



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Kvantifisering av drågerosjon

Effekter av tiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 45 | 2024



Robert Barneveld, Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø, Lillian Øygarden, Jannes Stolte
Divisjon for Miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Kvantifisering av drågerosjon, effekter av tiltak.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Robert Barneveld, Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø, Lillian Øygarden, Jannes Stolte

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
03.04.2024	10/45/2024	Åpen	51520	19/01208-12
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03496-4	2464-1162	30	0	

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Semona Issa

STIKKORD/KEYWORDS:

Dråg, tiltak, erosjon
Gully, measures, erosion

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jordhydrologi
Soil hydrology

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Drågerosjon er en erosjonsform som antas å være betydelig mange steder. Dråg er grunne og dype forsenkninger/dalsøkk/vannveier i terrenget. Ved nedbør og snøsmelting kan det akkumuleres og strømme vann i drågene, ved tilsig av overflatevann fra omkringliggende områder oppstrøms. Omfanget av drågerosjon på landbruksarealer kan være betydelig i en del områder. Forebygging av drågerosjon gjennom målretta tiltak er svært viktig, både i dagens og i framtidens klima. Kjente erosjonsdempende tiltak i, ovenfor eller nedenfor dråget er f.eks. kontroll med vann via nedløpskummer, kumdammer og oppløyde eller grasdekte vannveier. Drågerosjon, i motsetning til flateerosjon, er i svært liten grad er kvantifisert på norske jordbruksarealer, det er kartlagt hvor i landskapet denne erosjonsformen kan forventes, og ikke nivå på jordtap som følge av drågerosjon. Det er ønskelig å framstille også drågerosjon kvantitativt, f.eks. inndelt i risikoklasser slik som i flateerosjonskartet, og dette vil kreve både registrering/kartlegging av erosjonsformen og utvikling av en metode som kan kvantifisere risiko for drågerosjon på alle jordbruksarealer. Basert på eksisterende modeller og prinsipper og NIBIOs LIDAR-baserte drågekart, er det ønskelig å videreutvikle en metode som tar høyde for de viktigste faktorene som påvirker erosjon i dråg under norske forhold. Vi har sammenstilt alle informasjon og data fra norske undersøkelser som har hatt fokus på erosjon. I tillegg har vi videreutviklet en modell som beregner total mengde jordtap som følge av drågerosjon. Analyser av eksisterende data viser at forekomst av drågerosjon i Norge er en vanlig prosess som kan forklare omtrent en tredjedel av totalt jordtap. Modellen for å beregne effekter av tiltak mot drågerosjon viser effekter av innløpskummer, grassdekte vannveier og buffersoner langs bekken. Konklusjonen av samlignede resultatet fra viser at kummer øker jordtap, mens grasdekte vannveier viser mindre tydelig effekt. Største reduksjon er ved bruk av kantsoner. Modellen må utvikles videre for å representere de ulike prosessene som medfører partikkeltransport. Flere prosesser som ikke inngår modellen (kanterrosjon, sediment fra bekkedunn) er vanskelig eller umulig å kvantifisere,

GODKJENT /APPROVED



DOMINIKA KRZEMINSKA

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



JANNES STOLTE



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

Innhold	3
1 Innledning.....	4
1.1 Bakgrunn.....	4
2 Materialer og metoder	6
2.1 Sammenstilling av data og publikasjoner	6
2.2 Dataanalyser.....	6
2.3 Utvikling av modell for kvantifisering av drågerosjon	6
2.3.1 Konsept	6
2.3.2 Datakilder.....	8
2.3.3 Kalibrering og validering	8
3 Litteraturgjennomgang og dataanalyser	9
3.1 Dokumentasjon av drågerosjon i Norge.....	9
3.1.1 Overvåking av vannkvalitet i nedbørfelt	9
3.1.2 Kartlegging og kvantifisering av erosjonsformer - feltregistrering	11
3.1.3 Kartlegging av tilstand på hydrotekniske anlegg e.l.....	14
3.1.4 Kvantifisering av drågerosjon ved fjernanalyse	14
3.2 Modellering av drågerosjon	15
3.2.1 Drågerosjonskart.....	15
4 Modell for kvantifisering av drågerosjon	17
4.1 Resultat av kalibrering og validering	17
4.2 Modellert drågerosjon i utvalgte områder.....	18
4.3 Videreutvikling og -bruk	19
5 Tiltak	21
5.1 Dokumentasjon av tiltakseffektivitet	21
5.1.1 Observerte effekter av arealtilstand på rilleerosjon	21
5.1.2 Tiltakseffekter	22
6 Diskusjon/konklusjon	26
Litteratur	28

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I 2019 har NIBIO ferdigstilt arbeidet med å utvikle nye erosjonsrisikokart for Norge. Kartet framstiller kun risiko for flateerosjon, og bygger på kvantitative verdier for jordtap simulert i den prosessbaserte modellen PESERA.

Flateerosjon er imidlertid ikke den eneste kilden til erosjon på jordbruksarealer. Drågerosjon er en annen erosjonsform som antas å være betydelig mange steder. Drågerosjon er grunn og dype forsøkninger/dalsøkk/vannveier i terrenget. Ved nedbør og snøsmelting kan det akkumuleres og strømme vann i drågene, ved tilsig av overflatevann fra omkringliggende områder oppstrøms. Blir det stor nok mengde med vann som renner gjennom dråget med en viss hastighet, kan vannet begynne å grave i jorda. Omfanget av denne typen erosjon påvirkes av jordas eroderbarhet (stabilitet, skjærfasthet, permeabilitet), vegetasjon og overflateruhet. Erosjon i drågerosjon dekker både såkalt «grøfteerosjon» («gully erosion» på engelsk), som er erosjonsformer som er skåret så dypt ned i jorda at det ikke blir jevnet ut ved vanlig dyrkingsteknikk, samt grunnere furer og riller («ephemeral gully»). Begrepet dekker ikke flate- og rilleerosjon, ei heller fureerosjon som forårsakes av f.eks. konsentrert vannstrøm i plog- og potetfårer.

Omfanget av drågerosjon på landbruksarealer kan være betydelig i en del områder. Det er gjennomført noen spredte kartlegginger og studier etter ekstreme avrenningsepisoder på jordbruksarealer (Øygarden, 2003) med oppmåling av lengde, bredde og dybde av erosjonsspor. Jordtap fra drågerosjon kan under slike forhold utgjøre 50% eller mer av det årlige jordtapet fra små jordbruksdominerte nedbørfelt. I JOVA-feltene Skuterud og Mørdre er det gjennom flere år foretatt erosjonskartlegging på enkeltjorder. Deler av dette materialet er rapportert gjennom JOVA (Øygarden et al., 2003), men det foreligger også innsamlet materiale som ikke er publisert. Selv om det nå er bedre kontroll med overflatevann i planeringsfelt, viser kartlegging i større nedbørfelt som Trøgstad, Eidsberg, Rakkestad, Nannestad, Nittedal, m.fl. (f.eks. Hauge og Borch, 2012) at det ofte er erosjonsproblemer i forsøkninger. Metoder og anbefalinger for utbedring av skader i planeringsfelt er gitt i Hauge og Haraldsen (2017) og noen av disse anbefalinger er også aktuelle for vurderinger av drågerosjon i dette prosjektet. Problematikken vil antakelig bli minst like viktig i framtida, da klimaendringer kan medføre økt fare for drågerosjon pga. større nedbørmengder, høyere nedbørintensiteter og mer ustabile vintre med flere snøsmeltingsepisoder. Jordtap fra slik drågerosjon kan langt overskride middelverdier for flateerosjon fra samme areal.

Forebygging av drågerosjon gjennom målretta tiltak er svært viktig, både i dagens og i framtidens klima. Kjente erosjonsdempende tiltak i, ovenfor eller nedenfor dråget er f.eks. kontroll med vann via nedløpskummer, kumdammer og oppløyd eller grasdekte vannveier. Avskjæringsgrøfter kan også hindre tilsig av overflatevann fra utmark, veier og andre areal og flater. Arealbruk, jordarbeidingsmetode eller areal i stubb kan være aktuelle tiltak. Det er i liten grad kvantifisert hvilken effekt disse tiltakene har på drågerosjon, og en rangering av tiltakenes effektivitet er per i dag ikke mulig.

Gårdbrukere og miljø- og landbruksforvaltning har i flere år uttrykt behov for verktøy som kan hjelpe til med å identifisere drågerosjon som er utsatt for erosjon, noe som vil gjøre det enklere å målrette tiltak, for det enkelte dråget og på landskapsnivå med f.eks. plassering av bufferzoner og fordøyningsbasseng. Dette er et nødvendig grunnlag for virkemiddelutforming gjennom både RMP tiltak og SMIL tiltak.

NIBIO gjennomfører nå et nytt prosjekt der det utvikles et drågerosjonskart som supplement til det nye erosjonsrisikokartet (LDir referansenr. 19/27704 – 2). Ettersom drågerosjon, i motsetning til flateerosjon, i svært liten grad er kvantifisert på norske jordbruksarealer, vil dette kartet kun framstille hvor i landskapet denne erosjonsformen kan forventes, og ikke nivå på jordtap som følge av drågerosjon. Det er ønskelig å framstille også drågerosjon kvantitativt, f.eks. inndelt i risikoklasser slik som i

flateerosjonskartet, og dette vil kreve både registrering/kartlegging av erosjonsformen og utvikling av en metode som kan kvantifisere risiko for drågerosjon på alle jordbruksarealer. Formålet med framstilling av erosjonsrisiko er først og fremst som et grunnlag for tiltaksplanlegging. Jord- og partikkeltap fra drågerosjon krever andre tiltak enn for flateerosjon. For drågerosjon er måleserier ikke tilgjengelige, da prosessen som fører til erosjon i dråg ikke kan simuleres på eksperimentelle småruter. Drågerosjon forekommer heller ikke hvert år. Dette har betydning for forskning på og dokumentasjon av forekomst av denne erosjonsformen og spesielt for effekt av tiltak.

Det finnes allerede ulike metoder for å predikere erosjon i dråg, både rent empiriske og mer prosessbaserte metoder, med ulike teorier om hvilke faktorer som er bestemmende for initiering av erosjon i dråg (Vandaele et al., 1996; Knapen og Poesen, 2010; Valentin et al., 2005; Desmet og Govers, 1997). Basert på eksisterende modeller og prinsipper og NIBIOs LIDAR-baserte drågekart, er det ønskelig å videreutvikle en metode som tar høyde for de viktigste faktorene som påvirker erosjon i dråg under norske forhold.

2 Materialer og metoder

2.1 Sammenstilling av data og publikasjoner

Det er gjort en sammenstilling av informasjon og data fra norske undersøkelser som har hatt fokus på erosjon. Vi presenterer både studier med direkte fokus på drågerosjon, og studier der drågerosjon ikke har vært hovedfokus, men med stor sannsynlighet har vært en del av det totale bildet og kan ha påvirket de innsamlede dataene. Det er også foretatt en litteratursammenstilling for å belyse effekter av tiltak mot drågerosjon.

2.2 Dataanalyser

Noen av studiene som er sammenstilt (avsnitt 2.1) er kun kort omtalt, mens andre studier der grunnlagsdataene ligger lett tilgjengelig, er analysert på nytt. Resultatene av disse analysene presenteres i denne rapporten.

