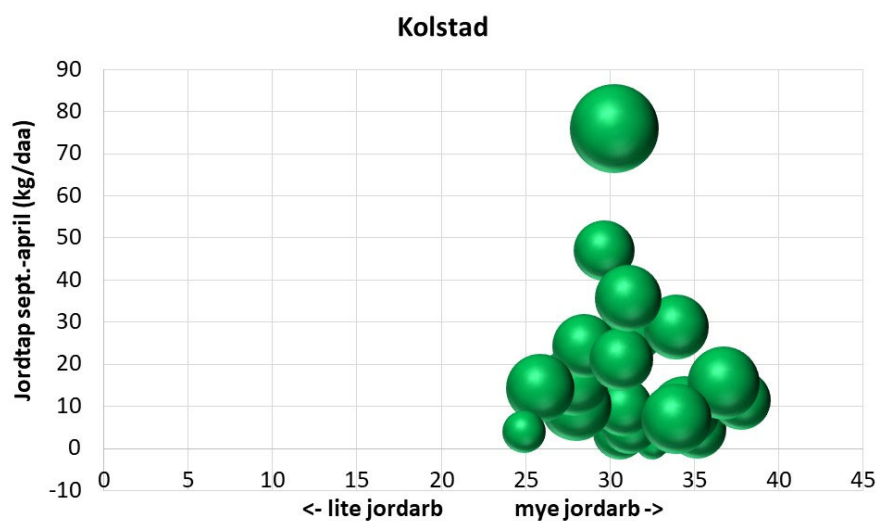


Figur 3.19. Vannføringsveide konsentrasjoner av suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) for perioden sept.-april i relasjon til jordarbeidingsindikatoren (lite-mye jordarbeiding) i Mørdre. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 55 og alt areal høstpløyd svarer til 148.

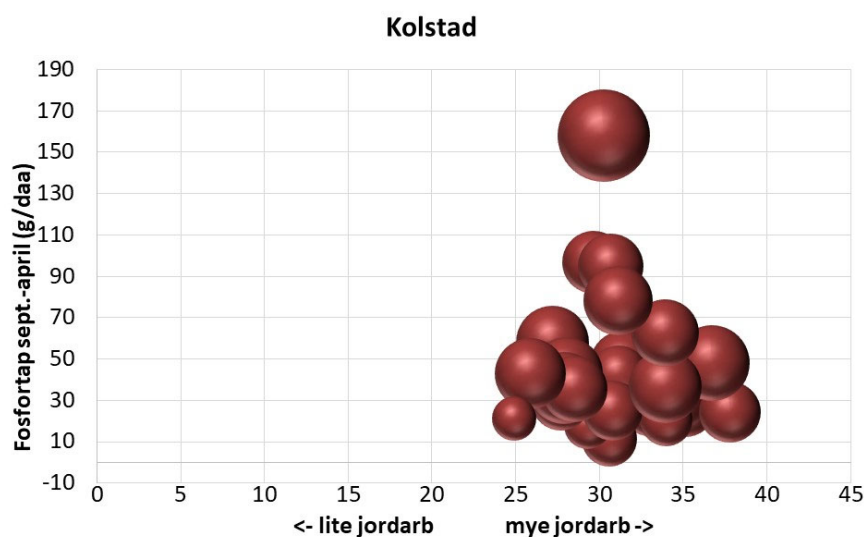
Effekten av jordarbeiding om høsten på konsentrasjonen av suspendert stoff og totalfosfor i Mørdre er vist i figur 3.19. Det er stor spredning i konsentrasjonene for hvert år, noe som blant annet skyldes forskjeller i været, f.eks. temperatur, vannmetning, fryse-tine-episoder. Fosforkonsentrasjonen viser likevel en signifikant ($p=0,0016$) sammenheng med jordarbeiding om høsten. Konsentrasjonen av suspendert stoff viser derimot tilsvarende som for jordtapet, ikke tydelig sammenheng med jordarbeidingen. Det er to ulike år som har høye konsentrasjoner av suspendert stoff og fosfor. De tilsvarer årene med høye tap. For suspendert stoff er det 2005/2006 og for fosfor 2012/2013. Disse årene er diskutert over.

