

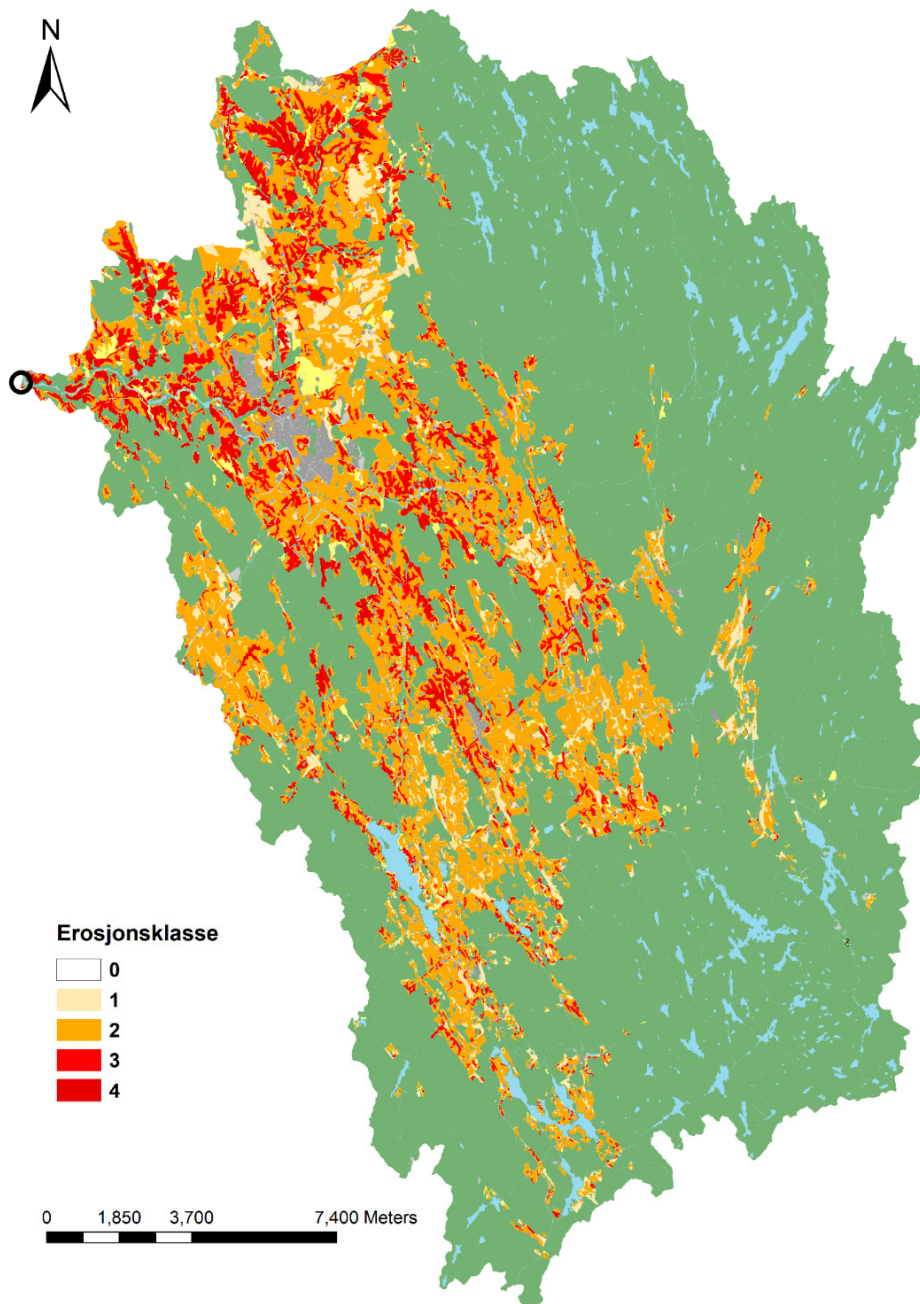


NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Lokal tiltaksplan for Rakkestadelva

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 145 | 2018



Torsten Starkloff, Marianne Bechmann, Stein Turtumøygard
Divisjon for Miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Lokal tiltaksplan for Rakkestadelva

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Torsten Starkloff, Marianne Bechmann, Stein Turtumøygard

| | | | | |
|--------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|----------------------|
| DATO/DATE: | RAPPORT NR./ REPORT NO.: | TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY: | PROSJEKTNR./PROJECT NO.: | SAKSNR./ARCHIVE NO.: |
| 17.12.2018 | 4/145/2018 | Åpen | 11196 | 18/00817 |
| ISBN: | ISSN: | ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES: | ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES: | |
| 978-82-17-022210-7 | 2464-1162 | 27 | 1 | |

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Vannområde Glomma Sør

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Maria Ystrøm Bislingen

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannkvalitet, arealbruk, jorderosjon, tiltak

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jordressurser og hydrologi

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Sammendrag, se side 25

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Østfold

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Rakkestad

STED/LOKALITET:

Rakkestadelva

GODKJENT /APPROVED



JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



TORSTEN STARKLOFF



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Dette prosjektet, med navnet «Lokal tiltaksplan for Rakkestadelva», er gjennomført på oppdrag for vannområdet Glomma Sør for Øyeren.

Prosjektgruppa i NIBIO har bestått av Torsten Starkloff (prosjektleder, datatilrettelegging for Agricat2, laging av fure-erosjonsrisikokartet, rapportering), Stein Turtumøygard (datatilrettelegging for Agricat2, Agricat2 modellkjøring, rapportering), Marianne Bechmann (kostnads effektivitet og rapportering).

Oppdraget er gjennomført i samarbeid med Maria Ystrøm Bislingen fra vannområdet Glomma Sør for Øyeren.

Tønsberg, 17.12.18

Torsten Starkloff

Innhold

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Innledning..... | 5 |
| 2 | Materialer og metoder | 6 |
| 2.1 | Feltbeskrivelse..... | 6 |
| 2.2 | Beskrivelse av Agricat 2 | 8 |
| 2.3 | Inputdata og kartgrunnlag..... | 9 |
| 2.4 | Modelloppsett for Rakkestad | 9 |
| 2.5 | Kostnadsberegninger..... | 11 |
| 2.5.1 | Jordarbeiding | 11 |
| 2.5.2 | Redusert fosforgjødsling | 12 |
| 2.5.3 | Grasdekte buffersoner og vannveier | 13 |
| 2.6 | Metode for estimering av fure-erosjonsrisiko..... | 13 |
| 3 | Resultater og diskusjon | 15 |
| 3.1 | Resultater av beregninger med Agricat 2..... | 15 |
| 3.2 | Kostnader og kostnadseffektivitet..... | 16 |
| 3.3 | Fure-erosjonsrisiko | 17 |
| 3.4 | Betraktninger rundt usikkerheter og begrensninger i beregninger | 24 |
| 4 | Konklusjon/sammendrag | 25 |
| | Referanser | 26 |
| | Vedlegg..... | 28 |

1 Innledning

Rakkestadelva med tilhørende sidevassdrag er på størrelse med Rakkestad kommune, og Rakkestadelva er sammen med Hæra en av de viktigste tilførselselvene til Glomma i vannområde Glomma sør for Øyeren.

Det knytter seg mange interesser til vassdraget. Elva er drikkevannskilde for Rakkestad kommune, og det er rekreasjonsmessige brukerinteresser i vassdraget. Det drives intensivt jordbruk i området, og store deler av nedbørfeltet har spredt bebyggelse. Perioder med intensiv nedbør og høy avrenning har ført til for høyt partikkelinnhold og problemer for råvannskvaliteten. Ravineområder og ustabile bekkekanter fører også til mye erosjon.

Rakkestad kommune skal i 2018 i gang med å utarbeide fremtidig strategi for drikkevannsforsyning. Det er behov for en detaljert analyse av vassdraget med tilførsler, ekstra utsatte områder internt i vassdraget med tanke på avrenning, tiltaksanbefalinger og kostnadsanalyser.

Eksisterende tiltaksanalyser tar for seg nedbørfeltene som helhet. Analysene sier imidlertid ikke noe om hvor i nedbørfeltet de ulike tiltakene har best effekt. I lokal vannforvaltning vil en ha behov for å gå mer i dybden og danne grunnlag for å kunne prioritere spesielt viktige områder for tiltaksgjennomføring.

Prosjektet har til hensikt å foreslå hvilke områder innad i vassdraget som bør prioriteres med tanke på å sette inn tiltak, og hvilke tiltak/tiltakskombinasjoner som mest effektivt vil bidra til å redusere tilførselene av næringsstoffer. Det er fortsatt et potensiale for å øke tiltaksgjennomføringen rundt vassdragene, men tiltak har en kostnad for bøndene. Dersom en skal intensivere tiltaksgjennomføringen, må bøndene føle at de blir kompensert for ulempene med å gjennomføre tiltak. I den forestående rulleringen av RMP, vil det være essensielt å blinke ut de mest effektive tiltakene, og dersom midlene skal strekke til, vil det også være et behov for å definere de områdene der tiltak har størst virkning på avrenningssituasjonen. Å få definert kostnadene blir essensielt. Det vil også være viktig å avdekke hva som skal til for å hindre episoder med såpass høy avrenning at det ikke vil være mulig å produsere råvannskvalitet fra elva. Vurderinger knyttet til dette vil være viktige når Rakkestad kommune skal planlegge fremtidig vannforsyning.