2.3 Utvikling av modell for kvantifisering av drågerosjon

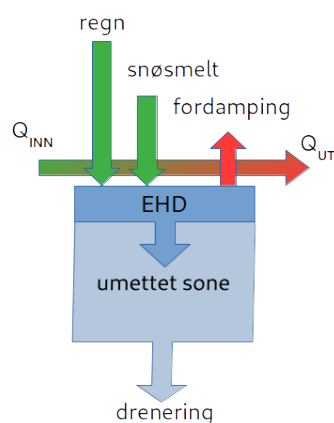
2.3.1 Konsept

Modellen som ble videreutviklet i prosjektet bygger på fire prinsipper som adskiller den fra eksisterende erosjonsmodeller.

1. Modellen bygger på eksisterende, nasjonalt tilgjengelige inputdata uten at de må bearbeides,
2. simulerer overflateavrenning og løsrivelse og transport av jordpartikler,
3. simulerer disse prosessene i høy nok oppløsning for å lokalisere drågerosjon, og
4. kan anvendes for å kartlegge drågerosjon i hele Norges jordbruksareal.

Spesielt det siste har vært et ledende prinsipp for utviklingen. I praksis betyr en representativ og meningfull romlig oppløsning en rasterstørrelse på 10 x 10 m. Representativitet med hensyn til vær og klima betyr at tidskritt større enn en dag vil undervurdere avrennings- og erosjonshendelser. Norsk Meteorologisk Institutt forvalter daglige værdato for Norge i en 1x1 km oppløsning. Datasettet er tilgjengelig for perioden 1957 til dagens dato, oppdateres daglig og er dermed en bra kilde til erosjonsmodellering på stor skala.

Overflateavrenning, som hovedårsak for drågerosjon, er en funksjon av værforhold og vanninnhold i jorda. Nedbør blir til avrenning når enten infiltrasjonsevnen eller porøsiteten i jordprofilen overskrides.



Figur 1: Vannbalanse-elementer i modellen.

I Norge er de mest erosjon-utsatte periodene de med høy jordfuktighet; tidlig vår og høsten. Unntak er høy-intensiv nedbør i sommerperioden når jordfuktigheten er lav. Da kan nedbørintensiteten være større enn jordas infiltrasjonsevne og fører overskuddet til avrenning og erosjon.

En modell som er i stand til å representere avrenningsprosessen i de mest erosjonsutsatte perioder i året må ha en robust tilnærming til jordfuktighet. Prosessbaserte modeller bruker ofte forholdsvis tunge tilnæringer til simulering av infiltrasjon og vanntransport i umettet sone. For drågerosjonsmodellen ble en forenklet metode utviklet for å estimere vannbalansen i to sjikt i jordprofilen.

Tykkelsen til øvre sjikt varierer for ulike teksturklasser, og representerer forholdet mellom modellens tidstrinn og hvor rask en jordtype tørker ut. Denne sjiktet kalles for Effectiv

Hydrological Depth (EHD), etter en etablert metode (Beven, 1985). Under EHD finnes et større sjikt ned til antatt dreneringsdybde, som i modellen er satt på 2m under bakkenivå (Fig. 1).

Vannbalansenes daglige positive elementer er regn og snøsmelt og overflateavrenning fra naboceller. Fordamping og avrenning til lavere terreng er de negative elementene. Snøsmelting avledes fra daglig nedbør og temperatur med følgende metode:

$T < 0^{\circ}$ vannekvivalenten opphøyes med dagens nedbørmengde

$T > 0^{\circ}$ vannekvivalenten minskes med $1,2 \cdot T^{1.4}$

hvor T er dagens snittemperatur ($^{\circ}C$). Daglig potensiell fordamping estimeres med en enkel likning:

$$ET_{POT} = 2 \cdot \cos((T/9)-2) + 0.75$$

Hvis ET_{POT} er mindre enn den tilgjengelige vannmengde i EHD, er aktuell fordamping lik ET_{POT} . Hvis den er større, fordampes alt tilgjengelig vann i EHD. Infiltrasjon av nedbør og smeltevann begrenses til tilgjengelig porevolum i EHD. Overskudd blir til overflateavrenning. Infiltrasjon fra EHD til umettet sone er en funksjon av forskjell i vannmetningsgrad mellom sjiktene, ifølge denne ligningen:

$$I = (\theta_t - \theta_{2.0}) \cdot r$$

hvor $\theta_{2.0}$ er vanninnholdet ved feltkapasitet og θ_t det aktuelle vanninnholdet. r er en parameter som varierer med teksturklasse. Hvis vanninnholdet i umettet sone oppnår porøsiteten, skal vannet dreneres direkte til nedbørfeltets daglige vannføring. Overflatevann lagres først i overflateruhet (*surface depression storage*), i størrelse ordren av noen mm for jordbruk til 10 til 20 mm for utmark og skog. Når overflateruheten er fylt opp, vil en celle begynne å generere avrenning til neste rastercelle.

Strømningsrutinen (*flow routing*) i modellen fordeler vannet over alle lavere naboceller, etter hellingsgraden mot disse cellene (dvs. multiple flow directions, MFD). Fordelen med denne metoden er at modellen også simulerer divergerende strømningsmønster. Dette har konsekvenser for (re-)infiltrasjon og sedimentasjon av eroderte partikler. MFD og lignende rutiner skaper mere naturlige vannveier gjennom landskapet og kan, i motsetning til enklere metoder, simulere hele prosessen fra løsrivning til transport til sedimentering.

Løsrivelse er en funksjon av mengde (daglig) avrenning og direkte effekt av nedbør (på dager uten snødekke). Løsrivelse fra avrenning estimeres ifølge:

$$E_{avrenning} = 1/(\theta_t - \theta_{2.0})^{0.1} \cdot k \cdot q^{1.6} \cdot S^{0.3}$$

hvor q er daglig avrenning (mm), k er erodibilitet ($kg \cdot m^{-1} \cdot d^{-1} \cdot mm^{-1}$) og S den lokale hellingsgrad ($m \cdot m^{-1}$). Første ledd i ligningen representerer en økning i jordas erodibilitet i våte forhold.

Løsrivelse fra nedbør:

$$E_{nedbør} = k \cdot KE$$

hvor KE er den kinetiske energien til daglig nedbør, beregnet som:

$$KE = NB (8,95 + 8,44 \log_{10} I)$$

hvor NB er daglig nedbør (mm) og I en typisk intensitet for nordeuropeiske forhold (10 mm time^{-1}). Transportkapasiteten til daglig avrenning ($kg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) beregnes som:

$$TC = q^2 \cdot S^{1.5} \cdot n^{-0.6}$$

hvor n er Manning's ruhetskoeffisient. Ruheten reduseres i løpet av erosive hendelser/dager. I en standard-risikovurdering settes ruheten på nytt ved pløying. Hvis transportkapasiteten er høyere enn løsrivelse er jordtap lik løsrivelse. I omvendt situasjon beregner modellen netto sedimentering.

Rasterceller med en viss mengde netto jordtap i løpet av en sesong klassifiseres som utsatt for drågerosjon. Terskelverdien blir beregnet ut ifra lokal kunnskap om typiske former og grad for drågerosjon etter følgende estimat; En typisk bredde og dybde for spor etter drågerosjon er 0,50 og 0,20 m. På en rastercelle med et areal av 100m² betyr dette et volum av 10 m³, eller ca. 1,2·10³ kg jord.

2.3.2 Datakilder

Høydemodellen for beregning av hellingsgrad og strømningsruting er Norges LIDAR-baserte Digitale Høyde Modell (DHM) i rasterformat (10 x 10 m, lokal kopi i NIBIO). Jordfysiske parametere (tekstur) kommer fra jordsmonnskartet (kilden.nibio.no). AR5 arealressurs (kilden.nibio.no) brukes for en forenklet representering av arealbruk. Værdata hentes fra Norsk Meteorologisk Institutt sine daglige værkart. Dataene er utarbeidet for å lage tidsserier i perioden 2012-2021 for ~25 000 Regine-enheter. For enkelte lokaliteter lages lokale tidsserier fra samme kartdata eller andre kilder som individuelle værstasjoner og andre observasjoner.

2.3.3 Kalibrering og validering

I prosjektet var det ikke et mål å gjennomføre en kalibrert/validert modellkjøring. Metodeutviklingen som rapporteres her var en mulighetsstudie med hovedspørsmål: kan kvantifisert drågerosjonsrisiko vurderes for hele Norges jordbruksareal? Modellen ble utviklet for og testet i flere mindre områder (JOVA-felt). Det er basert på tilgjengelige daglige vannføringsverdier og sediment konsentrasjoner i blandprøver fra overvåkingen. Modellens viktigste kalibreringsparametere er oppsummert her med en kort beskrivelse av kalibrering i utviklingsfasen:

1. *Snøsmelting*

Parametere i snøsmeltingsmodulen ble kalibrert for tre lokalitet (Viken, Innlandet og Trøndelag).

2. *«r» i infiltrasjonsligningene (uttørkingshastighet)*

Kalibrert ut ifra visuell bedømmelse for utvalgte arealbrukstyper. Separat kalibrering for EHD og umettet sone. Totalavrenning fra nedbørsfelt er følsom for små endringer i r ; kalibrering gjennom sammenligning med målt daglig vannføring fra utvalgte JOVA-felt.

3. *Kritisk volum jordtap for klassifisering av drågerosjon*

Kalibrert med hjelp av sammenligning av observerte / fotograferte tilfeller (2019- 2021) av spor av graving i dråg i Skuterud- og Mørdefeltene.

3 Litteraturgjennomgang og dataanalyser

3.1 Dokumentasjon av drågerosjon i Norge

Drågerosjon er en kompleks erosjonsform som kan være krevende å kvantifisere gjennom målinger. Dokumentasjon av hvorvidt erosjonsformen opptrer eller ikke, hvor den i så fall opptrer og i hvilket omfang, krever dessuten overvåking av større arealer over tid, ved at man går ut i felt og observerer, eller gjennom fjernanalyser (fly- og satellittbilder). Internasjonalt er det gjort en hel del studier av drågerosjon, men resultatene er i liten grad overførbare til andre områder enn der studiene er gjennomført, ettersom lokale forhold mht. klima, jordsmonn og topografi er avgjørende for om og hvordan drågerosjon utvikler seg. Det har også vært gjort noen undersøkelser i Norge som gir direkte eller indirekte informasjon om drågerosjon. Disse blir presentert i dette kapitlet.

3.1.1 Overvåking av vannkvalitet i nedbørfelt

Registrering av avrenning og partikkelkonsentrasjoner i nedbørfelt gir tall for netto jordtap ved utløpet av nedbørfeltet, men ingen direkte informasjon om størrelsesorden på ulike erosjonsprosesser, inkl. drågerosjon. Men slike data gir i det minste verdier for summen av alle prosesser, som gir en pekepinn på forskjeller mellom nedbørfelt med ulikt klima, jordsmonn, topografi og drift (Tabell 1). Slike data kan f.eks. brukes til kalibrering og validering av modeller som simulerer prosessene separat, selv om usikkerhetene i resultatene blir høyere enn om man hadde hatt kvantitative måledata for enkeltprosessene.