3.4.3 Kolstad

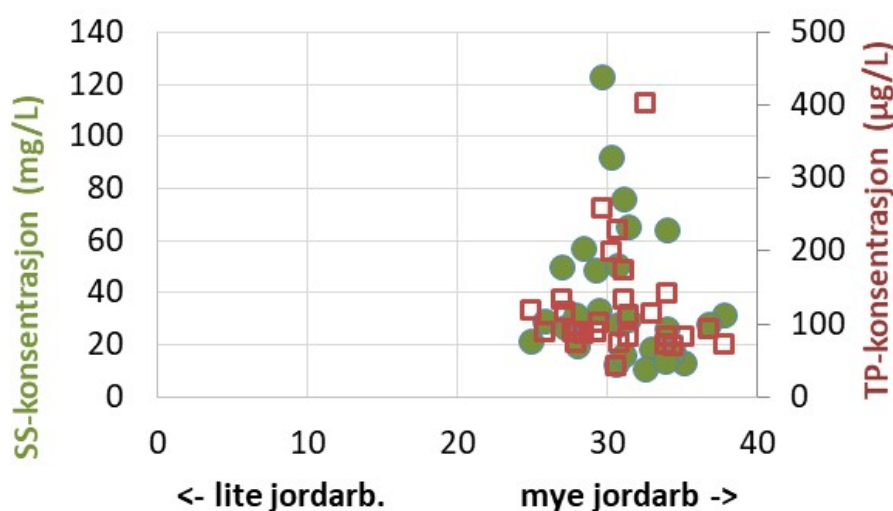
I Kolstad er det lav erosjonsrisiko. Det er i tillegg liten variasjon i jordarbeiding mellom år og derfor er effekten av jordarbeiding vanskelig å identifisere. Figur 3.20 viser ingen sammenheng mellom jordarbeiding og jord- og fosfortap. Tilsvarende gjelder for konsentrasjoner av jord og fosfor. Den manglende effekten av jordarbeiding henger sammen med at det generelt er lave jord- og fosfortap i Kolstad og tiltakseffekten derfor er liten (tabell 2.2).



Figur 3.20. Jordtap (kg/daa for sept.-april) i forhold til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding) i Kolstad. Boblestørrelsen viser avrenningsmengden. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 22 og alt areal høstpløyd svarer til 49.



Figur 3.21. Fosfortap (g/daa for sept.-april) i forhold til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding) i Kolstad. Boblestørrelsen viser avrenningsmengden. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 22 og alt areal høstpløyd svarer til 49.



Figur 3.22. Vannføringsveide konsentrasjoner av suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) for perioden sept.-april i relasjon til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding) i Kolstad. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb svarer til 22 og alt areal høstpløyd svarer til 49.

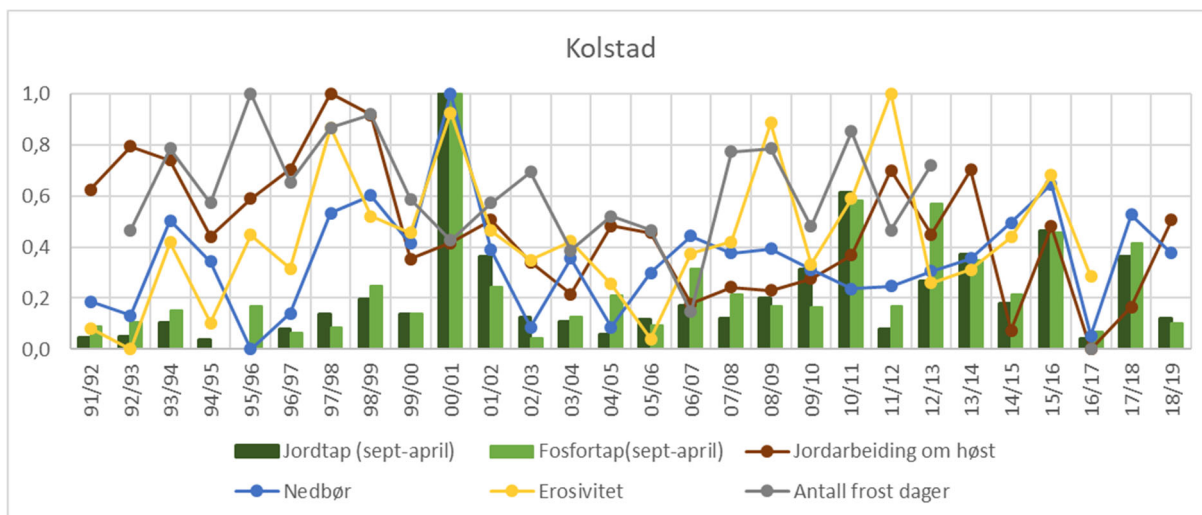
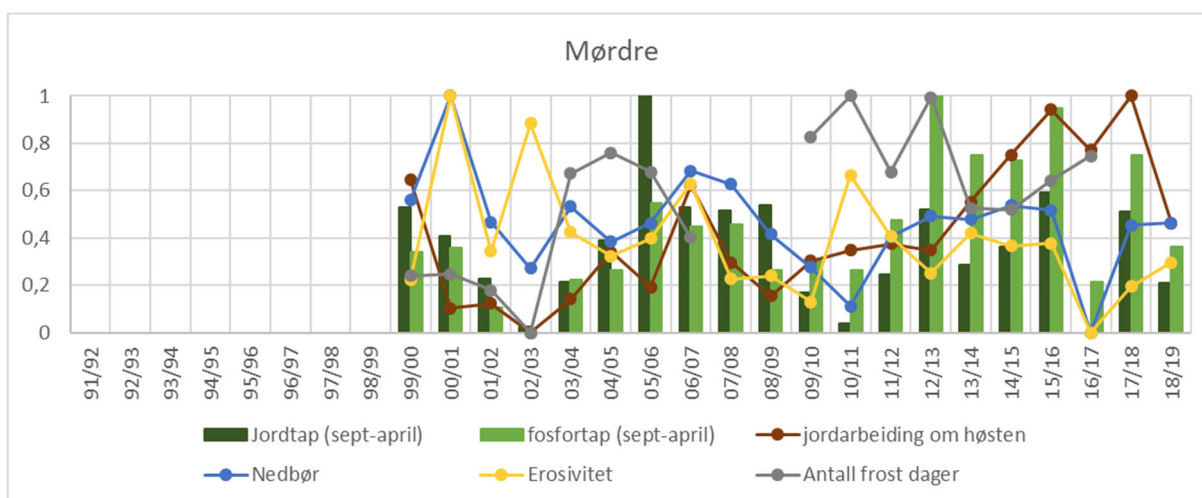
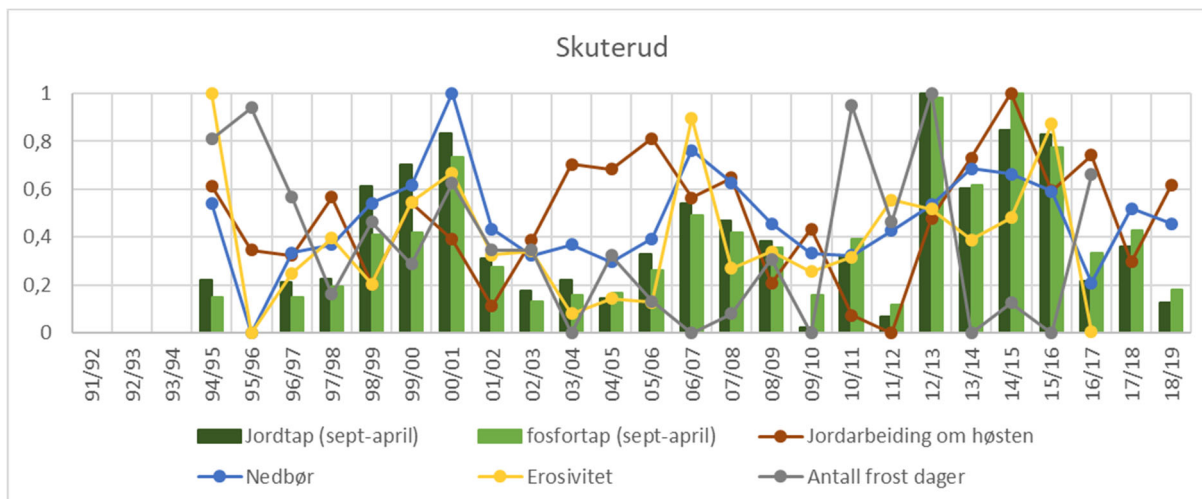
3.5 Regresjonsanalyser