2 Materialer og metoder

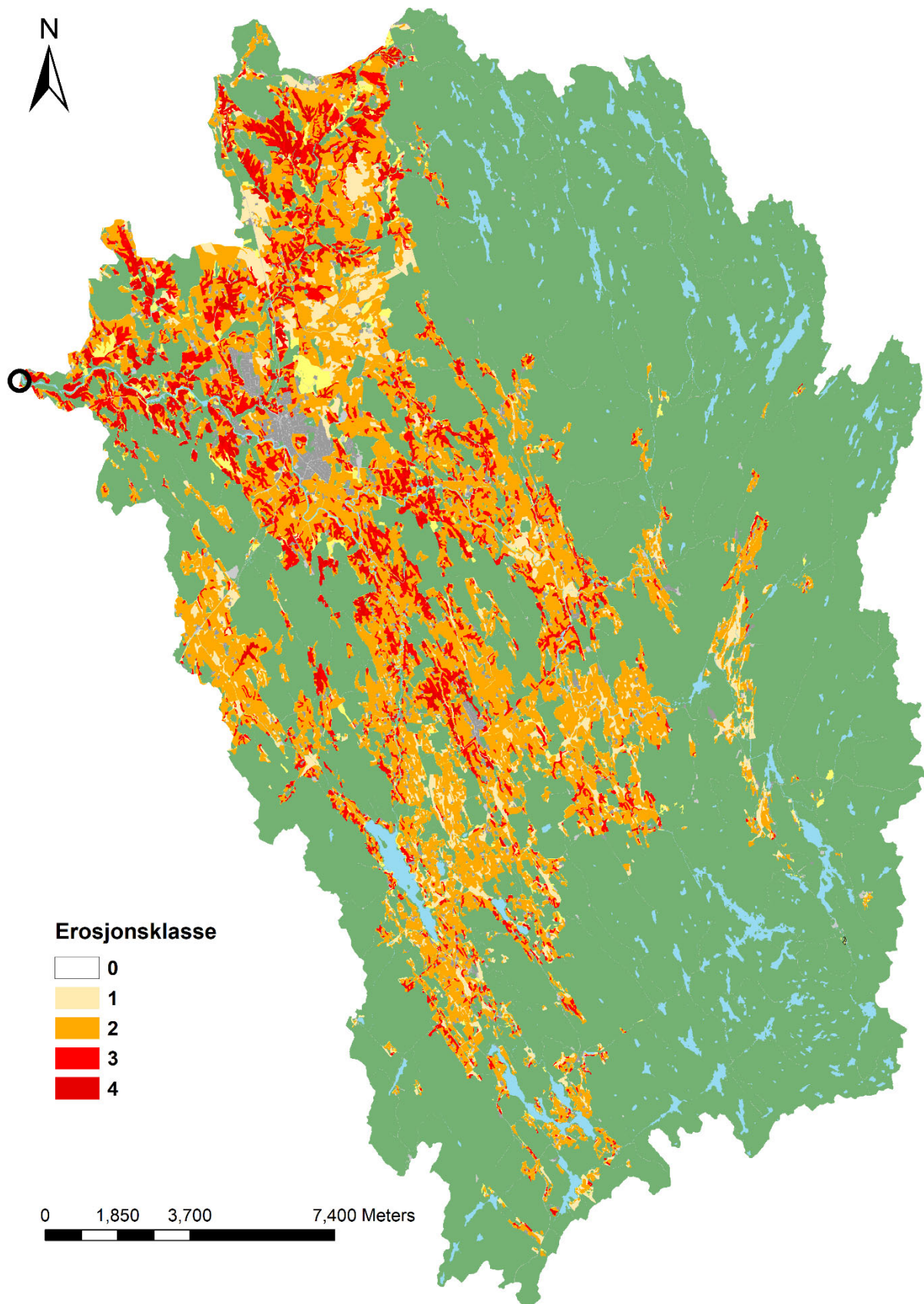
2.1 Feltbeskrivelse

Nedbørfeltet til Rakkestadelva (Figur 1) er om lag 463 km² og strekker seg over fem kommuner: Aremark, Eidsberg, Halden, Marker og Rakkestad. Resipienten til Rakkestadelva er Glomma. Feltet er dominert av skog (66 %) med en del jordbruk (26%), litt myr (3 %) og noen urbane områder (1%). Jordbruk er hovedsakelig korndyrking.

Jordsmonnet på dyrka mark i vannområdet domineres av hav- og fjordavsetninger, typisk siltig og sandig mellomleire (www.kilden.nibio.no). I feltet finnes også innslag av sandige jordarter utviklet på elve-, breelv- og strandavsetninger. Om lag en tredjedel av det dyrka arealet, først og fremst havavsetningene, er bakkeplanert. Ca. 24 % av arealet har høy til svært høy erosjonsrisiko.

Rakkestad tettsted (ca. 4600 innbyggere) bruker Rakkestadelva som drikkevannskilde, og hovedutfordringen er at perioder med høy avrenning på grunn av mye nedbør, snøsmelting osv. fører til høyt partikkelinnhold og problemer med råvannskvalitet.

Gjennomsnittlig årlig temperatur i området er 5,1 °C og gjennomsnittlig årlig nedbør er 849 mm (www.nevina.nve.no). Gjennomsnittlig avrenning basert på beregningene fra NVE for normalperioden (1961-1990) er 6,6 m³/s.



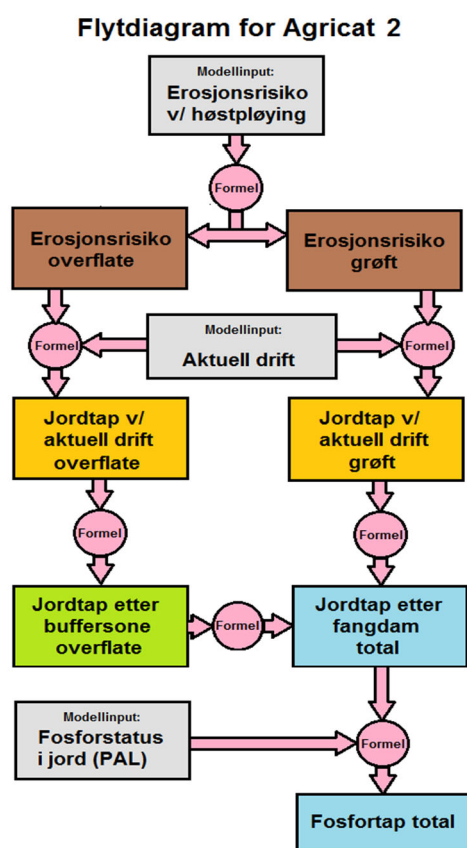
Figur 1: Nedbørfeltet til Rakkestadelva med utløp (svart sirkel) og erosjonsrisikoklassene.

Tabell 1: Areal (daa) i ulike erosjonsrisikoklasser i nedbørfeltet til Rakkestadelva.

| Erosjonsrisikoklasse | Areal i daa |
|------------------------------|-------------|
| 1 – lav erosjonsrisiko | 12325 |
| 2 – middels erosjonsrisiko | 71347 |
| 3 - høy erosjonsrisiko | 17571 |
| 4 – svært høy erosjonsrisiko | 8859 |
| Sum jordbruksareal | 110102 |

2.2 Beskrivelse av Agricat 2

Følgende beskrivelse av Agricat 2 er hentet fra rapporten Kværnø og Turtumøygard (2015). Agricat 2 er en enkel, empirisk modell som er utviklet ved NIBIO. Modellen beregner jord- og fosfortap fra jordbruksarealer, under faktisk drift i spesifiserte år og/eller for ulike scenarier og tiltakspakker. Resultatene kan derfor brukes som støtte i målretting og prioritering av tiltak.



Et forenklet flytdiagram for de ulike beregningsstegene i Agricat 2 er vist i figur 5. Modellen tar hensyn til samspillseffekter.

Først beregnes jordtapet med utgangspunkt i erosjonsrisiko ved høstpløying, modifisert gjennom empiriske formler («jordarbeidingsfaktorer») for å representere aktuell drift (vekst og jordarbeiding). Verken erosjonsrisiko-kart eller jordarbeidings-faktorer tar høyde for andre erosjonsformer enn flateerosjon, f.eks. erosjon i dråg. Det «aktuelle» jordtapet modifiseres så ved retensjon i en eventuell grasdekt buffersone, og deretter ved retensjon i en eventuell fangdam. Grasdekte vannveier behandles i modellen ikke som et tiltak som sådan, disse behandles kun som et grasdekt areal. Jordarbeidingsfaktorene og retensjons-prosentene beregnes utfra empiriske formler basert på målinger i norske feltforsøk.

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

Figur 2. Flytdiagram for beregninger i Agricat 2. Diagrammet gjelder for beregninger som skjer på enkeltenheter. Aktuell drift betegner her både faktisk drift og drift definert i scenario. Modellinput kommer fra offentlige kart og registre.

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

I tiltaksanalyser kjøres først Agricat 2 for en referansesituasjon, som vanligvis er faktisk/aktuell drift for et gitt år, og deretter for utvalgte «scenarier», som kan representere f.eks. ulike tiltakspakker.

Hovedforskjellene mellom Agricat 2 og forløperen Agricat er brukergrensesnittet og forbedrede rutiner for fordeling av drift på arealene, samt at noen formler er modifisert: formlene for jordarbeidingsfaktorer og formlene for beregning av totalfosfor i jord utfra fosforstatus i jord (P-AL).

Agricat-versjonen fra 2013 er kalibrert og validert mot målte data for jord- og fosfortap i tre JOVA-nedbørfelter (Follo, Romerike, Hedmarken) for å få et mål på om nivå for jord- og fosfortap er realistisk (Kværnø et al., 2014a). Fosfortapsberegningene i Agricat 2 er validert mot måledata på rutefelt- og skifteskala (Kværnø et al., 2014b).