3.1.1.1 JOVA-nedbørfelt

I Program for jord- og vannovervåking i landbruket. JOVA, <https://nibio.no/tema/miljo/jord-og-vannovervaking-i-landbruket?locationfilter=true> har avrenning og vannkvalitet (partikler, fosfor, nitrogen, pesticider) blitt overvåket i et utvalg nedbørfelter av ulik størrelse siden begynnelsen av 1990-tallet. Programmet inkluderer nedbørfelt på:

- Vestlandet (Time, Skas-Heigre), Nord-Norge (Naurstad) og Østlandet (Volbu), dominert av grasproduksjon, med lavt erosjonsnivå.
- Sørlandet (Vasshaglona), dominert av grønnsaksproduksjon, med høyt erosjonsnivå.
- Trøndelag (Hotran, Ståbekken) og Østlandet (Skuterud, Mørdre, Kolstad, Vandsemb, Bye), dominert av kornproduksjon og evt. til dels betydelig innslag av grasproduksjon, med varierende erosjonsnivåer, fra lavt til høyt.

I JOVA-feltet Skuterud ble det i 2008 anlagt en målestasjon for et delnedbørfelt, Gryteland (Kramer & Stolte, 2009). Her er det målt grøfteavrenning, overflateavrenning og jordtap. Det har blitt gjennomført flere studier om erosjon generelt og drågerosjon spesielt i dette feltet.

Alle disse feltene har potensiale for drågerosjon i varierende grad, men forekomsten av drågerosjon har kun blitt dokumentert i feltene Mørdre, inkl. delnedbørfeltet Vandsemb, og Skuterud, inkl. delnedbørfeltet Gryteland.

Dataene foreligger i en database lokalt hos NIBIO, men vil etter hvert også legges ut offentlig i en nedlastingsløsning. Data/resultater fra feltene er omtalt i vitenskapelige publikasjoner.

3.1.1.2 Andre små nedbørfelt

I tillegg er det siden 1980-tallet gjort overvåking og noen spesialstudier av tiltak mot erosjon i rutefelt og små nedbørfelt (Lundekvam 2007, Øygarden, 2000).

De to små nedbørfeltene som ble driftet av Lundekvam ved Norges Landbrukshøgskole, har dråg og forventes derfor å ha drågerosjon år om annet:

- *Holt på Romerike* – data for overflate- og grøfteavrenning, samt konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer, i perioden 1984- 1993. Feltet er 27 daa, og hele feltet er dyrka mark innenfor et enkelt jorde. Jordsmonnet er bakkeplanert leirjord med lavt moldinnhold. Det foreligger ingen data for drågerosjon som sådan, kun totalt jordtap i overflate- og grøfteavrenning (separate tall) ved utløpet av feltet. Overvåkingsperioden er imidlertid todelt, med ingen tiltak mot erosjon (hele feltet høstpløyd) i den første delen og grasdekt vannvei/ikke pløying i dråget og installert nedløpskum i den andre perioden. Tallene kan derfor gi noe indirekte informasjon om drågerosjon. Målt jordtap i perioden etter tiltak var i middel ca. 50% lavere enn i perioden før tiltak.
- *Enerstujordet i Ås* – data for overflate- og grøfteavrenning, samt konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer i perioden 1984-1993. Feltet er 90 daa, og heterogent mht. arealbruk og jordsmonn. Det inkluderer i tillegg til dyrka mark med variabel drift (både korn og gras), også noe skog, veier, bygninger og en kirkegård. Jordsmonnet varierer fra sandjord til leirjord med middels moldinnhold. Det foreligger ingen data for drågerosjon som sådan, kun totalt jordtap i overflate- og grøfteavrenning (separate tall) ved utløpet av feltet.

Noe av datamaterialet ligger i datafiler hos NIBIO og NMBU. Data og resultater fra feltene er omtalt i flere vitenskapelige publikasjoner.

Øygarden (1989, 2000) driftet seks små nedbørfelt på Romerike mellom 1986 og 1992. Av disse hadde to av feltene dråg:

- *Ullensaker Felt 102* - data for overflateavrenning, samt konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer. Feltet er 32, 5 daa, og hele feltet er dyrka mark (korn) innenfor et enkelt jorde. Jordsmonnet er planert mellomleire til stiv leire og planert mellomleire til silt med 2,6% organisk innhold. Det foreligger ingen data for drågerosjon som sådan, kun totalt jordtap i overflateavrenning ved utløpet av feltet. De to første årene var dråget ikke pløyd, mens de to neste var det harvet og de to siste år hadde feltet stubb. Feltet ble skålharvet (ikke pløyd) i 1985 og 1986. I 1987- og 1988 ble det som tiltak ikke stubbharvet tidlig om høsten, det ble pløyd på tvers av fallet og ploegen ble løftet i forsenkning/dråget med stubb. Avrenningsmåling, målestasjon ved utløp av feltet måler sumeffekten av tiltakene, så en kan ikke ta ut separat effekt av stubb i dråg. Det var stor forskjell i tidspunkt for nedbør og mengde mellom år. I 1988 forekom det ikke avrenningsepisoder seint om høsten etter at det var jordarbeidet i oktober og effekten av stubb i dråg i høstperioden dette året ble derfor ikke registrert. Ved avrenning tidligere på høsten hadde arealet stubb som beskyttet mot erosjon. Også året før var det store avrenningsepisoder om høsten, men når de forekom mens arealet lå i stubb så beskyttet dette mot erosjon og transport av materiale ut i dråget. Størst erosjon ble målt vinteren 1898/1900 etter en ekstrem vinterepisode. De siste år i prosjektperioden ble det ikke høstpløyd, det var kun avrenning i snøsmelting og lave jordtap. Erosjon i dråg ble visuelt observert høst og etter snøsmelting. Erosjon i dråg ble oppmålt i forbindelse med en ekstremhendelse, se kap 3.1.2.
- *Ullensaker, felt 108* - data for overflateavrenning, samt konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer. Feltet er 4,4 daa, og hele feltet er dyrka mark (korn) innenfor et enkelt jorde. Jordsmonnet er siltig mellomleire med 2,9% organisk innhold. Det foreligger ingen data for drågerosjon som sådan, kun totalt jordtap i overflateavrenning ved utløpet av feltet. Dette feltet ble tilsådd med grasdekt vannvei i forsenkningen/dråget (1987). Ploegen ble løftet i forsenkning over vannveien. Det ble også endret pløyeretning slik at det ble pløyd på tvers av fallet, og det ble ikke stubbharvet om høsten før pløying i år med tiltak. Avrenningsmåling ved utløp av feltet måler sumeffekten av flere tiltak på arealet, som redusert jordarbeiding, tidspunkt jordarbeiding, pløyeretning og grasdekt vannvei. Som for felt 102, var det heller ikke her god sammenheng mellom tiltak i dråget og tap og konsentrasjoner av partikler. Det skyldes bl.a stor variasjon mellom år. Et år (1988) ble jordarbeiding på høsten utsatt til oktober, og det forekom ikke avrenningsepisoder etter dette slik at effekten om høsten av tiltak etter ikke ble registrert. Etter 1990 ble den grasdekte vannveien pløyd opp og feltet høstpløyd- det ble målt større jordtap i avrenningen. Erosjon i felt ble visuelt observert (bl.a sedimentasjon som grått lag i vannvei),

observert etter regnvær og snøsmelting. Erosjon i dråg ble oppmålt i forbindelse med en ekstremhendelse, se kap. 3.1.2.

Datamaterialet ligger i datafiler hos NIBIO. Data/resultater fra feltene er omtalt i vitenskapelige publikasjoner.

Tabell 1. Jordtapsnivåer målt i nedbørfelt på ulike lokaliteter i landet.

Felt	Landsdel	Drift	Jordsmonn	Årlig jordtap (kg daa ⁻¹)	
				gj.sn.	min-maks.
Hotran	Trøndelag	Korn + gras	Marin leire, delvis bakkeplanert, m.m.	305	10-968
Holt*	Østlandet	Korn	Bakkeplanert marin leire	279	37-866
Mørdre	Østlandet	Korn	Silt + bakkeplanert marin leire	219	72-471
Lodding 108**	Østlandet	Korn	Siltig mellomleire	222	28-537
Vasshaglona	Sørlandet	Grønnsaker	Sand + leire	146	23-617
Skuterud	Østlandet	Korn	Marin leire + sand	105	29-287
Naurstad	Nord-Norge	Gras	Organisk	82	19-219
Enerstujordet	Østlandet	Korn + gras	Marin leire + sand	77	27-218
Vandsemb	Østlandet	Korn	Silt + bakkeplanert marin leire	43	9-306
Lodding 102***	Østlandet	Korn	Planert mellomleire til silt, planert mellomleire til stiv leire	42	10-159
Kolstad	Østlandet	Korn + gras	Moreneletteire	24	5-129
Bye	Østlandet	Korn	Moreneletteire	18	
Volbu	Østlandet	Gras	Sand	17	3-123
Time	Vestlandet	Gras	Sand + organisk	11	3-30
Skas-Heigre	Vestlandet	Gras	Sand + organisk	10	4-17
Gryteland	Østlandet	Korn	Marin leire + sand	?	

* Dråg ikke pløyd 8 av 16 år; ** Dråg ikke pløyd 2 av 5 år; *** Dråg med grasdekt vannvei 3 av 5 år

3.1.2 Kartlegging og kvantifisering av erosjonsformer - feltregistrering

3.1.2.1 Kartlegging etter en ekstrem avrenningsepisode om vinteren

Øygarden (2000, 2003) kartla riller og drågerosjon på utvalgte lokaliteter i tre fylker etter ekstreme nedbørhendelser i januar og februar 1990. I vinterperioden var det vekslende værforhold med frysing og tining. På felt med avrenningsmålinger på 6 felt på Romerike førte dette til frosset jord med observert glasert overflate. På dette islaget kom det så nedbør i form av snø og deretter mildvær med kraftig regnvær.

På felt *Ullensaker 102* (omtalt over) som var høstpløyd. Både snølaget og nedbøren i form av regn rant av i løpet av to dager, totalt 112 mm overflateavrenning. Det ble ikke registrert grøfteavrenning. Dette var den største avrenningsepisoden som ble registrert i prosjektperioden for disse feltene. Den første dagen 31 januar rant det av ca 25 mm overflatevann med et jordtap på om lag 2 kg daa⁻¹, mens det dagen etter da de øverste jordlaget var tint var overflateavrenning på 77 mm og et jordtap på ca 305 kg daa⁻¹. Det var bare topplaget som var tint og dette begrenset dypere erosjon. Det var konsentrert avrenning i dråget som hadde stubb. Erosjonspor på pløyd areal ble målt til maksimum 0,4 m bredde og 0,26 m dybde, tele hindret dypere utvikling både på pløyd areal og i dråget. Det var stor sedimentering i dråget, estimert til større mengder enn målt i avrenning ut av feltet.

På felt med grasdekt vannvei, *Ullensaker 108* (omtalt over). Det var lignende avrenningsmønster som for felt 102. Feltet med grasdekt vannvei var dominert av høstkorn, men hadde høstpløyd areal øverst på flatene. Oppmåling av erosjonspor viste at riller fra det høstpløyde arealet ble redusert i størrelse

(50%) da det rant inn i høstveten der det utviklet seg til både flateerosjon og mange små riller. I den grasdekte vannveien i dråget sedimenterte det jord og det ble målt 8 cm dybde av sedimenter langs kantene i vannveien og et 20 cm tykt lag midt i vannveien. Selv om det sedimenterte ut erosjonsmateriale i den grasdekte vannveien så resulterte denne episoden i den høyeste avrenning og jordtap som ble målt i seks års perioden. Den grasdekte vannveien beskyttet mot erosjon i selve dråget, men var ikke nok til å gi stor reduksjon i erosjon fra flate og rille erosjon fra hele nedbørfeltet.