En regresjonsanalyse viser hvor mye av variasjonen i jord- og fosfortap som kan forklares med de enkelte forklaringsvariable (tabell 3.3). Regresjonsanalysen viser at det ikke er en enkel sterk sammenheng mellom jord- og fosfortap og noen av forklaringsvariablene i figur 3.23, men at nedbør er en viktig forklaringsvariabel for jordtap i alle tre nedbørfelt. I Skuterud, kan 57 % av variasjonen i jordtap (september-april) og 46 % av variasjonen i fosfortap (september-april) forklares med variasjon i nedbør (tabell 3.3). Tilsvarende for Kolstad forklares hhv. 44 % og 35 % av variasjonen med nedbørmengden. I Mørdre kan 50 % av variasjonen i jordtap forklares med nedbør, mens kun 9 % av variasjonen i fosfortap forklares av nedbørmengden. Analysen av enkeltvariabler viser dessuten for Mørdre at 33 % av variasjonen i fosfortap kan forklares med jordarbeiding. For Skuterud er det her 10 % av variasjonen som kan forklares med jordarbeiding og for Kolstad kun 1 %.

Tabell 3.3. Resultater for hver enkelt regresjonsanalyse mellom jord- og fosfortap, og enkelte forklaringsvariabler.

	Skuterud	Mørdre	Kolstad
<i>Forklaringsvariabel for jordtap</i>			
Nedbør sept-april (se figur 3.9)	57%**	50%**	44%**
Nedbørens erosivitet	22%**	0%	21%**
Jordarbeiding om høsten	7%	16%	2%
Antall frostdager	1%	0%	0%
<i>Forklaringsvariabel for fosfortap</i>			
Nedbør sept-april (se figur 3.9)	46%**	9%**	35%**
Nedbørens erosivitet	17%**	4%	16%
Jordarbeiding om høsten	10%	33%**	1%
Antall frostdager	0,4%	15%	0%

** signifikant – $p < 0,05$



Figur 3.23. Indekserte jordtap og fosfortap og variabler som de kan avhenge av i Skuterud (fdi), Mørdre og Kolstad (sept-april).