2.3 Inputdata og kartgrunnlag

Agricat 2 bruker en rekke kart og tabeller som grunnlag (inputdata) for beregningene, og det er et viktig prinsipp at disse datakildene skal være allment og lett tilgjengelige. For dette prosjektet har vi brukt følgende datakilder som input til Agricat 2:

- Som nedbørfeltgrense har vi benyttet kommunegrensen for Rakkestad.
- Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkeldata).
- Jordsmonnsskart med informasjon om jordart og bakkeplanering, og kart med kontinuerlige verdier for erosjonsrisiko ved høstpløying («EHP») – fra NIBIO. EHP er korrigert som beskrevet av Kværnø et al. (2014b).
- Informasjon om/kart over jordbruksdrift (vekst, jordarbeiding), grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier i 2016, fra Landbruksdirektoratet gjennom søknad om produksjonstilskudd og RMP-tilskudd (via eStil). Data om høstkornareal rapporteres ett år på etterskudd, og er derfor hentet fra 2017-årgangen. Dekningsgrad av registerdata er 68%, mens driften på det resterende arealet er beregnet ved ekstrapolering.
- Informasjon om jordleie – fra Landbruksdirektoratets Jordleieregister.
- Kart over fangdammer og deres nedbørfeltgrenser som var ikke tilgjengelig og ble derfor ikke inkludert i beregningene.
- Informasjon om fosforstatus i jord (P-AL) – fra Jordatabanken ved NIBIO.
- Metodikken som er brukt i prosjektet er i det vesentlige beskrevet av Kværnø og Turtumøygard (2015).

2.4 Modelloppsett for Rakkestad

Agricat 2 er i dette prosjektet kjørt for drift slik den var i året 2016 (oppsummert i tabell 2), og for 10 scenarier i tillegg (oppsummert i tabell 3).

Det er kun arealbruk som det er søkt RMP-tilskudd til som er kartfestet, resten av arealbruken må i utgangspunktet fordeles i henhold til standard arealfordelingsrutine i Agricat 2. Arealfordelingen er godkjent av oppdragsgiver.

Tabell 2: Arealfordeling av vekst/jordarbeiding i referanseår 2016.

| Drift | Areal daa | Prosent |
|----------------------|-----------|---------|
| Eng | 2700 | 25 |
| Grasdekte vannveier | 104 | 0,? |
| Grønnsaker | 185 | 0,1 |
| Høstharvet | 2842 | 2,5 |
| Høstkorn | 5352 | 4,8 |
| Høstpløyd | 42069 | 38 |
| Jordbær | 238 | 0,2 |
| Potet | 2 | 0 |
| Direktesådd høstkorn | 6 | 0 |
| Stubb | 32313 | 29 |
| Bufferoner | 151 | 0,1 |

I scenariene gjøres ikke endringer i jordarbeiding på andre produksjoner enn korn. Faktisk drift og scenarier inkluderer eksisterende grasdekte bufferoner (bufret til 8 m bredde, jf. krav i RMP om 6 m bredde i tillegg til de obligatoriske 2 m) og grasdekte vannveier (bufret til 6 m bredde, jf. krav i RMP) er tatt med i henhold til RMP-kart fra eStil (Landbruksdirektoratet). Det presiseres igjen at grasdekte vannveier i modellen kun behandles som et hvilket som helst annet grasdekt areal. I scenarier med grasdekte bufferoner langs bekker og elver er det også brukt en totalbredde på 8 m, som består av 2 m (krav i produksjonstilskudd) og 6 m (tilskudd til bufferoner). De vassdragsnære arealene er beregnet som alt kornareal nærmere enn 50 m fra åpent vann og de utgjør ofte mer enn det som er flomutsatt. Scenario 10 ble spesielt tilpasset etter ønske fra vannområde Glomma Sør for Øyeren.

Tabell 3: Scenarier beregnet for nedbørfeltet til Rakkestadelta i Agricat 2. Utgangspunktet for alle scenarier er drift som registrert for 2016, avvik i forhold til dette er beskrevet i tabellen.

| Scenario | Beskrivelse |
|----------|---|
| 0 | Faktisk drift 2016 |
| 1 | Alt kornareal høstpløyd |
| 2 | Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb |
| 3 | Kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb |
| 4 | Alt kornareal legges i stubb |
| 5 | Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb |
| 6 | Maksverdi for P-AL settes til 10 |
| 7 | Maksverdi for P-AL settes til 7 |
| 8 | 6m bufferoner langs alle bekker og elver |
| 9 | Kombinasjon av scenarioene 2,7 og 8 |
| 10 | Alt vassdragsnært kornareal legges i stubb, 6m bufferoner langs alle bekker og elver, maksverdi for P-AL settes til 7 |

Scenariene 2, 3, 5, 7, 8 og 9 er de mest relevante scenariene ut fra miljøkravene (avsnitt 2.5.1.3) og RMP-tilskudd (avsnitt 2.5.1.2) som gjelder i området.

2.5 Kostnadsberegninger

Det er beregnet kostnadseffektivitet for de ulike scenariene i tabell 3. Kostnadene er beregnet med to metoder, det vil si ut fra a) gårdbrukerens kostnader og b) tilskuddssatsene. Den første viser forskjell i dekningsbidrag for ulike tiltak, og den siste viser gårdbrukerens inntekt (samfunnets utgifter) i form av tilskuddssatser.

2.5.1 Jordarbeiding

Kostnadene ved gjennomføring av jordarbeidingstiltak er også beregnet med to metoder. Ved den første metoden er det beregnet kostnader for gårdbrukeren ut fra oppdaterte tall fra en undersøkelse gjennomført i 2012 (Refsgaard m.fl. 2013) og ved den andre metoden brukes tilskuddssatsene som grunnlag for kostnadsberegningene. Kostnadene er årlige og er sett i forhold til høstpløying og vårkorn.

2.5.1.1 Kostnader for bonden

Estimater for gårdbrukerens kostnader er basert på dekningsbidraget per dekar og år. Tallene kommer fra en spørreundersøkelse blant gårdbrukere gjennomført i 2012-2013, fokusgrupper i ulike deler av landet og innspill fra rådgivere i Norsk landbruksrådgiving (Refsgaard m.fl., 2013). Det er satt opp dekningsbidrag for ulike vekster med ulike jordarbeidingsmetoder og endring i dekningsbidraget gir et estimat for gårdbrukerens kostnader. Tallene som inngår i dekningsbidraget omfatter alle driftsutgifter (gjødsel, drivstoff, sprøytemidler, såfrø, investeringer, arbeidstid m.m.) og driftsinntekter (salg av avling, halm m.m.). Dekningsbidraget er målt etter kostnader til maskiner og arbeid, og selv når dekningsbidraget etter maskiner og arbeid er null, vil det fortsatt gi avlønning til gårdbrukeren med 360 kr/time. Utgiften til tiltaket er forskjellen mellom inntekter og utgifter. Det er gitt en detaljert beskrivelse i Refsgaard m.fl. (2013). Dekningsbidragene fra 2013 ble i 2018 oppdatert og det er de oppdaterte krone-beløpene for 2018 som er brukt i denne rapporten (Øygarden m.fl. 2018). Undersøkelsen ble gjennomført i ulike vannområder og resultatene fra Rakkestadelva er vist i tabell 4. En endring fra høstpløying til vårpløying gir dermed et redusert dekningsbidrag på kr. 140,-/daa (tabell 4). Dekningsbidraget er det samme for alle erosjonsklasser.

Eksempel på beregningene: Scenario 2 består i at alt kornareal i erosjonsklasse 3 og 4 ligger i stubb. Kornarealet i erosjonsklasse 3 og 4 utgjør 13334 daa. Dersom en regner med at arealet blir vårpløyd, vil det koste kr. 140,-/daa i redusert dekningsbidrag for gårdbrukeren, det vil si en total kostnad på 1,9 mill kr. sammenlignet med at alt kornareal blir høstpløyd.

Tabell 4: Dekningsbidrag (DB) etter maskiner og arbeid. Indeksjustert til 2017-priser (tilpasset fra Øygarden m.fl. 2018). Arbeidsavlønning kr. 360,-/time for maskinkjøring.

| Vekst | Jordarbeiding | Produksjonsinntekter* | Variable kostnader** | DB | Maskinleie | DB etter maskinleie | Arbeid | DB etter maskinleie og arbeid | Reduksjon i inntekt ift. høstpløying |
|---|--------------------|-----------------------|----------------------|---------|-----------------------------|---------------------|--------|-------------------------------|--------------------------------------|
| Høstkorn | Høstpløyd | 1431 | 617 | 814 | 379 | 435 | 171 | 265 | |
| Høstkorn | Direkte sådd | 1030 | 619 | 411 | 320 | 91 | 137 | -46 | 311 |
| Høstkorn | Høstharvet | 1112 | 623 | 489 | 334 | 155 | 151 | 4 | 260 |
| Vårkorn | Høstpløyd | 1140 | 489 | 651 | 358 | 293 | 154 | 139 | |
| Vårkorn | Høst- og vårharvet | 1088 | 512 | 576 | 313 | 263 | 133 | 130 | 9 |
| Vårkorn | Vårpløyd | 992 | 481 | 511 | 358 | 153 | 154 | -1 | 140 |
| Vårkorn | Vårharvet | 961 | 505 | 456 | 313 | 144 | 133 | 10 | 129 |
| Buffersoner og andre grasdekte arealer | Ingen | 0-471 | 53-57 | -53-543 | 68-358 (maskiner og arbeid) | | | -121 - 185 | |

*salg av avling, **innkjøp av gjødsel, plantevernmidler, såkorn m.m.

2.5.1.2 Tilskuddssatser

Det gis tilskudd til gjennomføring av jordarbeidingstiltakene. I gårdbrukerens økonomi bør tilskuddet være minst så stort som utgiftene i form av redusert dekningsbidrag for at det skal bli lønnsomt å gjennomføre tiltaket. Det er beregnet hvor mye tilskudd som gis til tiltaksgjennomføring ved ulike scenarier. Samfunnets administrative transaksjonskostnader er ikke tatt med.