Drågerosjon i andre områder.

I leirjordområdene på Romerike begrenset tele i jord- etter gjentatte fyse og tine episoder- dypere erosjonsutvikling. I andre områder, lenger sør med mildere vær der mer av nedbøren kom som regn og det var mer tint topplag, ble det observert store erosjonsskader. Det ble målt opp erosjonsspor på 25 felt i Akershus, Østfold og Telemark. De dypeste og største erosjonsspor utviklet seg ned på grøftenivå. Dette tilsvarte jordtap på 10 tonn daa⁻¹ for denne ene episoden og slike jordtap ble målt i alle de tre fylkene. Det tilsvarer et jordtap på 8, 5- 9, 5 mm. Det var også felles at de store tap hadde sammenheng med jordbruksdrift på det enkelt jorde. På nabojordene med bl.a. stubb eller kontroll med overflatevann var det ingen synlige erosjonsspor. Dette har betydning for valg av tiltak og vurdering av effekter av tiltak. Utvikling av erosjonsspor omtales her i forhold til jordbruksaktivitet for noen av de 25 felt:

Erosjon pga. manglende vedlikehold nedløpskum og avskjæringsgrøft

På et areal (Ski, Akershus) med høstvetete var en nedløpskum i avskjæringsgrøft mellom skog og jorde dekket med sedimenter og kvist og vannet rant konsentrert inn øverst på jorde. Arealet, 18 daa med høstvetete, hadde 10% helling, 14% leire, 37% silt, 48% sand, og et organisk innhold på 1,4%. Avrenningen som rant konsentrert inn øverst på jorde utviklet erosjonsspor til 1,5 dybde og 5,2 meter bredde som tilsvarte 13,2 tonn daa⁻¹. Det var stor utsklidning av flak med høstvetete fra sidene og inn i den dype erosjonsgrøfta. Etter 65 meter flatet hellingen ut og erosjonssporet minket til om lag 30 cm dybde og 30 cm bredde. Dette illustrerer betydningen av vedlikehold av avskjæringsgrøfter og hydrotekniske anlegg, nedløpskummer.

Erosjon på lettere jord, høyt sandinnhold

I Østfold ble det registrert stor erosjon på areal (3 felt) som normalt ikke har erosjon pga høy infiltrasjonsevne. Feltene hadde mindre enn 10% leire, 87% sand, 9% helling. Vannmettet sandjord hadde liten motstandsevne mot avrenning og erosjon. Vann fra gårdsplass på det ene feltet renne ukontrollert inn øverst på jordet. Arealet var høstpløyd og plogfurene ble nesten visket ut. Det ble dannet tre parallelle erosjonsspor, 80 cm bredde og 35 cm dype. En av dem utviklet seg fra 40 cm bredde helt opp til 1,3 m bredde. Det eroderte materiale sedimenterte ved enden av jordet. Denne ekstreme episoden førte til brede erosjonsspor. Bredden i forhold til dybden av erosjonssporet var >1, mens det på areal med mindre sandinnhold hadde smalere, men dypere spor med bredde /dybde faktor <1. Det ene feltet ble pløyd på tvers og plogfurene var fylt med sedimenter som rillene eroderte gjennom.

Erosjon ved endring i fall og redusert leirinnhold

På et felt i Østfold (35 daa med høstpløying, 21% leire, 67% silt og 11% sand), ble det utviklet riller fra flatt område øverst på jorde og videre nedover i plogfurene. Ved endring i helling og erosjon ned til lag der leirinnholdet ble redusert til 6% (siltinnholdet økte) utviklet to riller seg til ett erosjonsspor 100 meter langt, bredde 0,9 m dybde og 1,4 m bredde. Det utviklet deg totalt 12 riller der bredden var mellom 0,7 og 1,10 meter. Det ble estimert jordtap på 12 tonn daa⁻¹.

Erosjon ved graving gjennom matjordlag

I Telemark ble det registrert dype erosjonsgrøfter på 3 felt (helling 6- 12%) med hellingslengder mellom 100 og 400 meter, to felt hadde høstpløying og et felt der det var høstet tidlig poteter. Feltene var mellom 13 og 49 daa. På feltet med poteter utviklet der seg riller etter potetradene. Etter omlag 143 meter eroderte det gjennom matjordlaget og dette ga en markert endring i utvikling av dype erosjonsspor. Det organiske innholdet ble redusert fra omlag 2-4% og ned til 0,9%, leirinnholdet redusert fra 9 til 3-4% og

innholdet av finsand og silt var 92%. Da det eroderte gjennom matjordlaget økte bredden på rillen fra 25 cm til over en meter (1,20 m) og dybden helt ned til og dypere enn drepsrør (0,8- 1,2 meter). Ved avrenningen fortsatte gravingen bakover fra der det brøt gjennom matjordlaget. Det ble utviklet tre slike dype grøfter ned til drepsrøftene på det ene jordet. Jordtapet for disse tre jorder ble estimert til mellom 13 og 41 tonn daa⁻¹. Da terrenget flatet ut nederst på disse jorder ble det avsatt store sedimentasjonsvifter. På nabojerde med korn og stubb var det ingen synlige erosjonsspor.

3.1.2.2 Årlig kartlegging av erosjonsformer i to overvåkingsfelt

I perioden 1995-2004 ble det gjennomført årlig kartlegging av erosjonsformer i de to JOVA-nedbørfeltene Mørdre og Skuterud (Øygarden m.fl. 2003, 2004). Prosjektet var et supplement til den standardiserte overvåkingen i JOVA-programmet, med hensikt å studere og årsaksforklare erosjonsmønster og -utvikling i noen erosjonsutsatte områder, dvs. i nedbørfelt med marin leire og åpen åker på Sørøstlandet. Dette kunne gi grunnlag for vurdering av hvilke arealer som hadde mest erosjon og behovet for aktuelle tiltak. Resultatene ble også brukt i prosjektet INTRA (Bechmann m.fl. (2009) "Integrated risk assessment for the transport of particles, nutrients and pesticides in agricultural catchments"). Der målet var å utarbeide en felles indeks for risiko for erosjon, nitrogen og fosforavrenning.

Kartlegging ble gjennomført på skiftene i de to nedbørfeltene etter at vinteren var over, eller etter intense nedbørepisoder i løpet av året. Det var noe endring i kartleggingsmetoder underveis i prosjektet. Det ble samlet inn informasjon om lokalitet (avmerket på kart, noen ganger registrering av koordinater med GPS), vekst og jordarbeiding, helling, type erosjonsmønster, form på erosjonsmønsteret (u-form, v-form) og dimensjon på erosjonsmønsteret (lengde, bredde, dybde), samt sedimentering (lokalisering, form, tykkelse). Erosjonsformene ble fotografert, og i år med mye erosjon ble det tatt flyfoto av feltene. Målingene av dimensjoner ble brukt til å beregne mengden de kartlagte erosjonsformene (jordtap) utgjorde hvert år. Dette ble vurdert opp mot jordtap målt i bekken ved utløpet av feltene. Det ble også beregnet bredde/dybde-faktor og tverrsnittsareal til å bruke ved klassifisering av erosjonsformene.

Hovedresultatene som presenteres i rapporten (2000 - 2004) var:

- Synlige erosjonsspor, riller og sedimentering forekom kun etter vinterperioden, og ikke etter regnvær om høsten, ikke engang i år med høy nedbør, stor vannføring og stort partikkeltap målt i hovedbekkene.
- Jordtapet i oppmålte riller kunne bare forklare en mindre del av partikkeltapet i bekkene.
- Det ble registrert omfattende erosjon og utrasninger ved og i bekkeløpene i vinterperioden 2000/2001, etter en uvanlig våt høst. Det ble samme år registrert mange skader på hydrotekniske anlegg, både ved grøfteutløp i bekkene og rundt kummer, og på rørkoplinger inne på skiftene.
- I Mørdre ble erosjon i riller (2001 og 2002) bare registrert på skifter som hadde helling ned mot bekken. Det ble registrert lite sedimentasjon av jord inne på skiftene. Flere av rillene endte direkte i bekken eller i en nedløpskum. Mørdre våren 2003 og 2004: Ingen riller i 2003, ikke engang på de få skiftene som var jordarbeidet om høsten. Det var mest stubb (noen steder med fangvekst) i feltet. I 2004 var det 5 skifter med riller – ett med stubb og resten jordarbeidet om høsten.
- I Skuterud ble det registrert riller på et stort antall skifter, de fleste knyttet til høsthvete. Flere av skiftene med rillerosjon hadde ikke direkte kontakt til bekk, men avrenningen rant inn på naboskifter. Det ble også registrert sedimentasjon inne på skiftene. Skuterud våren 2003 og 2004: Kun riller på skifter som var jordarbeidet om høsten, ikke riller der det var stubb (unntatt ett skifte), gras eller direktesådd.

3.1.2.3 Reanalyse av data

Dataene fra Øygarden m.fl. (2004) er analysert på nytt for å se om det er noen forskjell i risiko for rillerosjon på skifter med eller uten risiko for drågerosjon (basert på drågerosjonskartet). Ved opptelling av forekomst av rillerosjon på alle skifter i Skuterud i seks år, finner vi:

Av de 51 skiftene i Skuterud har 31 kartlagt risiko for drågerosjon, mens 20 ikke har det. På skiftene uten risiko for drågerosjon forekom rillerosjon i totalt 15 tilfeller over alle seks år, dvs. en forekomst på 13 %. På skiftene med risiko for drågerosjon forekom rillerosjon i totalt 53 tilfeller over alle seks år, dvs. en forekomst på 28%. Gjennomsnittlig hellingsgrad er lik for skifter med og uten dråg, og fordeling på risikoklasser for flateerosjon er også noenlunde lik, men det er forholdsmessig høyere forekomst av jordarbeiding om høsten på skiftene med dråg (49%) enn på skiftene uten dråg (35%). Derfor er det ikke mulig å konkludere med at skiftene med dråg er mer utsatt for rillerosjon enn skiftene uten dråg.

3.1.3 Kartlegging av tilstand på hydrotekniske anlegg e.l.

NIBIO har fått oppdrag fra Oslo og Akershus fylkeskommune å kartlegge erosjonsskader av ulik årsak. I våren 2009 ble nedbørsfeltet til Leirelva kartlagt for potensielle og aktuelle hydrotekniske tiltak (fangdammer, innløpskummer, osv.) og andre tiltak mot erosjon (utsatt jordarbeiding, grasdekte vannveier). I 2012 fikk NIBIO oppdrag fra Rakkestad og Eidsberg kommunene for å kartlegge erosjonsspor og skader omkring hydrotekniske anlegg (Hauge & Borch, 2012). Hele jordbruksarealet til nevnte kommunene ble observert, med spesielt oppmerksomhet på hydrotekniske anlegg. Feltregistrering besto av beskrivelse, kategorisering, bilder koordinatfesting.

Hovedkonklusjonene fra begge prosjekt er at (1) skader rundt spesielt kummer er viktige kilder til sedimentasjonsproblematikken og (2) at det er stor potensial for både agronomiske og tekniske tiltak. Potensialet gjelder både erosjon og transport av partikler. Mulighetene for å frakoble kildearealet fra resipient er diverse, og de agronomiske (grasdekt vannvei og buffersoner) er viktige tiltak i situasjoner med dårlig eller ikke fungerende tekniske tiltak som skal repareres på senere tidspunkt.