Tabell 3.4. Multipl regressjonsanalyse. Tallene viser hvor mye av variasjonen forklares med alle variabler og hvor mye de enkelte variabler bidrar i det.

Forklaring variables		Skuterud	Mørdre	Kolstad
Jordtap	nedbør	88 %	72%	91%
	jordarbeiding om høsten	64 % ($p=1 \cdot 10^{-4}$)	8% 76 % ($p=9 \cdot 10^{-4}$)	24% 49 % ($p=5 \cdot 10^{-3}$)
	antall frostdager	4%	4%	1%
Fosfortap	nedbør	81 %	27%	91%
	jordarbeiding om høsten	57 % ($p=7 \cdot 10^{-4}$)	15% 65 % ($p=7 \cdot 10^{-3}$)	45% 39 % ($p=3 \cdot 10^{-2}$)
	antall frostdager	5%	27%	1%

Jordarbeiding om høsten – regnet ut basert på flate og drågerosjon (figur 3.2)

Antall frost dager - antall dager med Tjord < 0°C (figur 3.6)

En multipl regressjonsanalyse viser hvor mye av variasjonen som kan forklares ved hjelp av den valgte modellen (tabell 3.4). De foreslåtte variablene kan forklare 49 - 76% av variasjonen i jordtap og 39- 65 % av variasjonen i fosfortap. Resten er sannsynligvis forårsaket av andre prosesser og kilder som kan ha viktig innflytelse i enkelte år. Spesifikke værforhold som ikke er inkludert i denne analysen har stor betydning for jord- og fosfortap, f.eks. snøsmelting og fryse-tine-episoder.

Modellen ble også testet med nedbørens erosivitet og avrenning som en av forklaringsvariablene. Imidlertid måtte vi ha i bakhodet at nedbør og erosivitet er korrelert, noe som kan gi misvisende statistikk. Avrenningen er korrelert med tap av jord og fosfor og siden det ikke var noen vesentlig forbedring i modellen med de to variablene ble de tatt ut av analysen.

Regressjonsanalysen viser at nedbøren forklarer mesteparten av jord- og fosfortapene (tabell 3.4). Effekten av jordarbeiding er viktigere for fosfortap enn jordtap og gir den største forklaringsgraden i Mørdre. I Mørdre estimerer modellen at nesten halvparten (45 %) av modellens forklaringsgrad utgjøres av jordarbeiding om høsten. En lang sammenhengende vinter med mange frostdager bidrar til forklaringen på fosfortap i Mørdre, men som enkeltvariabel er den ikke signifikant (tabell 3.3).

Datagrunnlag i de tre nedbørfeltene er ikke tilstrekkelig til en generell konklusjon.

Nedbørfeltprosesser er meget komplekse og de er i størst grad påvirket av nedbør og temperatur med påfølgende avrenning. Hvert nedbørfelt har sine egne spesifikke forhold som bestemmer avrenningsprosessene og hvert år har spesifikke værforhold som er avgjørende for jord- og fosfortapene akkurat det året. Derfor er det vanskelig å se helt klare sammenhenger mellom jordarbeidingstiltak og jord- og fosfortap når en analyserer på nedbørfeltskala og årlige data.

Forskjellen mellom tabell 3.3 og 3.4 understreker at kvantifisering av effekten av jordarbeiding er en kompleks oppgave. Effekten av jordarbeiding er større i områder med høy erosjonsrisiko og store jordtap (Kværnø og Bechmann, 2010). År med mye nedbør og stor erosjon viser også større effekt av jordarbeidingstiltakene.

Det er dessuten viktig å nevne at i de tre analyserte nedbørfelt er det kun gjennomført jordarbeidingstiltak på deler av arealet og det er ikke inkludert ekstreme år med hensyn til jordarbeidingstiltak (alt høstpløyd eller alt i stubb). Derfor blir det vanskeligere å se klare effekter av jordarbeidingstiltakene på vannkvaliteten.

En modellstudie i neste avsnitt illustrerer hvilken effekt som kan oppnås ved å gjennomføre omfattende jordarbeidingstiltak under ulike værforhold.