Jordarbeidingstilskuddene har endret seg over tid, men i Rakkestad i 2018 er tilskuddet til overvintring i stubb i erosjonsklasse 1 kr. 0,-/daa, i erosjonsklasse 2 kr. 130,-/daa, i erosjonsklasse 3 kr. 150,-/daa og i erosjonsklasse 4 kr. 160,-/daa. Utbetaling av tilskudd for de ulike scenarioene er beregnet på bakgrunn av fordelingen av erosjonsrisiko på jordbruksarealene som vist i tabell 1.

2.5.1.3 Gjeldende miljøkrav i vannområde Glomma Sør for Øyeren

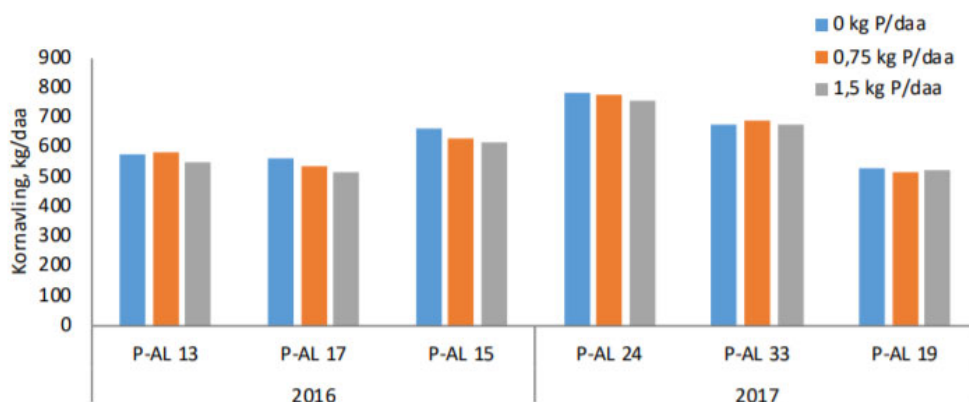
I vannområde Glomma Sør for Øyeren, inkludert Rakkestadelva, gjelder følgende miljøkrav for å bidra til å redusere erosjon fra jordbruk i områder som har avrenning i sårbare vassdrag:

- Erosjonsutsatte dråg skal ikke jordarbeides om høsten. Ved pløying eller tilsvarende jordarbeiding om høsten, skal drågene ha permanent grasdekke.
- Flomutsatte arealer skal ikke jordarbeides om høsten.
- Det skal være buffersone langs alle vassdrag som mottar avrenning fra jordbruksareal.

2.5.2 Redusert fosforgjødsling

På arealer med høye fosfortall viser forsøk at det ikke ble oppnådd avlingsøkning i kornproduksjon ved å gjødsle med fosfor (figur 3, Kristoffersen og Øgaard, 2018). Derfor er det ikke tapt inntekt ved å unngå fosforgjødsling. Siden fullgjødsel uten fosfor (NK-gjødsel) i noen tilfeller er dyrere enn NPK-gjødsel, kan det imidlertid være utgifter forbundet med å unngå tilførsel av fosforgjødsel. Dessuten kan det være problemer med å tilpasse fosforgjødslingen til arealer med høy fosforstatus dersom de kun utgjør en del

av hele jordbruksarealet og det er en ulempe å måtte kjøpe ulike gjødselslag for ulike arealer. Kostnadene forbundet med disse ulempene er ikke estimert her.



Figur 3: Kornavling (kg/daa) på seks enkeltfelt i 2016-2017. Fosforgjødslingen lå på 0,75 og 1,5 kg P/daa, i tillegg til ledd som ikke ble gjødslet med fosfor (Kristoffersen og Øgaard 2018).

2.5.3 Grasdekte buffersoner og vannveier

Kostnader i forbindelse med grasdekte buffersoner og vannveier er beregnet som endret dekningsbidrag for dette arealet. Hva som er tatt med i denne beregningen er beskrevet i Refsgaard m.fl. (2013) og krone-verdien er oppdatert i Øygarden m.fl. (2018). Dekningsbidraget for grasproduksjon i en bufferson er beregnet til kr. 76,-/daa for rundballer, kr. 185,-/daa for høy-silo og -121,-/daa dersom det ikke tas avling (Øygarden m.fl. 2018). Sammenlignet med kornproduksjon, der dekningsbidraget er estimert til kr. 139,-/daa (ved høstpløying), er det lønnsomt med grasdekte arealer dersom det kan produseres høy. I andre tilfeller, f.eks. dersom det er leirpartikler i graset, vil det ikke være lønnsomt å høste graset og da blir det kun utgifter til buffersoner og ingen inntekter.

2.6 Metode for estimering av fure-erosjonsrisiko

Erosjon er en trussel mot jordressursene i Norge, men også i forhold til vannkvalitet er erosjon en utfordring. Erosjonsraten på jordbruksarealer er i gjennomsnitt 3 til 40 ganger større enn formasjonshastigheten på ca. 1,4 t ha⁻¹ år⁻¹ i Europa (Verheijen et al. 2009). Spesielt det som på engelsk kalles «gully erosion» (gully; dype riller, grøfter, erosjon i dråg - se figur 4) kan forårsake store tap på jordbruksmark også i Norge (Øygarden, 2003). Siden det ikke finnes noe dekkende ord for erosjonstypen på norsk har vi valgt å benytte samlebetegnelsen «fure-erosjon».

Erosjonsrisikokartet viser risiko for økt jordtap på grunn av flateerosjon, men viser ikke risikoen for at det kan oppstå fure-erosjon. For å få en bedre oversikt over på hvilke områder det er økt risiko for at det kan oppstå fure-erosjon ble det laget et fure-erosjonsrisikokart for hele Rakkestadnedbørfeltet (Figur 5). Dette kartet er et



Figur 4: Fure-erosjon i Trøgstad, våren 2013. (Bilde: Torsten Starkloff)

hjelpemiddel til å finne områder hvor tiltakene mot denne typen erosjon har størst virkning og til å estimere kostnadene ved tiltak mot denne erosjonstypen. Et av de viktigste tiltakene for å redusere fure-erosjon er etablering av plantedekke. Dette tiltaket inngår i de anbefalte tiltakene for klimatilpasning (Øygarden og Bechmann, 2017).

Grunnlag for kartet er en terrengmodell, i dette tilfelle med 10m oppløsning, og AR5-kartet. Med ESRI ArcGIS 10 ble det laget 4 rasterkart fra terrengmodellen og Ar5-kartet. Et kart med helling (slope), et med hellingslengde (slopelength), et kart med avrenningsakkumulasjon (flowaccumulation) og et kart med overflateruhet avhengig av landbruk (Manning's n kart). Med disse fire kartene ble det det fure-erosjonsrisiko kart beregnet etter metoden beskrevet i Stacy L. Hutchinson med flere (2014).

Metoden tar ikke hensyn til infiltrasjonsevne eller andre jordegenskaper og bruker ikke reell avrenning. Dette kartet viser derfor ikke om det faktisk oppstår fure-erosjon, men viser bare områder med økt risiko at slik erosjon kan oppstå på grunn av terrengformen (helling, lengde av vannveier osv.) og ruhet av jordoverflate (ikke pløyeretning).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Resultater av beregninger med Agricat2

De ble beregnet jord- og fosfortap for den faktiske driften i 2016 og for 10 scenarier, som beskrevet i tabell 2. Prosentvise endringer i jordtap og fosfortap sammenlagt med referansetilstand (2016) er vist i tabell 5.

Tabell 5: Tap av partikler og totalfosfor i nedbørfeltet til Rakkestadelva, ved faktisk drift 2016 (0) og for de ulike scenariene, beregnet i Agricat2. De scenariene som er mest relevante er fremhevet med gult. Scenarier med en negativ effekt er markert med rødt og scenarier med positiv effekt er markert med grønt (fargene er avhenging av hvor stor positiv effekt scenario har).

| Scenario* | Sum erosjon (tonn/år) | Sum fosfortap (kg/år) | Sum fosfortap (tonn/år) | Erosjon kg/daa | Fosfortap g/daa | P/SS ‰ | Erosjon % av dagens | Fosfortap % av dagens |
|-----------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|----------------|-----------------|--------|---------------------|-----------------------|
| 0 | 17167 | 26913 | 27 | 155 | 244 | 1,6 | 0 | 0 |
| 1 | 32414 | 42851 | 43 | 294 | 389 | 1,3 | +88 | +59 |
| 2 | 11770 | 21388 | 21 | 106 | 194 | 1,8 | -32 | -21 |
| 3 | 8019 | 15771 | 16 | 72 | 143 | 2 | -54 | -42 |
| 4 | 7899 | 15565 | 16 | 71 | 141 | 2 | -54 | -43 |
| 5 | 12140 | 20683 | 21 | 110 | 187 | 1,7 | -30 | -24 |
| 6 | 17167 | 26683 | 27 | 155 | 242 | 1,6 | 0 | -2 |
| 7 | 17167 | 25562 | 26 | 155 | 232 | 1,5 | 0 | -6 |
| 8 | 13261 | 22377 | 22 | 120 | 203 | 1,7 | -27 | -18 |
| 9 | 9292 | 17124 | 17 | 84 | 155 | 1,8 | -46 | -37 |
| 10 | 10691 | 17647 | 18 | 97 | 160 | 2 | -38 | -35 |

| *Scenario | Beskrivelse |
|-----------|--|
| 0 | Faktisk drift 2016 |
| 1 | Alt kornareal høstpløyd |
| 2 | Kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb |
| 3 | Kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb |
| 4 | Alt kornareal legges i stubb |
| 5 | Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb |
| 6 | Maksverdi for P-AL settes til 10 |
| 7 | Maksverdi for P-AL settes til 7 |
| 8 | 6m vegetasjonssoner langs alle bekker og elver |
| 9 | Kombinasjon av scenarioene 2,7 og 8 |
| 10 | Alt vassdragsnært kornareal legges i stubb, 6m vegsoner alle bekker, maksverdi for P-AL settes til 7 |

Vi ser av tabell 5 at scenario 1, som innebærer at alt kornareal høstpløyes er et «worst case»-scenario med forventet økt jord- og fosfortap. Tabellen viser også at reduksjon av P-AL til 10 eller 7 (scenariene 6 og 7) antageligvis har lite betydning for endringer i det totale fosfortapet. Derimot kan en slik reduksjon i jordas fosforstatus ha stor betydning for avrenning av løst fosfat, men dette inngår ikke i Agricat2.