3.1.4 Kvantifisering av drågerosjon ved fjernanalyse

METFURE er et prosjekt som ble gjennomført i 2018 – 2021, og hadde som mål å utvikle metoder for kartlegging og kvantifisering av drågerosjon. Ut av dette prosjektet kom det to rapporter skrevet av studenter som var tilknyttet prosjektet:

Pals (2019) hadde som målsetning å framskaffe mer kunnskap om kvantifisering av rille- og drågerosjon, og å utvikle en metode for effektiv kartlegging og kvantifisering av disse erosjonsformene. Til å begynne med ble det gjort testflyvning av drone med ulike metodikk (bilde/videoopptak, flyvningshøyde, programvare, forhåndsprogrammering/manuell flyvning etc.). De resulterende bildene og videoopptakene ble konvertert til en 3D-modell av området. Det ble utviklet metoder for bruk av programvarene Photoscan og SAGA til å kvantifisere rille- og drågerosjon. De resulterende metodene for kartlegging og kvantifisering er beskrevet i rapporten.

Peters (2020) bygget på arbeidet beskrevet av Pals (2019) til å kartlegge drågerosjon i JOVA-nedbørsfeltet Skuterud i perioden oktober 2019 til februar 2020.

Barneveld *et al.* (2022) utviklet metoder for å identifisere riller og spor av graving i dråg, for å estimere bakkemorfologi før en erosiv hendelse og for å estimere volum jordtap fra en rille eller dråg (Fig. 2). Alle lokaliteter i Skuterud i period mars-april fra 2019 til 2021 ble overvåket i denne studien.

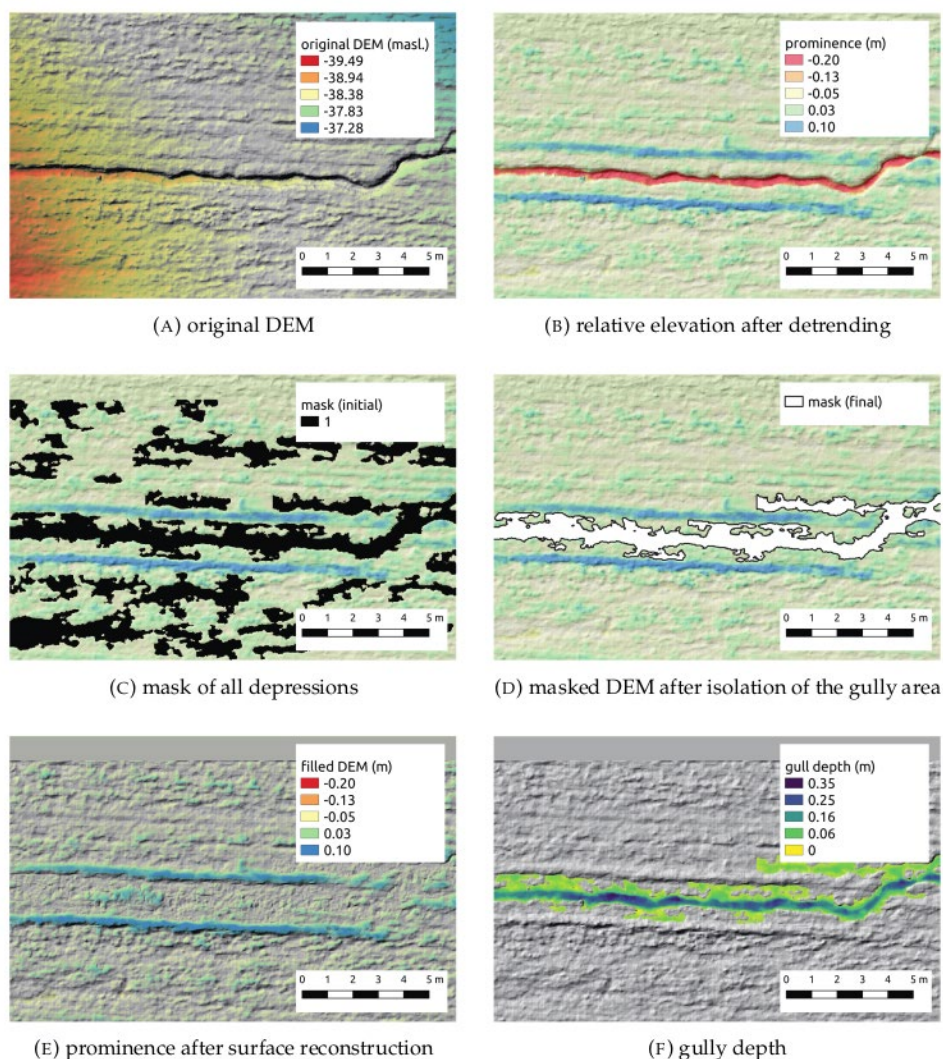


Fig. 2: (topp) Høydemodell med høy oppløsning dannes ut fra dronebilder; (midt) «edge detection algoritme» for å skille mellom drågerosjon og andre former for mikrotopografi; (under) estimert dybde ut ifra forskjellen mellom rekonstruering og observert topografi.

Det ble funnet at drågerosjon i kartleggingsperioden utgjorde 13 kg daa⁻¹. I samme periode var jordtap beregnet utfra avrenning og partikkelkonsentrasjoner ved utløpet av nedbørfeltet 34 kg daa⁻¹. Drågerosjon utgjorde altså ca. 38% av totalt jordtap i nedbørfeltet.

3.2 Modellering av drågerosjon

3.2.1 Drågerosjonskart

I 2021 lanserte NIBIO nytt erosjonsrisikokart, som består av et flateerosjonskart og et drågerosjonskart. Drågerosjonskartet framstiller linjer i terrenget der det potensielt er risiko for drågerosjon i et «gjennomsnittså», basert på overflateavrenning simulert i PESERA-modellen og en digital terrengmodell. Dette kartet ble kalibrert mot flybilder fra ulike steder i landet, der drågerosjon var synlig. Som følge av mangelfulle kvantitative data for drågerosjon på det tidspunktet kartet ble laget, ble risiko for drågerosjon ikke delt inn i klasser.

Kartet er en del av grunnlaget for tilskudd til tiltaket «ingen jordarbeiding om høsten» (overvintring i stubb) innenfor ordningen med regionale miljøprogrammer (RMP). Per i dag gis det da ekstra tilskudd der risiko for flateerosjon ligger i erosjonsrisikoklasse 1 eller 2 og det i tillegg er risiko for drågerosjon (med visse kriterier lagt inn mht. tetthet/lengde av drågerosjonslinjer innenfor jordsmonnpolygoner). Tilskuddsklassene som før tilsvaret klasse 1 til 4 fra erosjonsrisikokartet, er nå utvidet med to flere klasser. Risikoklassene 3 og 4 blir opphøyd til to nye klasser, 5 og 6, i areal med en vis tetthet eller lengdemeter klassifisert drågerosjonsrisiko.

4 Modell for kvantifisering av drågerosjon

4.1 Resultat av kalibrering og validering

Output fra modellen i kartformat ser ut som i Fig. 3. Erosjon, deponisjon og netto jordtap/sedimentasjon skrives til separate kart for vise datoer eller som kumulativ verdi på slutten av et år.

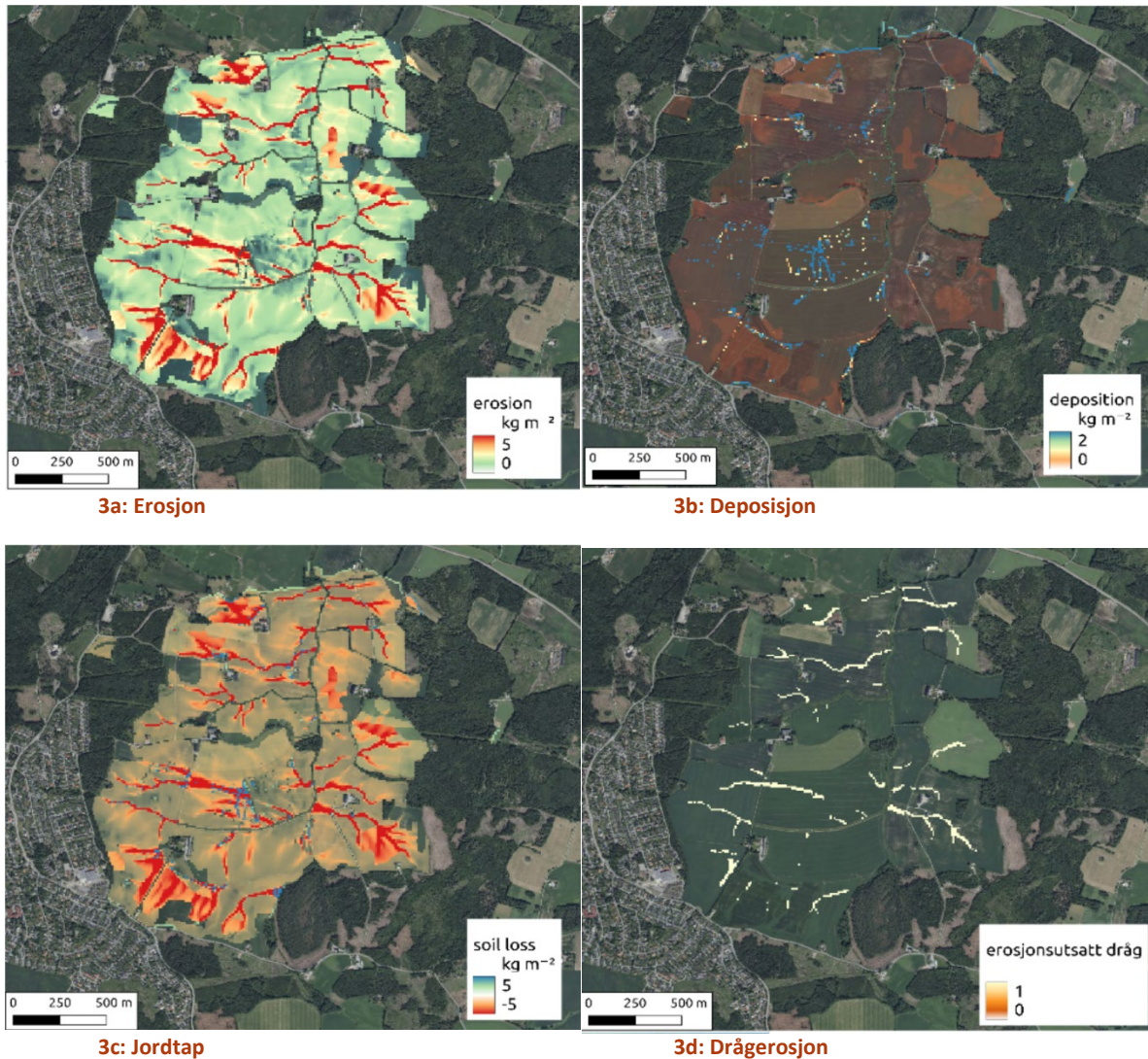


Fig. 3: Eksempler av modelloutput; kart over de ulike fasene og mekanismer i prosessen bak erosjon og sedimenttransport. Kartet viser resultatene for Skuterudfeltet (Ås kommune) for året 2013.