3.6 Modelling av effekter av jordarbeiding på jord- og fosfortap i Skuterud

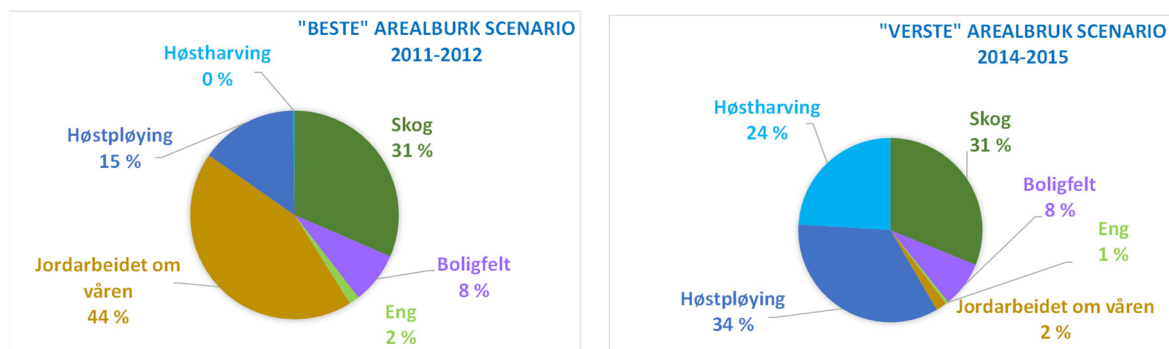
Endrete værforhold fører til endringer i hydrologisk respons og kan bidra til å dekke over effekter tiltakene. Det gjelder både vannmengden, flomtoppene og strømningsveiene, og derfor også endringer i tap av jord og næringsstoffer. I en del tilfeller kan normalisering av avrenningsdata hjelpe til med å isolere effekter av tiltak og effekter av vær, men bruk av hydrologisk baserte modeller gir et bedre grunnlag for å løse denne problemstillingen.

3.6.1 Modelleringsstrategi

Formålet med denne modelleringen er å undersøke i hvilken grad jordarbeidingstiltak kan ha hatt effekt jordtap ved å sammenlikne to scenarier med mye og lite jordarbeidingstiltak i Skuterud, simulert i INCA-SED modellen. For å gi verdifulle innspill til analysen er modellen kjørt for tre situasjoner:

- faktisk drift i 1994-2008
- «verste» scenario med mye jordarbeiding
- «beste» scenario med lite jordarbeiding

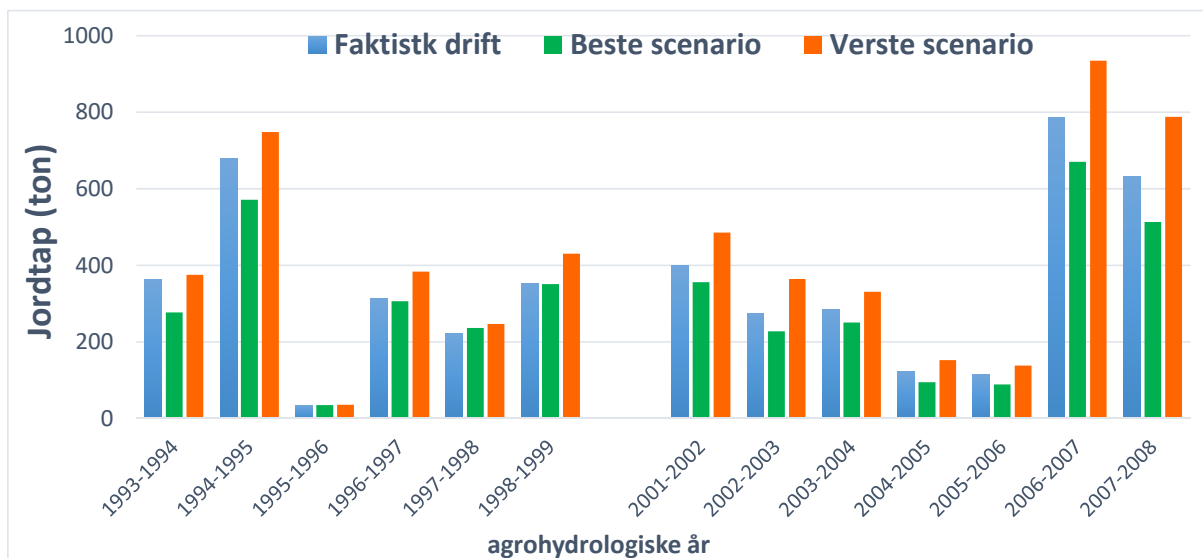
Verste scenario besto av å simulere med samme jordarbeiding som i 1993/1994, som representerer det året med mest areal jordarbeidet om høsten, for hvert år fra 1994 til 2008. Beste scenario besto av å simulere en situasjon med minst mulig jordarbeiding om høsten, tilsvarende året 2008/2009, og redusert P-gjødsling, for hvert år fra 1994 til 2008. Prosentandel eng, ikke jordarbeidet om høsten, høstharving og høstpløying var henholdsvis 2:17:1:42 % og 3:39:13:6 % for verste og beste scenario (figur 3.24).