Alle de andre scenariene hadde en positiv effekt på jord- og fosfortap. De mest effektive scenariene er de som innebærer en omlegging av kornareal

fra høstpløying til overvintring i stubb. Dermed kom scenario 4 (alt kornareal i stubb) best ut, med 54 % reduksjon i jordtap og 43 % reduksjon i fosfortap. Scenario 3 (kornareal i erosjonsklasse 2, 3 og 4 i stubb) og scenario 9 (kombinasjon av scenarionene 2,7 og 8) kom også svært godt ut, med rundt 50 % reduksjon. Heretter følger scenariene 2, 5 og 8 med rundt 30 % reduksjon av jordtap og ca. 20 % reduksjon av fosfortap. Effekten av scenario 9 var litt bedre enn for scenario 2, fordi førstnevnte også

inkluderer grasdekte buffersoner og P-AL-reduksjon. Endring av jordarbeiding fra høstpløying til overvintring i stubb gir stor effekt, og effekten forventes samme år som tiltaket er gjennomført. På den andre siden har tiltaket betydning for jordbruksdriften, og i en del tilfeller er det ulemper forbundet med endring av jordarbeidingen, bl.a. på grunn av reduserte avlinger og økt bruk av plantevernmidler. Dette er vurdert i forbindelse med kostnadene i kapittel 3.2.

Scenarier med tiltak kun på vassdragsnære arealer, enten i form av omlegging til stubb (scenario 5 og 10) eller i form av grasdekte buffersoner (scenario 8), hadde betydelig lavere effekt enn scenariene som til nå er nevnt, med reduksjoner i fosfortap på ca. 30 – 40 %. Å legge vassdragsnære kornareal i stubb kombinert med 6 m buffersoner langs alle bekker (Scenario 10) resulterte i litt, men ikke betydelig mindre jordtap og fosfortap enn scenario 5 og 8. I praksis vil effekten av disse scenariene kanskje være større enn det som kommer fram ved bruk av denne modellen, hvis man anslår at det i områder lenger unna bekker og vann er større sannsynlighet for at partikler sedimenterer før de når bekken. Agricat 2 beregner ikke sedimentasjon. På den annen side vil også arealer langt unna kunne bidra hvis overflateavrenning ledes inn i kummer før nevneverdig sedimentasjon rekker å forekomme.

De to scenariene som innebærer reduksjon av fosforstatus i jord hadde begrenset effekt på fosfortapene. Med reduksjon til P-AL = 7 mg/100 g på arealer der dette nivået var overskredet (scenario 7), var det nesten ingen effekt på fosfortapet sammenliknet med referansetilstanden. Reduksjon til P-AL = 10 mg/100 g (scenario 6) hadde også liten effekt. Redusert fosforstatus oppnås ved å redusere mengden av tilført fosfor i gjødsel, men det er usikkert hvor lang tid det vil ta å redusere fosforstatus til de ønskede verdier. Kostnadene ved redusert fosforstatus er små dersom tiltaket gjennomføres over tid ved å gjødsle med fosfor etter anbefalte normer (Refsgaard m .fl. 2013) i henhold til fosforstatus i jord, men til gjengjeld kan det ta lang tid å oppnå endringer som gir effekt på fosfortapet.

De foreslåtte tiltakene vil ha ulik virkning på avrenning av biotilgjengelig fosfor. Redusert fosforstatus vil bidra til å redusere avrenning av algetilgjengelig fosfor, mens redusert jordarbeiding og grasdekte buffersoner i hovedsak fører til reduksjon i avrenning av partikkelbundet fosfor, som umiddelbart er mindre algetilgjengelig.

Som nevnt i modellbeskrivelsen i avsnitt 2.2, er det beregnede jordtapet og effekten av jordarbeiding basert på effekter («jordarbeidingsfaktorer») som er målt på rutefelt. Det vil si at andre erosjonsformer (rille- og fureerosjon, erosjon i dråg) ikke er med i beregningene. I enkelte felt kan denne type erosjon være betydelig, og tiltak som f.eks. grasdekte vannveier og hydrotekniske tiltak kan bidra til betydelige reduksjoner i jord- og fosfortapet og bør derfor vurderes i tillegg (se avsnitt 3.3.) For mer omfattende oversikt over usikkerheter knyttet til beregningene, se avsnitt 3.5.

3.2 Kostnader og kostnadseffektivitet

Gårdbrukerens kostnader ved gjennomføring av de ulike tiltakspakkene er sett i forhold til om alt var høstpløyd. Grunnlaget for kostnadsvurderingene er beskrevet i avsnitt 2.5 og tabell 4. Ved faktisk drift i 2016 (tabell 2) blir det gitt om lag 11 mill kr. i RMP-tilskudd til arealer i gras, overvintring i stubb, direktesåing av høstkorn, grasdekte buffersoner og vannveier (tabell 6). Gårdbrukerens kostnader for faktisk drift varierer på grunn av varierende inntekter fra grasdekte arealer. Inntektene ved grasdekte buffersoner eller vannveier sammenliknet med å dyrke korn er avhengige av inntektene ved salg av gras. Dersom det kan produseres godt hestehøy kan det bli gode inntekter av grasarealene, men i de årene og på de arealene der det ikke kan høstes (f.eks. på grunn av leirpartikler i gras eller dårlig arrondering) er det kanskje kun utgifter som inngår i dekningsbidraget.

Det er kun et lite areal (ca 24 %) som er i erosjonsklasse 3 og 4 og derfor er utgiftene ved å la alt kornareal i klasse 3 og 4 ligge i stubb forholdsvis lave (tabell 6). Effekten av dette tiltaket er bra, og har isolert sett god kostnadseffektivitet. Arealet i erosjonsklasse 2 utgjør en mye større del av nedbørfeltet (65%) og derfor er utgiftene til alt areal i stubb mye større. Areal i stubb i erosjonsklasse 2 gir dessuten lavere

effekt per arealenhet, men for å oppnå tilstrekkelig reduksjon i fosfortilførslene til vassdrag vil det ofte være behov for tiltak i erosjonsklasse 2 i tillegg til erosjonsklasse 3 og 4. Avlastningsbehovet er ikke vurdert i denne rapporten. I erosjonsklasse 1 er det lite areal (ca 10%) og effekten av stubb på jord- og fosfortap er forholdsvis lav. Kostnadseffektiviteten av stubb er dårligst i erosjonsklasse 1. Hvorvidt en skal prioritere overvintring i stubb i erosjonsklasse 1 av henger av avlastningsbehovet for vassdraget. Siden partikkelkonsentrasjon i Rakkestadelva har stor betydning for råvannskvaliteten kan det være behov for å prioritere overvintring i stubb også på arealer i erosjonsklasse 1.

For kornarealene i erosjonsklasse 2, 3 og 4 er det forholdsvis liten forskjell på gårdbrukerens utgifter og tilskuddssatsene. Spesielt i erosjonsklasse 3 og 4 er det ut fra beregningene lønnsomt for gårdbrukeren å la kornarealet overvintre i stubb dersom det dyrkes vårkorn.

Ut fra beregningene er redusert fosforgjødsling på arealer med høy fosforstatus et av de mest kostnadseffektive tiltakene siden det ikke er regnet med at det fører til ekstra kostnader å gjennomføre tiltaket. I praksis kan det imidlertid være vanskelig å gjennomføre dette tiltaket konsekvent på grunn av variasjon i jordas fosforstatus innenfor et skifte.

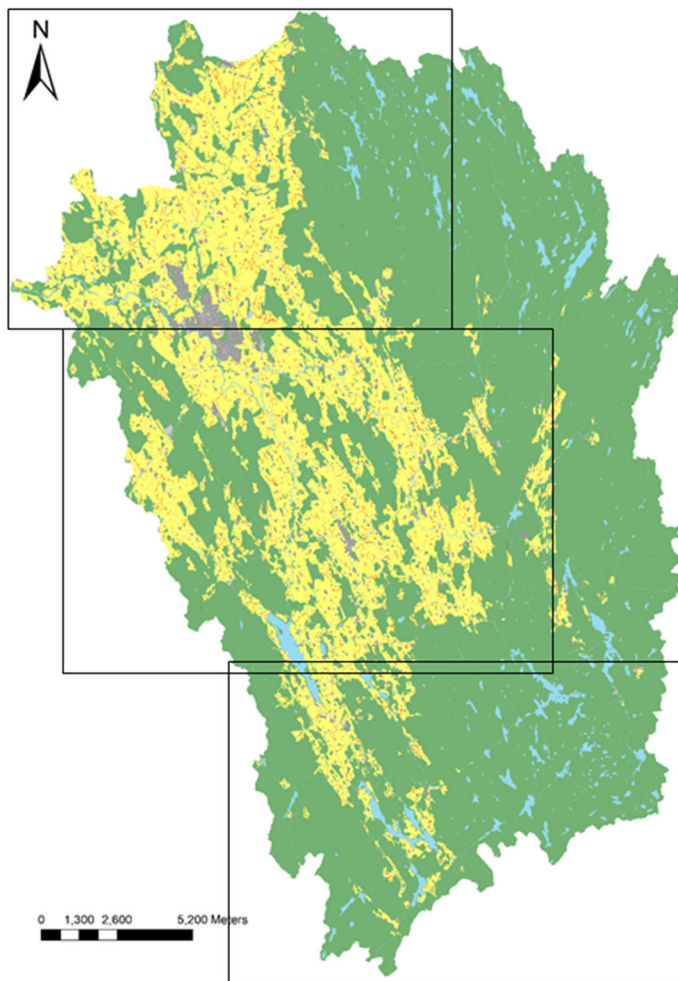
Tabell 6: Kostnader ved scenariene sammenlignet med kostnader ved at alt kornareal blir høstpløyd.