Fordelen med en prosessbasert modell er at kalibreringen kan foretas i to eller flere faser. Modellen ble først kalibrert på vannføring på nedbørsfeltnivå og vanninnhold for et enkelt punkt i et delfelt av Skuterudfeltet. Månedlig avrenning (Fig. 4) hadde en Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) indeks på 0,47 (NSE over 0,75 gir en veletablert modell, mellom 0,36 og 0,75 tilfredsstillende og < 0,36 mindre tilfredsstillende). Den eneste kalibreringsparameteren i testfasen var Effective Hydrological Depth, som ble 0,10 m for hele feltet.

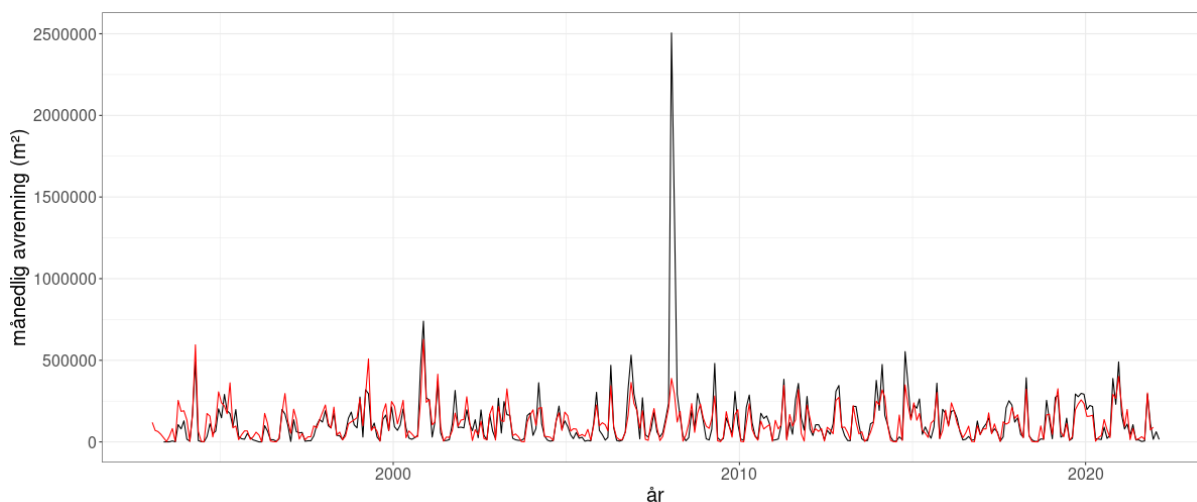


Fig. 4: Månedlig simulert avrenning (rødt) mot målt avrenning (svart) i utløpet til Skuterudbekken for perioden 1993-2021.

Foreløpige resultater viser at modellen er egnet til å simulere avrenning fra overflateavrenning og drenering. NSE for perioden er lav (0,42) og dette forklares av en strukturell overestimering av vannføring i simulasjonen. Bedre resultater kan oppnås, men da vil modellen underestimere de spesielt erosive episodene som er mest vesentlige for totalt jordtap.

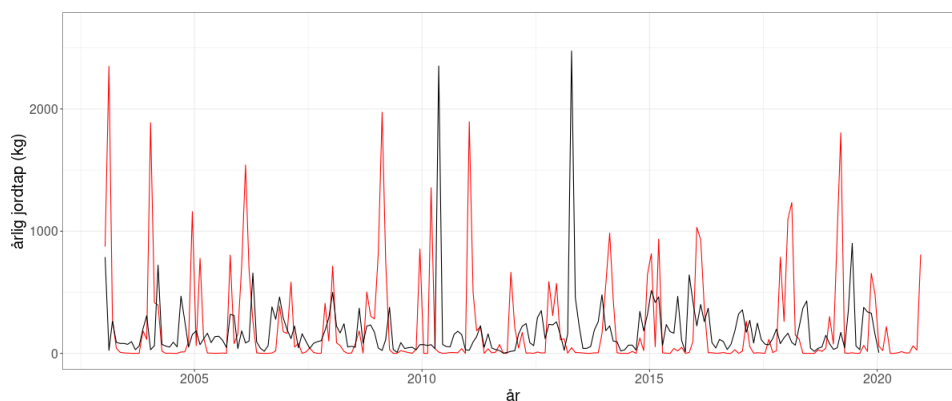


Fig. 5: Månedlig jordtap for Skuterudfeltet; målt (JOVA) i svart og simulert i rødt for perioden 2003-2021.

Månedlig jordtap (Fig. 5) har en dårlig NSE hvis hele tidsperioden er inkludert (-0,48 som betyr at periodens observerte gjennomsnitt for jordtap er et bedre estimat for enkelte måneder enn modellen). Situasjonen blir noe annerledes når de mest erosive måneder ekskluderes fra NSE-beregningen. Selv om modellen har en forholdsvis høy oppløsning i tid (daglige tids), kan svært erosive hendelser påvirke sedimentkonsentrasjonen i JOVA sine blandprøver og det er derfor vanskelig å vurdere hva konsentrasjonen og massebalanse faktisk representerer i modellens kontekst.

4.2 Modellert drågerosjon i utvalgte områder

Tilrettelegging av modellen til produksjon av et landsdekkende kvantitativt drågerosjonsrisikokart besto av modellutviklingen og -testing, og dataforvaltning (inn og ut modellen). Selve kartet ble ikke produsert innenfor prosjektperioden.

Metodikken som er utviklet er egnet for evaluering av drågerosjon per Regine-enhet (NVE). Nasjonalt finnes det omkring 25.000 slike enheter. Siden modellkjøring er tidskrevende og ikke relevant for felt uten, eller med lite andel, jordbruk, ble det laget et utvalg ut ifra antakelse om at felt med mindre enn

10% jordbruk av arealet ikke er relevante. Det blir 6 025 Reginefelt igjen etter dette utvalget (se Figur 6).



Fig. 6: Reginefelt med mer enn 10% andel jordbruksareal (svart).

I disse felt kan modellen kjøres uten eller med tiltak mot drågerosjon eller med bruk av ulike klima- og arealbruks scenarier.

4.3 Videreutvikling og -bruk

Tallene ut fra scenariestudiene er indikative og stemmer ikke nødvendigvis overens med aktuell og målt tiltakseffektivitet. Likevel viser de at modellen, med sine enkle prosessbaserte tilnærminger, er i stand til å vurdere påvirkningen av jordas overflatetilstand. For å bli en pålitelig tilnærming til kvantifisering av drågerosjon for aktuelle og framtidige eller hypotetiske forhold, krever modellen bedre kalibrering. Bruk av måledata fra andre deler av landet og fra ulike kilder vil være en vesentlig del av forbedring av modellen for eventuelt bruk på nasjonal skala. Spesielt sammenligning av modellresultater med målinger fra ruteforsøk er nødvendig for å gjenspeile jordfysiske egenskaper i ulike teksturklasser.

Effekter av snøsmelting og tele kan variere i Norges ulike klimasoner. Videre uttesting av modellen, spesielt i periodene rett før og etter vinter, er nødvendig for vurdering av drågerosjon utenfor sørøstlandet.

Modellen har en hydrologisk kjerne; vannbalansen i jordprofilen. Den er dermed også brukbar i andre studier som har behov for estimert avrenning. Avrenningsmodulen av modellen brukes nå i NIBIO for å estimere avrenning fra oppbygde felt, skogsdominerte områder og større systemer med innsjøer og myr.

Modellen i dagens stand er en anvendelig ramme for simulering av avrenning og relaterte prosesser. Den brukes til å svare på spørsmål som ikke kan besvares med hjelp av måledata. Eksempler av slike spørsmål er:

- Hva er effekten av ulike minimumsbredder til kantsoner på sedimentfluks mot overflatevann?
- Hvor i landskapet er grasdekte vannveier mest effektive?
- Hvilke kombinasjoner (reduisert jordarbeiding, buffersoner, grasdekte vannveier, osv.) av tiltak øker effektiviteten?

I tillegg anvendes modellen for å estimere hvordan endringer i klima og arealbruk resulterer i endringer i både grad og frekvens til erosjon, og hvor viktig ulike transportveier er i forhold til hverandre.

Videreutvikling, utover kalibrering for erosjonsprosessene, forventes i sammenheng med nye prosjekter og forskningsoppgaver.

5 Tiltak

5.1 Dokumentasjon av tiltakseffektivitet

5.1.1 Observerte effekter av arealtilstand på rilleerosjon

Øygarden m.fl. (2003) kartla riller og drågerosjon på utvalgte lokaliteter i tre fylker etter ekstreme nedbørhendelser i januar og februar 1990. Det ble funnet at jordarbeiding og plantedekke, samt kontroll med overflatevann, hadde stor innvirkning på utvikling av drågerosjon.

Øygarden m.fl. (2003) observerte under kartlegging av erosjonsformer i Skuterud og Mørdre at de fleste rillene ble funnet på areal med høsthvete. Rapporten skiller mellom rilleerosjon og drågerosjon.

5.1.1.1 Reanalyse av data

Dataene fra Øygarden m.fl. (2004) er reanalysert for å vurdere forekomst av rilleerosjon ved ulike arealtilstand, på skifter med og uten risiko for drågerosjon (basert på drågerosjonskartet).

Alle slags riller sett under ett, så viser en opptelling av forekomst av riller på skiftene i Skuterudfeltet som følger: I 2002-2004, som har det sikreste datagrunnlaget (alle skifter er garantert kartlagt), var fordelingen på ulike arealtilstand slik: I 2004 hadde 5% av skiftene med ingen jordarbeiding om høsten (direktesåing, stubb eller eng) riller, mens 29% av skiftene med jordarbeiding om høsten (høstharvet eller høstpløyd, med eller uten såing av høstkorn) hadde riller. I 2003 var tallene hhv. 3 og 32%, og i 2002 hhv. 35 og 59%. Dersom vi antar at alle skifter også ble kartlagt i 1999-2001, er tilsvarende tall hhv. 21 og 41% i 2001, 8 og 15% i 2000 og 3 og 18% i 1999. Alle årene sett under ett, gir rilleerosjon på 13% av skiftene med ingen jordarbeiding om høsten og på 31% av skiftene med jordarbeiding om høsten. Tallene indikerer altså at ingen jordarbeiding om høsten beskytter mot rilleerosjon, sammenliknet med jordarbeiding om høsten.

Hele perioden sett under ett, var det kun seks av 51 skifter som hadde rilleerosjon i halvparten av årene eller mer. Her forekom rilleerosjon uavhengig av arealtilstand, på både stubb, høstharving, høstpløying og eng. Alle disse skiftene, med ett unntak, har ifølge drågerosjonskartet, risiko for drågerosjon. Kun ett av disse skiftene hadde rilleerosjon alle seks årene, og da var det høstharvet eller høstpløyd alle årene. Dette skiftet har et tydelig definert, langt dråg. På alle skifter, også der det ikke forekom rilleerosjon i noen av årene, var det variabel arealtilstand og variable forhold mht. topografi og erosjonsrisiko. Rilleerosjon kan oppstå uansett erosjonsrisiko og arealtilstand.