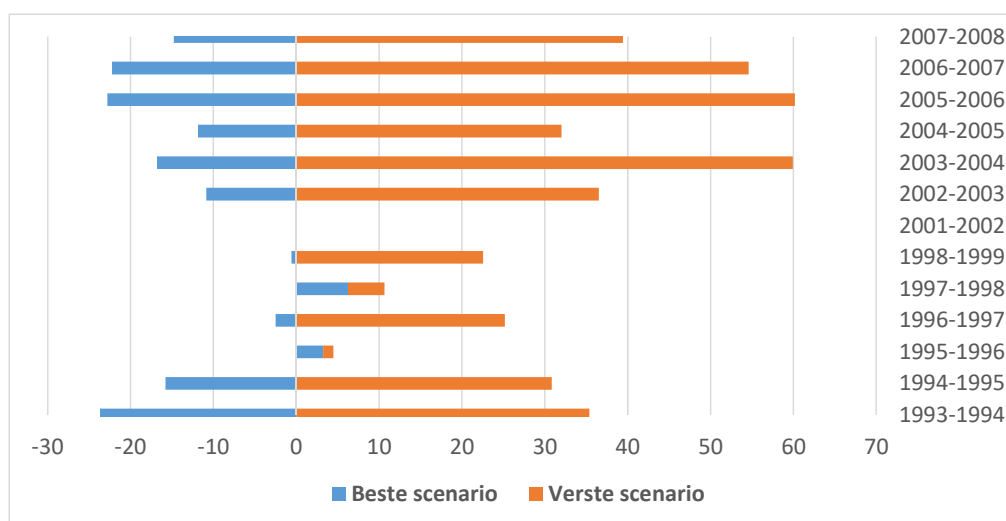
Figur 3.24. Beste og verste arealbruk scenarier for fordeling av arealene på jordtilstand.

3.6.2 Modelleringsresultater

Figur 3.25 viser modelleringsresultater for verste og beste arealbruk scenario sammen med resultatene for faktisk drift. I tillegg viser figur 3.26 relative endringer i jordtap simulert for beste og verste landbruksscenarier i forhold til de faktiske jordtapene.



Figur 3.25. Jordtap fra Skuterud, simulert med INCA-SED, for perioden 1994-2008 (agrohydrologiske år, 1. mai til 30. april). Faktisk drift er basert på årlige opplysninger om jordarbeiding og liknende fra JOVA-programmet. Verste scenario tilsvarer største andel jordarbeiding om høsten, som registrert i 2014/2015, hvert år. Beste scenario tilsvarer minste andel jordarbeiding om høsten, som registrert i 2011/2012, hvert år. Modellen er kjørt med faktisk årlig nedbør og temperatur i alle simuleringer.

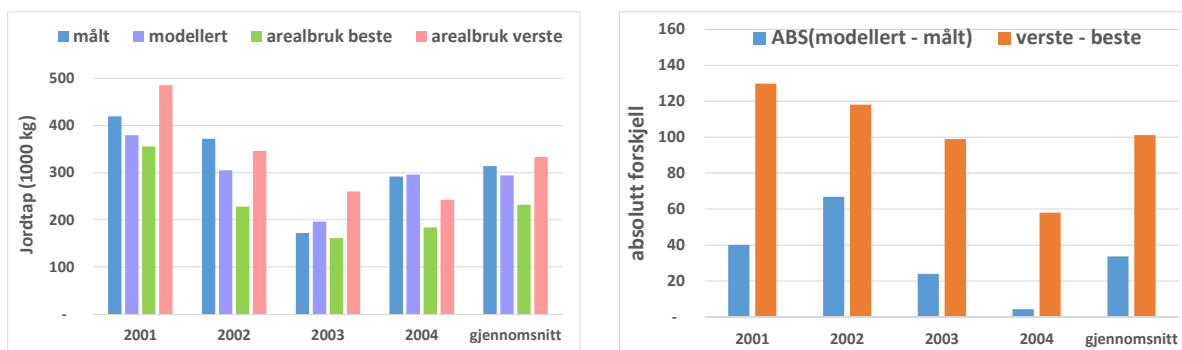


Figur 3.26. Relative endringer i jordtap simulert for beste og verste landbruksscenarier i forhold til de faktiske tapene.

Simuleringene viser at tapene er høyere for verste enn for beste scenario og at resultatene for simuleringer for faktisk drift ligger mellom verste og beste scenario. Dette antyder at endret jordarbeiding har hatt en positiv effekt på vannkvaliteten, og at variasjoner i værforholdene delvis har dekket over denne effekten.

Figur 3.27-venstre viser målte og simulerte faktisk drift sammen med resultatene for «beste» og «verste» scenario, med fokus om modell kalibreringsperiode (2001 – 2004; kalender år ikke agrohydrologiske år). Den absolutte forskjellen mellom «beste» og «verste» scenario viste seg videre å være større enn den absolutte forskjellen mellom målte og simulerte tap i hele kalibreringsperioden (figur 3.27 - høyre) dvs. at modellfeilen er mindre enn forskjellen mellom scenariene, hvilket antyder at vi kan stole noenlunde på resultatene.

For å få et mål på usikkerhet i beregningene så man også på differansen mellom målt og simulert SS-tap under faktisk drift. Hvis denne differansen var lavere enn differansen mellom beste og verste scenario, var det sannsynlig at tiltakene faktisk hadde en effekt.



Figur 3.25. Målt og simulert jordtap i forhold til jordtap av beste og verste arealbruk scenarier.