| Scenario | Kostnad for bonden | Kostnad for forvaltningen |
|----------|--|---------------------------|
| 0. | 4,6 mill kr. | 4,4 mill kr. |
| 1. | 0 | 0 |
| 2. | 1,9 mill kr. | 2,0 mill. kr |
| 3. | 10 mill kr. | 9,6 mill kr. |
| 4. | 12 mill kr. | 9,6 mill kr. * |
| 5. | 9 mill kr. | 9 mill kr. |
| 6. | Ingen ekstra utgifter sammenlignet med scenario 1 | |
| 7. | Ingen ekstra utgifter sammenlignet med dagens scenario 1 | |
| 8. | 183 000 kr. | 3,3 mill. kr. |
| 9. | 2,1 mill kr. | 5,4 mill kr. |
| 10. | 12 mill. kr. | 12,9 mill. kr. |

**det er ikke tilskudd i erosjonsklasse 1 og derfor er det ingen forskjell i forvaltningens utgifter ved i tillegg å kreve alt i stubb på erosjonsklasse 1.*

3.3 Fure-erosjonsrisiko

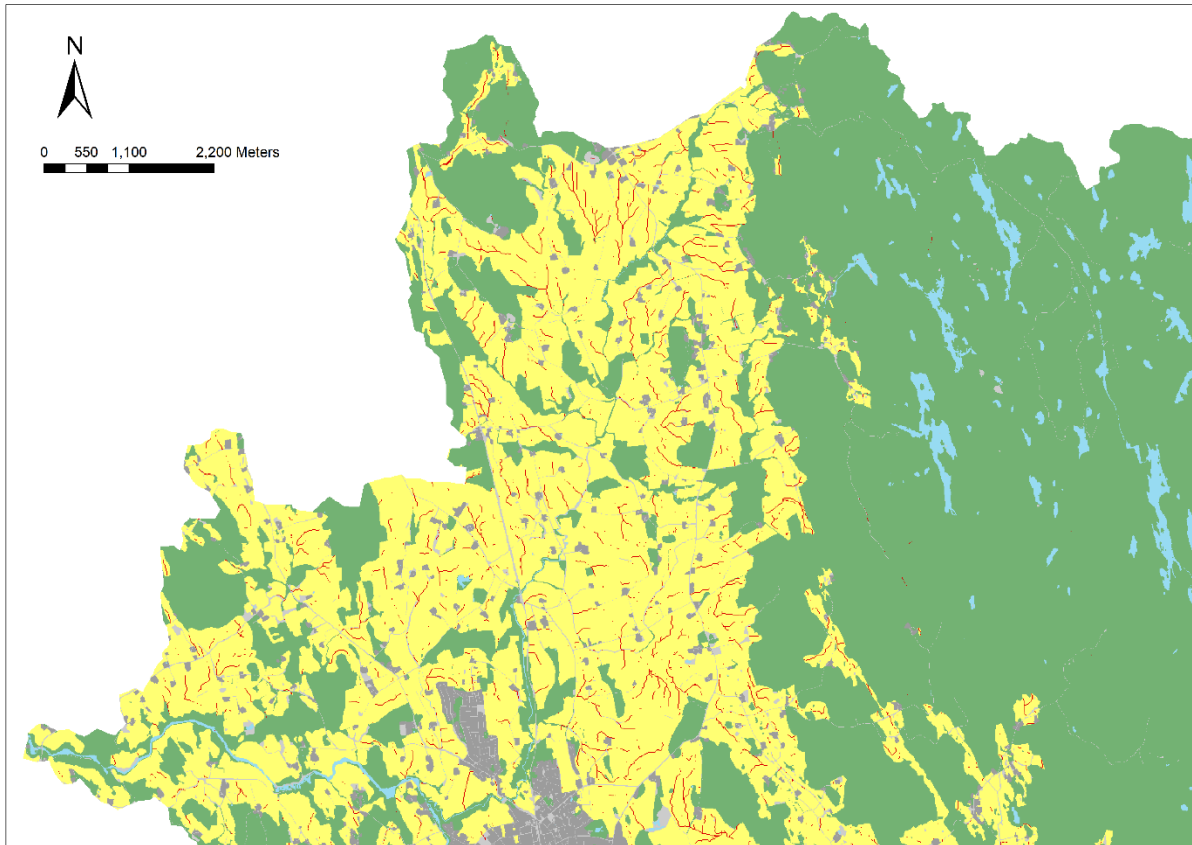
I figur 5 vises det beregnede fure-erosjonsrisikokartet til Rakkestadelvas nedbørfelt. Risikoen for at fure-erosjon kan oppstå ble beregnet for jordbruksarealene (gul). Områder som har en økt risiko for at fure-erosjon kan oppstå er markert med røde linjer (figur 6, 7 og 8).



Figur 5: Fure-erosjonsrisikokart av nedbørfeltet til Rakkestadelva. Gull=jordbruksarealer; Grønn=skog; Blå=vann, Grå=urbane områder; Svarte firkanter viser kartutsnittene som blir vist i figurene 6, 7 og 8.

Kartet kan brukes som grunnlag til å vurdere områder hvor det kan lønne seg å sette inn tiltak mot konsentrert avrenning. Ved hjelp av dette kartet er det f. eks. mulig å finne områder som burde kartlegges mer i detalj. Fordi fure-erosjon ikke oppstår hvert år og på samme årstid, anbefales at man tar kontakt med gårdbrukerne i området, der det er identifisert økt risiko for at fure-erosjon kan oppstå, for å høre om det har vært et problem med fureerosjon.

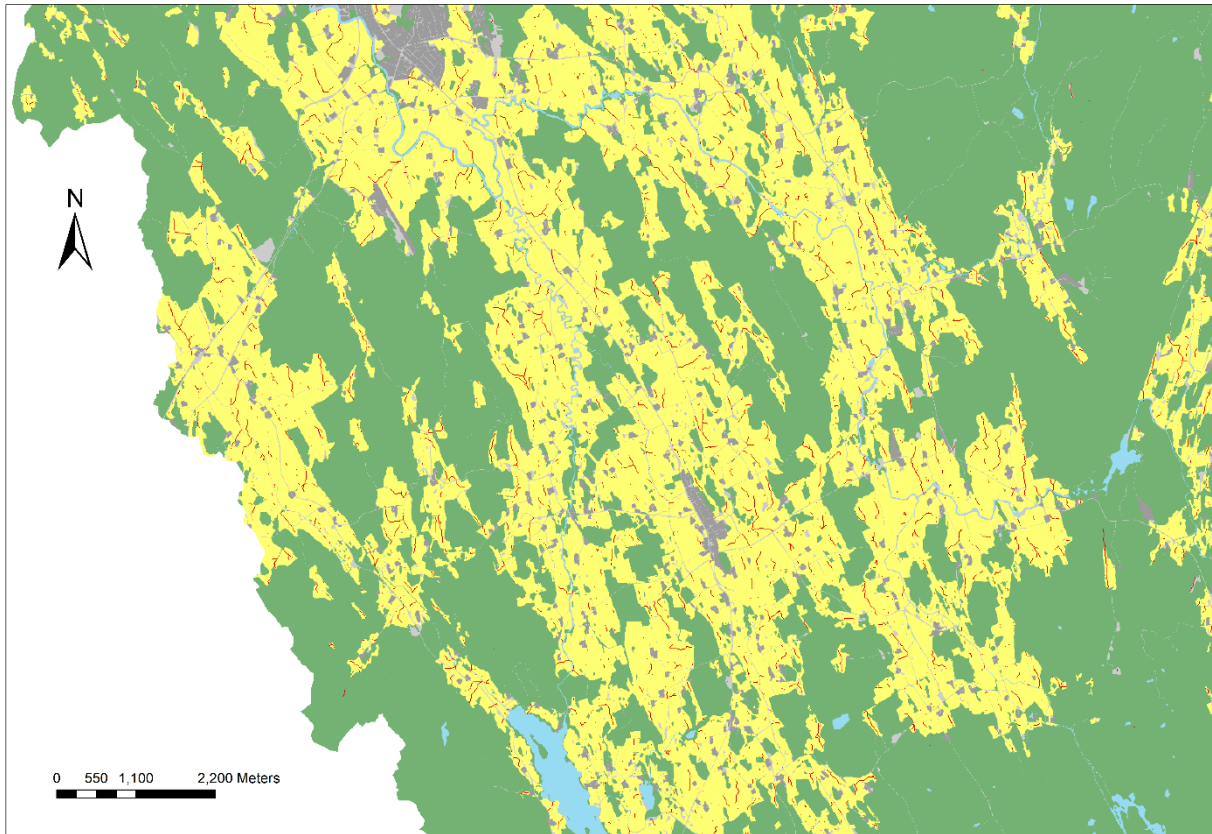
Kartutsnittet i figur 6 viser et mer detaljert bilde av fure-erosjonsrisiko for den nordlige delen av nedbørfeltet.



Figur 6: Fure-erosjonsrisikokart nordlige delen av nedbørfeltet til Rakkestadelva.