I år med mye erosjon (dvs. observasjon av riller på mange skifter), øker andelen skifter med riller både der det er jordarbeidet og der det ikke er jordarbeidet, slik at andelen fortsatt er størst der det er jordarbeidet, men selve andelen øker *mer* der det ikke er jordarbeidet. Tilsvarende, dersom vi deler opp de 51 skiftene i skifter med dråg (31) og uten dråg (20), og ser alle seks år under ett, får vi for skifter uten dråg rilleerosjon på 5% av skiftene uten jordarbeiding og på 24% av skiftene med jordarbeiding. På skifter med dråg blir det rilleerosjon på 23% av skiftene uten jordarbeiding og på 34% av skiftene med jordarbeiding. Dette viser at risiko for rilleerosjon er høyere på skifter med dråg enn på skifter uten dråg, og at denne økte risikoen medfører en forholdsmessig større risiko for at rilleerosjon oppstår også der det ikke er jordarbeidet. Dette betyr ikke at ingen jordarbeiding ikke beskytter mot erosjon. Selv om synlig rilleerosjon oppstår oftere på ikke jordarbeidet areal under ugunstige forhold enn under mer gunstige forhold, kan omfanget i mengde jordtap likevel være lite på disse arealene sammenliknet med jordarbeidet areal.

Dataene gir også grunnlag for beregning av mengde rilleerosjon. Det er gjort et forsøk på å sammenstille dette for ulike arealtilstand i Skuterud og Mørdre, i Fig. 7 og 8. For begge nedbørfeltene er beregnet mengde jordtap som følge av rilleerosjon høyere for høstpløying (med og uten høstkorn) enn for stubb

og eng. Det er altså ikke bare andelen av skifter med rilleerosjon som er høyere ved jordarbeiding om høsten enn ved ingen jordarbeiding om høsten, men også mengden jordtap.

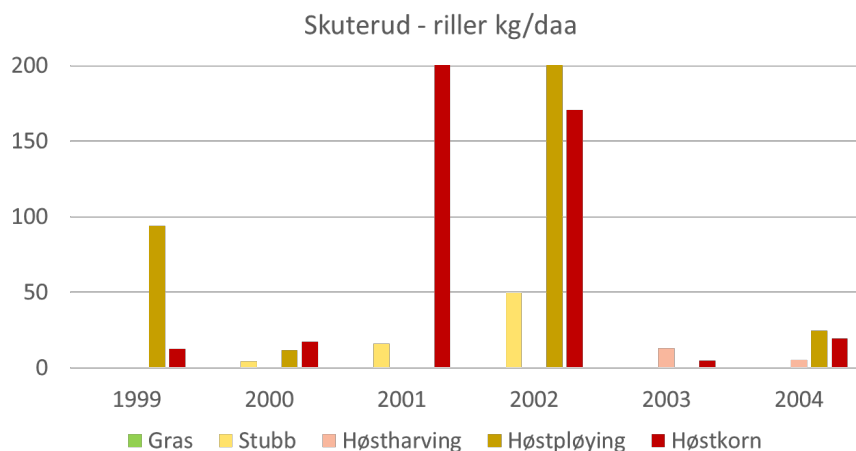


Fig. 7: Effekter av forskjellige jordbrukspraktisk jordtap som følge av rilleerosjon for Skuterud nedbørfeltet

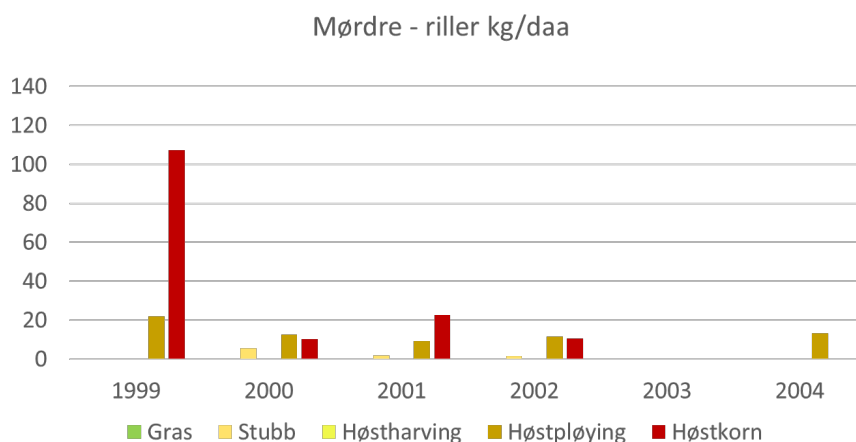


Fig. 8: Effekter av forskjellige jordbrukspraktisk på jordtap som følge av rilleerosjon for Mørdre nedbørfeltet

Tallene som her har framkommet, sier ikke noe direkte om effekter av arealtilstand på drågerosjon, men gir noen indikasjoner utfra antakelse om at noe av rilleerosjonen på skifter med risiko for drågerosjon, er riller som kan klassifiseres som drågerosjon (se Kapittel 6 for detaljerte forklaring).

5.1.2 Tiltakseffekter

Modellen er prosessbasert og er dermed egnet for å analysere effekten av endringer i enkelte parametere, eller flere samtidig. Tre tiltak som er utbredt på Norges jordbruksareal ble valgt ut for å analyseres for påvirkning på erosjon; buffersoner, innløpskummer og grasdekte vannveier. Effekten av buffersoner er kvantisert i mange ulike studier (se Buseth Blankenberg *et al.*, 2017). Disse målinger er representative for lokal, maksimal partikkelfiltreringsevne. Hvordan buffersoner i sin helhet påvirker vannkvalitet på nedbørsfeltetskala kan ikke analyseres med målinger. Det samme gjelder endringene i vann- og partikkeltransport i et landskap med eller uten innløpskummer. Mens hellingslengder blir kortere med kum, kan de også fungere som snarveier for partikler som uten kum hadde blitt liggende nederst i terrenget.

Modellen som ble utviklet i prosjektet er spesielt egnet for en (kvalitativ) sammenligning av jordtap på nedbørsfeltnivå. Kvantitativ vurdering krever pålitelige tall for parameterisering av tiltak i modellen,

spesielt partikkeltransportevne, og er dermed utover både modellens og prosjektets målsetting. Skuterudfeltet ble valgt ut for å scenarierstudiene. Vurdering av modellresultat i dette JOVA-feltet, et kjent og nært område, kan baseres på forfatterens erfaring i feltet.

Modellens evne til å simulere tiltaksscenarier ble testet med en forenklet tilnærming. Tiltak ble representert i modellen med å endre på enten inputdata, eller gjennom endring i lokale verdier til parametere som styrer avrenning og erosjon. Formålet med øvelsen er et kvalitativt inntrykk av modellens stabilitet og evne til å representere effekter av tiltak på jordtap på skifte- og nedbørsfeltnivå.

Tre scenarier ble simulert til sammenligning med en utgangssituasjon, definert som en situasjon uten tiltak og vanlig drift (høstpløying og vårkorn): a. innløpskummer, b. bufferzoner (alle bekkanter) og c. grasdekte vannveier (alle ifølge dagens drågerosjonsrisikokart).

Scenariene ble beregnet for perioden 1993-2021 (1993 tilsvarer begynnelsen av JOVA-overvåkingsperioden). Sammenlignede resultater fra alle scenario for denne perioden er fremstilt i Fig. 12.

Innløpskummer

Innløpskummer ble representert i modellen gjennom å bygge inn snarveier fra kum til nedbørsfeltets utløp. Kummenes lokaliteter er kjent for Skuterudfeltet. Resultatet av modelkjøringen med og uten innløpskum vises i Fig. 9. Kartutsnitt viser at hellingslengdene blir kortere, og det har to adskilte påvirkninger på jordtap på nedbørsfeltnivå.



Fig. 9: Situasjon uten (v.) og med (h.) innløpskummer (gjengitt i hvitt).

Effekten av innløpskummer på jordtap på nedbørsfeltnivå vises tydelig i årlige erosjonskart, som er en av outputene i modellen. Effekten av innløpskummer er en netto forverring av jordtap på nedbørsfeltnivå. Selv om bakkelengdene blir kortere, er 'snarvei-effekten' såpass betydelig at sedimenttransport mot bekkeløpet øker i scenarie med innløpskummer.

Gjennomsnittlig økning i jordtap på nedbørsfeltnivå er 32% for perioden 1993-2021.

Bufferzoner

Effekten av bufferzoner langs alle bekkeløp i Skuterudfeltet ble simulert. Med en romlig oppløsning på 10m er modellen lite egnet til vurdering av tiltakseffekt med ulike kantsonebredder. En forenklet tilnærming ble valgt med å klassifisere alle rasterceller som ligger langs Skuterudbekkens kant, som bufferzoner. Endringen i modellens parametere besto av en 90% reduksjon i transportkapasitet og løsrivelse fra avrenning.

Gjennomsnittlig reduksjon i jordtap på nedbørsfeltnivå er 69% for perioden 1993-2021. Reduksjonen er høy, men tilsvarer funn basert på måledata som for eksempel rapportert av Zhang *et al.* (2010).

Grasdekte vannveier

Scenariet med grasdekte vannveier (Fig. 10) ble parameterisert gjennom en reduksjon i både sedimenttransportevne (overflateavrenning) og partikkelløsrivelse. Begge parametere reduseres med 90% i dette eksempelet (virkelige verdier kan variere, 90% tilsvarer høy effektivitet).

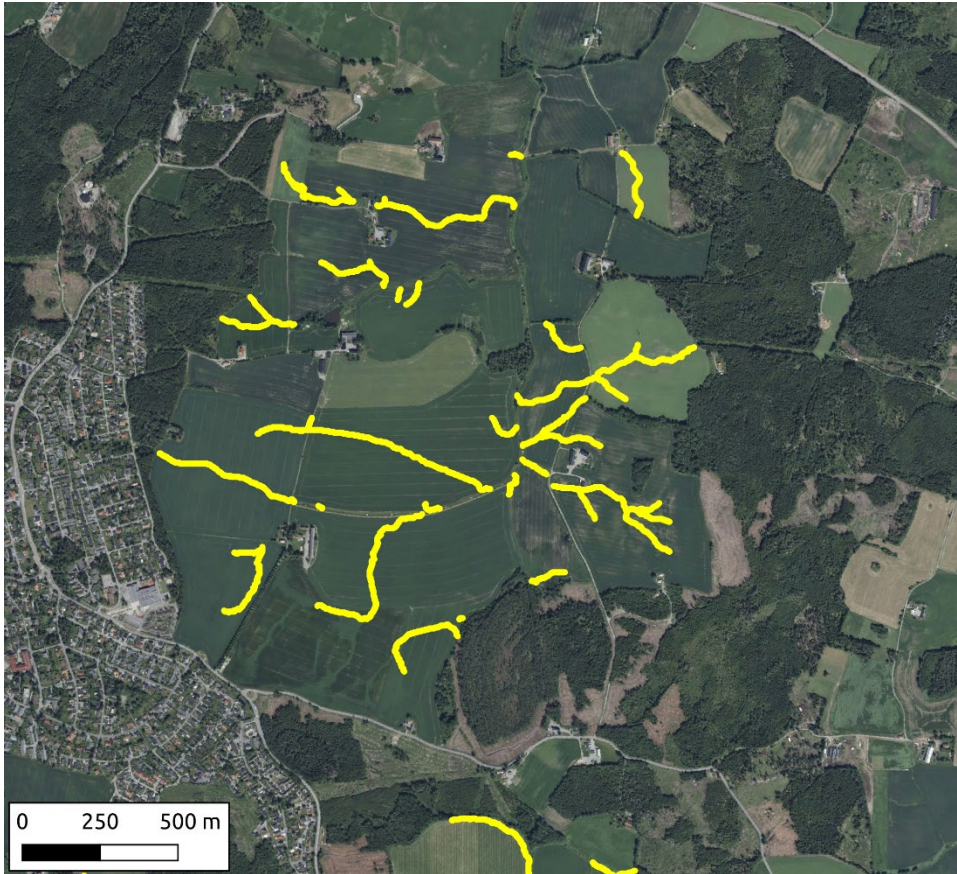


Fig. 10 Situering av grasdekte vannveier i Skuterudfeltet (plassert etter drågerosjonrisikokartet på kilden.nibio.no).