Alt i alt forteller altså denne modellstudien oss at det er sannsynlig at redusert jordarbeiding kan være et effektivt tiltak, og at tapene ville vært enda høyere enn det som er målt i perioden hvis disse tiltakene ikke hadde blitt gjennomført. Det presiseres at disse konklusjonene ikke er absolutte, men at det denne spesifikke modellstudien, med de forutsetningene som er gjort, tyder på at det man har vist er sannsynlig.

4 Konklusjon

Effekten av jordarbeiding er avhengig av hvilken skala en ser på. Det er kjent fra rutforsøk at overvintring i stubb gir lavere jord- og fosfortap enn høstpløyde arealer. Høstharving gir i rutforsøk også i gjennomsnitt lavere jord- og fosfortap enn høstpløyning. Rutforsøkene viser i tillegg at de største reduksjonene i jord- og fosfortap ved å unnlate jordarbeiding om høsten måles på arealer og i år med store jordtap.

Konklusjonene fra analyse av 25 år med overvåkingsdata i JOVA-programmet er at nedbør og temperatur er de viktigste faktorene som bestemmer jord- og fosfortap og at det er effekt av jordarbeiding på fosfortap og fosforkonsentrasjoner. Effekten er størst når det er mye nedbør, stor avrenning og store jordtap. I analysen ble det ikke funnet effekt av jordarbeidingstiltak på jordtap. At effekten på fosforavrenning er tydeligere enn for jordtap kan skyldes at jordtapet kan ha flere kilder i nedbørfeltet, f.eks. bekkeerosjon, mens fosfortapet er mer knyttet til dyrka mark som gjødsles med fosfor.

For de enkelte nedbørfeltene viser analysen at det i Mørdre er signifikant effekt av å unnlate jordarbeiding om høsten på fosfortap og fosforkonsentrasjoner. I Skuterud er det også effekt av å unnlate jordarbeiding om høsten på fosfortap og fosforkonsentrasjoner, men kun når det er høy avrenning. Ved lav avrenning er det ikke vist tilsvarende effekt i Skuterud. Verken i Skuterud eller Mørdre var det signifikant effekt på jordtap og konsentrasjoner av partikler.

Resultater fra en simuleringsmodell viser at jordtapene med stor sannsynlighet ville vært mye høyere dersom det ikke var satt inn jordarbeidingstiltak. Ved lave jordtap viser modelleringen liten effekt av jordarbeidingstiltak, mens effekten er størst i år med store jordtap.

Det er mange årsaker til at effekten er forskjellig når en studerer jord- og fosfortap i nedbørfelt og i rutforsøk. På nedbørfeltnivå er det ikke mulig å sammenligne jordarbeidingstiltak under like værforhold, hvert nedbørfelt er forskjellig og lar seg vanskelig sammenligne. Værforholdene i episoder har stor betydning for jord- og fosfortapene og korte episoder kan bidra med store tap under spesifikke værforhold. Tveforholdene i jorda under snøsmelting er en vesentlig faktor og samspillet mellom jordarbeiding og vær har også betydning. Detaljerte opplysninger om det lokale været i et nedbørfelt er viktig for å kunne forstå sammenhengene.

For å øke forståelsen av årsakssammenhenger i jordbruksdominerte nedbørfelt er det behov for registreringer med større oppløsning i rom og tid. Undersøkelsene kan omfatte uttak av hyppige vannprøver i spesielle episoder, etablering av turbiditetsesorer og bruk av isotoper for å identifisere kilder til sedimenttransport, kartlegging av romlig fordeling av erosjon og uttak av stikkprøver for bedre modellkalibrering. Slike undersøkelser vil kunne bidra til å identifisere kilder til jordtap i nedbørfeltet og dermed gi mulighet for å sette inn de mest effektive tiltakene.

På grunn av de mange faktorene som påvirker jord- og fosfortapene er lange tidsserier med data fortsatt nødvendige for å kunne identifisere effekter av jordarbeidingstiltak, særlig ved fremtidige klimaendringer.