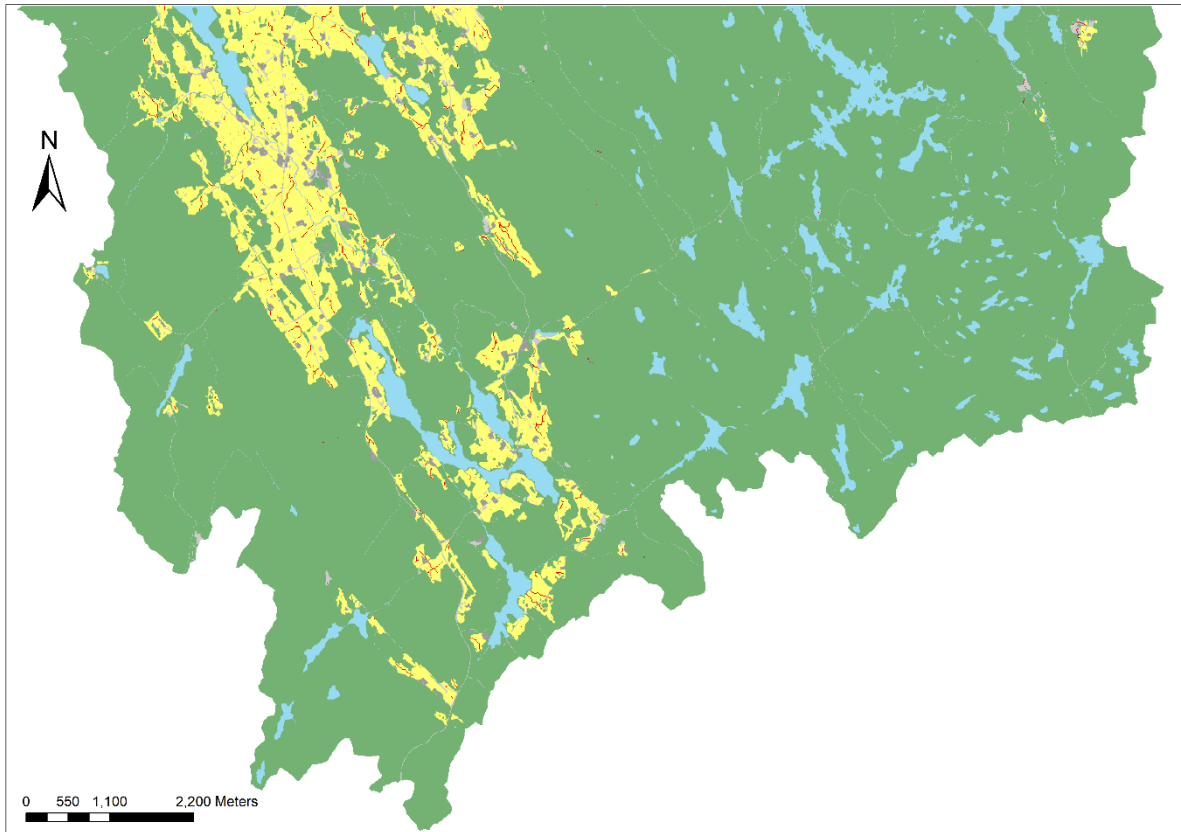
De fleste områdene med mye fure-erosjonsrisiko befinner seg i den nordlige delen av nedbørfeltet. De utsatte områdene samsvarer også ofte med områder som er bakkeplanert og har erosjonsrisikoklasse 3-4 (Figur 1). I områder hvor det er røde linjer anbefales det å sjekke om det allerede er gjennomført tiltak mot erosjon per i dag (f.eks. grasdekte vannveier) eller om det burde vurderes å sette inn tiltak mot konsentrert overflateavrenning. Hvis de røde linjene stopper før en bekk eller elv, f.eks. i en forsenking i terrenget, er det ofte steder hvor det fins kummer. Disse kummene er punktkilder med risiko for partikkelinntak til grøftesystemet og videre direkte til bekker og elver (ser avsnitt 3.4).

Figur 7 viser den mellomste delen av nedbørfeltet. I denne delen av nedbørfeltet er det færre utsatte områder, men de områdene som viser risiko for fure-erosjon er ofte i nærheten av Skiselva eller Rakkestadelva. Derfor kan disse områdene føre til økt partikkeltilførsler når denne erosjonstypen oppstår. Her kunne en kombinasjon av grasdekte vannveier og buffersoner langs elvene redusere risikoen for at partikler havner i elvene. Også her kan kummene virke som en direkte forbindelse for partikkeltransport til elvene.



Figur 7: Fure-erosjonsrisikokart middeldelen av nedbørfeltet til Rakkestadelva.

I jordbruksarealene i den sørlige delen til nedbørfeltet til Rakkestadelva finns et mindre antall områder som viser økt risiko for at fure-erosjon oppstår (Figur 8). Disse områdene har kanskje liten betydning for vannkvaliteten i Rakkestadelva, men også her anbefales en vurdering av mulige tiltak, fordi noen av disse områdene også ligger i nærheten av bekker som f.eks. drenerer til Ertevannet.



Figur 8: Fure-erosjonsrisikokart sørlige delen av nedbørfeltet til Rakkestadelva.

3.4 Mulige tiltak mot fure-erosjon og økt partikkeltilførsel til Rakkestadelva

Vannet som utløser fure-erosjon på åkrene kan i noen tilfeller komme fra andre steder enn jordbruksarealene. Derfor kan det være lurt å se på hvordan nedbørfeltet til selve furen ser ut. For eksempel kan det være vann som kommer fra et skogs- eller boligområde. I dette tilfellet er den beste måten å forhindre at slike erosjonsskader oppstår å forhindre at vannet kommer fra disse områdene til jordene. Hvis det ikke lar seg gjøre, f.eks. fordi det vil føre til skader andre steder, kan en dempe vannhastigheten og mengden vann som kommer. Følgende tiltak kan også brukes til å redusere flomtopper og redusere partikkeltilførsler til Rakkestadelva:

Hvis vannet kommer fra skog er følgende tiltak aktuelle:

- **Kvist- og stokkdammer** er lave terskellignende dammer. Høyden varierer mellom 40 og 100 cm. Anleggene lages av kvister og stokk, avhengig av hva som er lokalt tilgjengelig. De kan tilpasses lokal topografi, og forurenser ikke. Dammene er permeable, dvs. vann slippes igjennom, men med redusert hastighet og mengde. Terskeldammene legges vanligvis etter hverandre i bekkedraget med avstander på 20-200 m, avhengig av terrengets helling og vannvolumet man ønsker å holde tilbake. Man kan også lage stokkonstruksjon og fyll det inn med steiner (Braskerud m.fl., 2014a).
- **Fordrøyningsdammer/sedimentasjonsdammer** er en kunstig dam (f. eks. jorddam eller gabiondam), typisk med vegetasjon rundt, som kan etableres i bekkeløp, elveløp eller i terrenget ved siden av, slik at vannet kun blir ledet dit i en flomsituasjon. Fordrøyningsdammer har smal utløpsterskel, eller bare en utløpsslisse, slik at vannstanden stiger raskt i dammen under nedbørepisoden. Slik vil de dempe flommene nedstrøms ved å magasinere vann under flom. En slik

dam er fint egnet til å kombinere med en sedimentasjonsdam i forkant. Sedimentasjonsdammer må tømmes for sediment ved behov. Slike tiltak må dimensjoneres riktig og beregninger av kostnadseffektivitet bør utføres. Tiltaket vil først og fremst være nyttig i forbindelse med kortvarige ekstremepisoder, og ha mindre effekt ved langvarig regn; da vil retensjonsdammene fylles opp og ikke virke etter hensikten.

- **Hastighetsdemper i små bekker:** Terskler og lave demninger er faste strukturer på tvers av elveleiet bygd av betong, naturstein eller tremateriale eller som kombinasjon av disse materialtypene som skaper turbulens og dreper energien i vannfarten, slik at vannet bremses. Terskler skiller seg fra demninger ved å ikke ha innebygd reguleringsmulighet. Det er viktig å etablere forskjellige terskler avhengig av lokale forhold. Mest vanlig er spesielt utformede groper eller dype kulper med en terskelformet vegg eller innsnevring som avslutning. Men det brukes også serier av terskler, faststøpte blokker eller store stein plassert systematisk i vannstrømmen (Hauge, 2013).
- **Forebygging av jordpakking under skogsarbeid:** Kjøring under ugunstige forhold kan føre til jordpakking, som igjen kan gi redusert infiltrasjon av vann og følgelig økt overflateavrenning. Ved å sørge for at vannet kan infiltrere ned i jordlagene, vil faren for overflateavrenning og erosjon minke. Det viktigste en kan gjøre for å redusere risikoen for jordpakking, er å ikke kjøre på våt jord. Dette er dessverre ikke til å unngå enkelte år. Derfor må en også vurdere både vekten av maskinene og å bruke riktig hjulutstyr, slik at en kan senke lufttrykket i dekkene. Det er også viktig å ikke kjøre mer en nødvendig ettersom gjentatte kjøring forsterker pakkingskadene ytterligere (Seehusen, 2014).
- **Avskjæringsgrøft:** En grøft som legges bl.a. mellom jordbruksareal og omkringliggende areal betegnes avskjæringsgrøft. Enten det er grunnvannsig, overflateavrenning eller små bekker, er det best å lede vannet bort før det kommer inn på jordbruksarealene (Hopland m.fl., 2016).