Reduksjonen av jordtap på nedbørsfeltet er 9% for perioden 1993-2021. Selv om sammenligning med måledataene i 3.1.4 er vanskelig, er verdien i samme størrelseordre som det årlige andel drågerosjon av jordtap fra Skuterudfeltet. Reduksjonen i 2019-2021 (tilsvarende overvåkingsperiode i 3.1.4) er 12% (det ble målt 16% i gjennomsnitt for de tre årene; se Fig. 11).

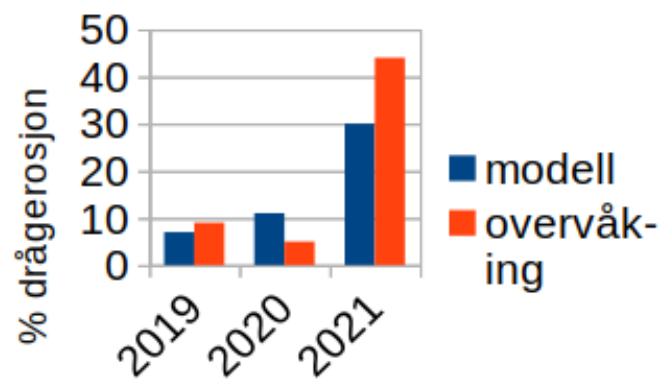


Fig. 11: Reduksjon i totalt jordtap (i blått) og andel drågerosjon av totalt jordtap (i rødt) for Skuterudfeltet i periode 2019-2021.

6 Diskusjon/konklusjon

Forebygging av drågerosjon gjennom målretta tiltak er svært viktig. Gårdbrukere og miljø- og landbruksforvaltning har i flere år uttrykt behov for verktøy som kan hjelpe til med å identifisere dråg som er utsatt for erosjon, noe som vil gjøre det enklere å målrette tiltak, for det enkelte dråget og på landskapsnivå med f.eks. plassering av bufferzoner og fordøyningsbasseng.

Drågerosjon er en kompleks erosjonsform som kan være krevende å kvantifisere gjennom målinger. Dokumentasjon av hvorvidt erosjonsformen opptrer eller ikke, hvor den i så fall opptrer og i hvilket omfang, krever dessuten overvåking av større arealer over tid, ved at man går ut i felt og observerer, eller gjennom fjernanalyser (fly- og satellittbilder). Vi har samlet de fleste studier som er gjennomført i Norge med hensyn til drågerosjon kvantifisering. Dataene fra Øygarden m.fl. (2004) er analysert på nytt for å se om det er noen forskjell i risiko for rillerosjon på skifter med eller uten risiko for drågerosjon. Av 51 skiftene i Skuterud nedbørfeltet har 31 kartlagt risiko for drågerosjon, mens 20 ikke har det. I en undersøkelse i to prosjekter om effekter av hydrotekniske tiltak viste seg at skader rundt spesielt kummer er viktige kilder til sedimentasjonsproblematikken i bekker. I METFURE prosjektet, som ble gjennomført i 2018 – 2021, ble funnet at drågerosjon i kartleggingsperioden utgjorde 13 kg daa⁻¹. I samme periode var jordtap beregnet utfra avrenning og partikkelkonsentrasjoner ved utløpet av nedbørfeltet 34 kg daa⁻¹. Drågerosjon utgjorde altså ca. 38% av totalt jordtap i nedbørfeltet. Disse studier viser at forekomst av drågerosjon i Norge er en vanlig prosess som kan forklare omtrent en tredjedel av totalt jordtap. Også dårlig vedlikeholdt av kummer er en kilde til jordtap. Disse konklusjoner er basert på observasjoner i et liten geografiske område i Norge (Østlandet). Vi kan ikke talfeste bidra av drågerosjon og kummer på årlige jordtap for andre områder i Norge.

Vi har analysert gamle data på nytt for å få et estimat av effekter av tiltak mot dråg- og rillerosjon. Det er gjort et forsøk på å sammenstille dette for ulike arealtilstand i Skuterud og Mørdre nedbørfeltene. Tallene som her har framkommet, sier ikke noe direkte om effekter av arealtilstand på drågerosjon, men gir noen indikasjoner utfra antakelse om at noe av rilleerosjonen på skifter med risiko for drågerosjon, er riller som kan klassifiseres som drågerosjon. Analysen er dessuten grov og basert på gjennomsnittlige forhold innenfor hvert skifte. En rekke forhold er ikke tatt høyde for/vurdert i analysen (mikrotopografi, retning på såfårer og plogfårer i forhold til hellingsretning, effekt av nedløpskummer, avrenningens opphav, etc.). Det er ikke gjort noen statistiske analyser for å sjekke om forskjeller er signifikante.

Vi har brukt erosjonsmodellen for å beregne effekter av tiltak mot drågerosjon. Vi har beregnet effekter av innløpskummer, grasdekte vannveier og bufferzoner langs bekken. Samlignede resultatet fra beregningen vises i Fig. 12 for Skuterudfeltet. Det vises at kummer øker jordtap, mens grasdekte vannveier viser mindre tydelig effekt. Største reduksjon er ved bruk av kantsoner. I en studie med bruk av LISEM modellen for samme område (Wang 2013) viste resultatene fra simuleringene sammenlignede effekter. I denne studie sammenlignes grasbaner som er lokalisert langs bekken, i grasdekte vannveier og langs høydekvoter. Plassering av tiltak langs bekken i nedbørfeltet gi størst reduksjon i total avrenning og flomtopp.

Modellen må utvikles videre for å representere de ulike prosessene som medfører partikkeltransport. Flere prosesser som ikke inngår modellen (kanterosjon, sediment fra bekkedunn) er vanskelig eller umulig å kvantifisere. Sammenligning med måledata fra utløp må derfor tolkes og andre former for validering, spesielt jordtap fra drågerosjon som observert i felt, er vesentlige for å vurdere modellresultater.

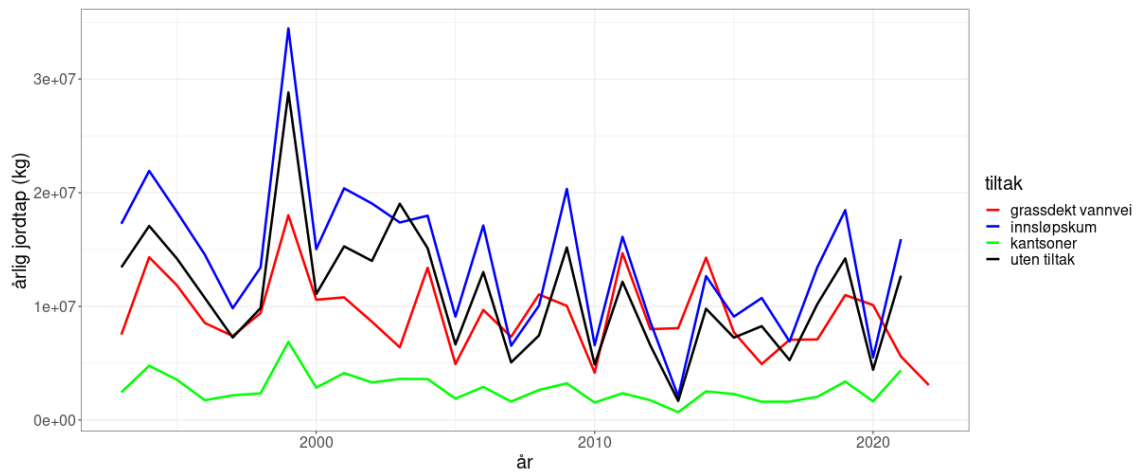


Fig. 12: Årlig jordtap fra Skuterudfeltet uten (svart) og med ulike tiltak (rødt, grønt og blått) for perioden 1993-2021.

Litteratur

- Barneveld, R.J., J. Stolte, S.E.A.T.M van der Zee, 2022. Estimating ephemeral gully erosion rates in a Norwegian agricultural catchment, using low-altitude UAV imagery. Doktorgradsavhandling, k.4 (p. 53-75) Wageningen University and Research.
- Bechmann, M., Stålnacke, P., Kværnø, S., Eggestad, H.O., Øygarden, L. 2009. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Science of the total environment* 407 (2009): 749-759.
- Beven, K.J. 1985. "Distributed Models," In: M. G. Anderson and T. P. Burt, Eds., *Hydrological Forecasting*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 1985, pp. 405-435.
- Desmet, P.J.J., G. Govers. 1997 Two-dimensional modelling of the within-field variation in rill and gully geometry and location related to topography. *Catena* 29 (1997) 283-306
- Hauge, A., Borch H. 2012. Tiltakskartlegging i landbrukets hydrotekniske systemer i deler av Eidsberg og Rakkestad. Bioforskrapport 93/2012
- Hauge, A., T.K. Haraldsen. 2017. Planering og jordflytting– Utførelse og vedlikehold. NIBIO BOK 3(4) 2017
- Knapen, A., J. Poesen. 2010. Soil erosion resistance effects on rill and gully initiation points and dimensions. *Earth Surf. Process. Landforms* 35, 217–228 (2010).
- Kramer, G.J.; Stolte, J. Cold-Season Hydrologic Modeling in the Skuterud Catchment. An Energy Balance Snowmelt Model Coupled with a GIS-Based Hydrology Model; Bioforsk Report 4(126); Bioforsk: Ås, Norway, 2009; Volume 46.
- Lundekvam, H. 2007. Plot studies and modelling of hydrology and erosion in southeast Norway. *Catena* 71 (2007) 200-2009.
- Pals, M., 2019. Project MetFure. Research Report. Internship report HAS University of applied science.
- Peters, F. 2020. Quantifying and measures of gully erosion. Internship report HAS University of applied science.
- Valentin, C. J. Poesen, Yong Li. 2005; Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena* 63: 132–153
- Vandaele, K., J. Poesen, Govers, G., van Wesemael, B. 1996. Geomorphic threshold conditions for ephemeral gully incision. *Geomorphology* 16 (1996) 161-173.
- Wang T.C., 2013. Modeling grass zones as a land use measure in the Skuterud catchment using the Limburg Soil Erosion Model. Master thesis Norwegian University of Life Sciences.
- Zhang X., Liu X., Zhang M., Dahlgren R.A., Eitzel M., 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution (2010) *Journal of Environmental Quality*, 39 (1), pp. 76 – 84
- Øygarden, L. 1989. Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Akershus. Handlingsplan mot landbruksforurensninger. Rapport no. 6. GEFO. ISBN 82- 7467-014-0. 113 s.
- Øygarden, L. 2000. Soil erosion in small agricultural catchments, south-eastern Norway. Doctoral thesis: 8. ISSN 0802-3220. University of Agricultural Sciences, Ås, Norway,
- Øygarden, L. 2003. Rill and gully development during an extreme winter runoff event in Norway. *Catena* 50 (2003) 217–242.

Øygarden, L., J. Deelstra, H. O. Eggestad, S. M. Vandsemb. 2003. Book chapter: Erosion and sediment transport measurement in rivers: technological and methodological advances: Workshop, Oslo, Norway, 19-21 June, 2002, 2003, 79-87.

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.