Litteratur

- Barkved, L. J., Saloranta, T., Kaste, Ø., Beldring, S., Farkas, Cs, Deelstra, J., Wade, A., 2010. Linking hydrology and water quality models for improved water management – the case of Vansjø-Hobøl. Poster abstract for NHR conference on Lillehammer, September 14-16, 2010. www.hydrologiraadet.no/admin/FileArchive/538/Barkved.pdf
- Barneveld R., Greipsland I., Bechmann M. 2014. Jordtap på nedbørfeltnivå: kan vi skille mellom påvirkning av vær og jordarbeiding? Bioforsk rapport; 9(80) 2014
- Bechmann, M. 2012. Effect of tillage on sediment and phosphorus losses from a field and a catchment in south eastern Norway. Special Issue on Soil in erosion in Nordic countries. Acta Agriculturae Scandinavica, section B. Plant and soil 62, Suppl. 2, 206-216.
- Bechmann, M. og Bøe, F. In prep. Soil tillage and crop growth effects on runoff, loss of soil, phosphorus and nitrogen in a cold climate. Soil and tillage research.
- Bechmann, M. og A. Veidal. 2020. Kornprodusentenes motivasjon for vannmiljøtiltak. Spørreundersøkelse i Østfold og Akershus. NIBIO rapport 6(82). 90 sider.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap - Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. Bioforsk RAPPORT 6(61):73s.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H. O., Tveiti, G. 2017. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2016. NIBIO Report 2 (71). 92 s.
- Bechmann, M., Bøe, F., Stenrød, M. 2020. Kjelle avrenningsforsøk – årsrapport 2018/2019 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO rapport, 6 (18).
- Brown L. C. and Foster G. R., 1987. Storm erosivity using idealized intensity distributions. Transactions of the ASAE 30, p. 379–386
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I., Rognstad, O. og Storbråten, B. 2020. Jordbruk og miljø 2019 – tilstand og utvikling. SSB-rapport 2020/3. 192s.
- Chow, T. L., Rees, H. W., & Monteith, J. (2000). Seasonal distribution of runoff and soil loss under four tillage treatments in the upper St. John River valley New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 80, 649-660.
- Deelstra, J., Stenrød, M., Bechmann, M., Eggestad, H.O. 2013. Discharge measurement and water sampling. Agriculture and environment – Long term monitoring in Norway. S 83-104.
- Edwards, L. M., & Burney, J. R. (1989). The effect of antecedent freeze– thaw frequency on runoff and soil loss from frozen soil with and without subsoil compaction and ground cover. *Canadian Journal of Soil Science*, 69, 799-811.
- Farkas, C., Beldring, S., Bechmann, M., and Deelstra, J. 2013. Soil erosion and phosphorus losses under variable land use as modelled by the INCA-P model. *Soil Use and Management* 29, 124–137.
- Ferrick, M. G., & Gatto, L. W. (2005). Quantifying the effect of a freeze–thaw cycle on soil erosion: laboratory experiments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, 1305-1316.
- Futter, M. et al. “PERSiST: a flexible rainfall-runoff modelling toolkit for use with the INCA family of models.” *Hydrology and Earth System Sciences* 18 (2014): 855-873.

- Henry, H. A. L. (2007). Soil freeze-thaw cycle experiments: Trends, methodological weaknesses and suggested improvements. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 977-986.
- Kværnø, S. H., & Øygarden, L. 2006. The influence of freeze-thaw cycles and soil moisture on aggregate stability of three soils in Norway. *Catena*, 67, 175-182.
- Kværnø, S.H. & Øygarden, L., 2006. The influence of freeze-thaw cycles and soil moisture on aggregate stability of three soils in Norway. *Catena* 67, 175-182.
- Kværnø, S.H., 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):76s.
- Kværnø, S., Farkas, C., Stenrød, M., Eklo, O.M., Nemes, A., Stolte, J., Deelstra, J., Engebretsen, A. 2013. Modelsimulations for scenario analyses and risk assessment at the catchment scale. *Agriculture and environment – Long term monitoring in Norway*. S 329-363.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Blankenberg, A-G.B., Eggestad, H.O. og Bechmann, M. 2014. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport. Vol. 9. Nr. 37. 109 s.
- Meusburger, K., Steel, A., Panagos, P., Montanarella, L., & Alewell, C. (2012). Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), 167–177. <https://doi.org/10.5194/hess-16-167-2012>
- Skøien, S.E., Børresen, T., Bechmann, M. 2012. Effect of tillage methods on soil erosion in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B. Soil and Plant* 62, Suppl. 2, 191-198.
- Saloranta, T., Andersen, T., 2007. MyLake—A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations. *Ecological Modelling* 207, 45- 60.
- Stabbetorp, H. 2014. Landbrukets utvikling siden 1950. Utviklingstrekk av betydning for vannkvaliteten. *Vann* 01 89-96.
- Vandsemb, S. M. 2006 Kvantifisering av tap av nitrogen, fosfor og erosjon fra ikke-jordbruksarealer i JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket) - Fokus på utmarksavrenning. Bioforsk Rapport, Vol. 1 Nr.56 2006, ISBN-10 nr: 82-17-00056-5, ISBN-13 nr: 978-82-17-00056-3
- Withers, P.J.A., May, L., Jarvie, H.P., Jordan, P., Doody, D., Foy, R.H., Bechmann, M., Cooksley, S., Dils, R., Deal, N. 2012 Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: uncertainties and implications for policy. *Environmental Science & Policy*, 24, 71-82.
- Øygarden, L., Kværner, J. og Grønlund, A. 2008. Evaluering av regionale miljøprogram (RMP) – Vurdering av ordningene «avrenning til vassdrag og plantevernmidler». Bioforsk rapport 3(51).
- Øygarden, L., Grønlund, A., Skøien, S., Refsgaard, K., Krokann, K., Nordskog, K. og Bechmann, M. 2011. Evaluering av Regionale Miljøprogram. Bioforsk rapport 7(21).

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

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

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

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