Hvis vannet kommer fra urbane områder er følgende tiltak aktuelle:

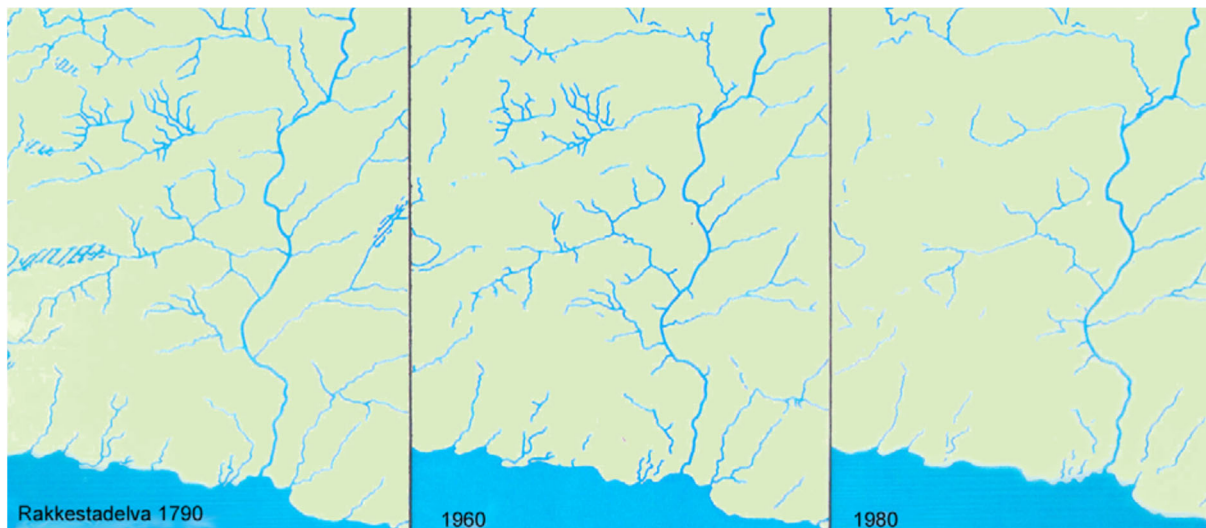
- **Grasdekte vannveier:** Dette er et tiltak for åpen overvannshåndtering. Gjennom transport, infiltrasjon og forbedring av vannkvaliteten kan grasdekte vannveier knytte ulike LOD-tiltak (Lokal Overvanns Disponering) sammen og redusere belastningen på disse. De kan inngå som elementer i park- og rekreasjonsområder og kan brukes som snødeponi om vinteren. Grasdekte vannveier er populære tiltak i utlandet og går under mange navn: Swales (England og USA), vadi eller V (Danmark), Svackdiken (Sverige) og Mulden-Rigolen (Tyskland) (Leland, 2013).
- **Grønne takk:** Fortetting av byer og utbygging av tettsteder gir økt andel av tette flater i nedbørfeltene. Tette flater øker avrenningstoppene, fordi muligheten for tilbakeholdelse av vann i jord og vegetasjon avtar. Bruk av vegetasjon på takene vil kunne erstatte noe av den tapte infiltrasjonen til grunnen, og dempe avrenningen fra tak etter styrtregn (Baskerud m.fl. 2014b).
- **Regnbed:** Dette er et fleksibelt tiltak for lokal disponering av overvann. Anlegget fremstår som en beplantet forsenking i terrenget der vann lagres på overflaten og infiltrerer til grunnen eller overvannsnett. Gjennom fordrøyning og reduksjon av avrenningen hindres skadelig oversvømmelse (Baskerud m.fl. 2013).
- **Regnhøsting:** Som tiltak for å redusere overvann til avløpsnett under styrtregn, vil effekten være begrenset. Det skyldes at regnvannsbeholdere er små i forhold til de mengdene vann som faller når det virkelig regner. Men dersom mange nok benytter seg av slike løsninger, vil dette likevel kunne bidra til å hindre forurensende overløp (Gabriel, 2016).
- **Permeable overflater:** Overflatedekket er permeabelt slik at overvann kan sige ned i grunnen (åpne fuger/grasdekke). Infiltrasjon kan skje i åpne bassenger, lukkede bassenger med fordelingslag, i grøfter, via permeabel asfalt eller brostein, fra steinkister eller kommersielt tilgjengelige infiltrasjons- og magasinløsninger. Infiltrasjon er egnet på steder der jorda har god

vannledningsevne (sand og grus), og der det ikke er fare for grunnvannskvaliteten. Infiltrasjon opprettholder grunnvannsstand, forebygger setningsskader og gir god rensing (Næss, 2008).

- **Kunstlige overflommingsområder:** Dette er arealer i urbane områder som kan brukes til midlertidig oppdemning av overvann. Slike arealer kan for eksempel være fotballbaner, skateparker, parkanlegg eller parkeringsplasser (Skaaraas m.fl., 2015).
- **Gjenåpning og re-naturalisering av bekker:** Vannstrengen i gjenåpnede bekker/elver bør dimensjoneres mest mulig likt et naturlig bekkeløp og etter årsmiddelflommen. Det bør avsettes areal rundt vannstrengen som er vegetasjonsdekket og som kan oversvømmes med mengder tilsvarende en 10-års flom. Størrelsen på arealet er avhengig av forholdene rundt bekkeløpet. Det bør legges til rette for naturlige erosjons- og sedimentasjonsprosesser i vannstrengen med tilstøtende areal. Et godt tips for dimensjonering er å observere naturlige bekker med liknende størrelse og nedbørfelt. Det kan etableres infrastruktur i området inntil vannstrengen, slik som gangveier, som tåler å bli oversvømt eller som utbygger evt. aksepterer skade på fra tid til annen. Evt. kan infrastrukturen sikres mot erosjon, men i utgangspunktet bør det være rom for naturlige erosjonsprosesser i bekkeløpet (Fagernæs, 2015).

For å redusere partikkeltilførselen til Rakkestadelva bør det også settes inn tiltak på jordbruksarealer. Spesielt på de områdene med erosjonsrisikoklasse 3-4. Områder som bør prioriteres her er områder som ligger i nærheten av elva og sidebekkene. I beregningene som er gjennomført med Agricat2-modellen ble jord- og fosfortap beregnet for et scenario med buffersoner langs elver og bekker og kornarealer i stubb gjennom vinteren på områder med erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Gårdbrukerne er allerede pålagt å ha buffersoner langs alle bekker og elver og det gis tilskudd til overvintring i stubb både i erosjonsklasse 2, 3 og 4. Fra kartet i figur 1 blir det synlig at det er mange områder med høy og meget høy erosjonsrisiko (klasse 3 og 4) i den nordlige delen av nedbørfeltet og langs Rakkestadelva (vest for Rakkestad) og langs noen sidebekker sør og sørøst for Rakkestad. Her er det områder som burde prioriteres for mulige tiltak. Andre mulige tiltak her er grasdekte vannveier, flere kantsoner, gjenåpning av bekkelukkinger, naturlige overflommingsarealer (her kan partikler sedimentere under flomepisoder) og flere fangdammer. I tillegg bidrar drenering til en stor del av partikler og næringsstoffer (Hauge, 2012), men det kan også bidra til å redusere overflateavrenningen og dermed redusere jordtapet. Hydrotekniske tiltak slik som kummer for inntak av overflatevann bidrar til å redusere overflateavrenningen nedstrøms, men samtidig danner det en direkte forbindelse til bekken. Her lønner det seg å vurdere oppgradering av inntakskummen for overflatevann med et filter rundt inntaket slik at kummer ikke virker som en direkte forbindelse for partiklene til elvene. Bekkelukkinger kan gi problemer dersom anleggene er gamle og rørene går i stykker. Slike utgatte bekkelukkinger kan gi store erosjonsproblemer (figur 9, Hauge, 2006). I tillegg kan gjenåpning av bekker bidra til å dempe flomtopper.

Et viktig tiltak her ville først og fremst være å få en oversikt over eksisterende hydrotekniske anlegg i nedbørfeltet. Å kartfeste kummer og å kartlegge grøftesystemer anbefales her, som utgangspunkt for å planlegge mulige tiltak.



Figur 9: Oversikt over åpne bekker i Rakkestad i 1790, 1960 og 1980 (Hauge, 2006).

3.5 Betraktninger rundt usikkerheter og begrensninger i beregninger

Alle ledd i en modellberegning inneholder usikkerheter, som grovt kan deles i usikkerheter forbundet med 1) prosessrepresentasjon og konseptualisering, 2) formelverket i modellen, 3) kvalitet, egnethet og tilgjengelighet av inputdata, og 4) kalibrering/validering og parameterisering. I vedlegg 1 gis en generell oversikt over de viktigste usikkerhetene i Agricat 2. Beskrivelsen er deskriptiv, da usikkerhetene er vanskelige å kvantifisere.

For å redusere beregningstiden til fure-erosjonsrisikokartet ble det valgt en terrengmodell med 10m oppløsning. Med denne oppløsningen er ikke alle små endringer i terrenget tatt høyde for i beregningene. For eksempel er smale driftsveier eller grøfter ikke tatt hensyn til. Dette kan føre til at lengre sammenhengende vannveier ble beregnet enn det de er i virkeligheten. Dette kan føre til at kartet i noen tilfeller viser områder med økt risiko for fure-erosjon som ikke er reelle. For noen områder kan det derfor være lurt å beregne fure-erosjonsrisiko på nytt med en høyere oppløsning (f.eks. 1m). På den andre siden er f.eks. ikke stikkrenner eller kulverter med i dette kartet, noe som kan medføre at vannveier er lengre i virkeligheten enn på kartet som kan føre til økt erosjonsrisiko.

4 Konklusjon/sammendrag

I denne rapporten er det fremstilt resultater fra beregninger av erosjon og fosforavrenning fra jordbruksarealer i nedbørfeltet til Rakkestadelva. I tillegg er det laget et kart som kan brukes som utgangspunkt for å vurdere risiko for fure-erosjon.

Enkle, empiriske modeller er brukt for å framskaffe estimater for tilførsler under dagens drift (2016) og for ulike scenarier. Slike resultater er forbundet med en rekke usikkerheter, og det anbefales at man fokuserer på relative forskjeller mellom områder og ulike driftsformer, heller enn på absolutte nivåer for jord- og fosfortap.

Beregningene viser at det er forskjellige muligheter for å redusere erosjon på jordbruksarealene i nedbørfeltet og dermed redusere tilførsler av fosfor og jordpartikler til Rakkestadelva. Å la arealer i erosjonsklasse 3 og 4 ligge i stubb gjennom vinteren kan være særlig effektivt i å forhindre overflateerosjon. Fure-erosjonskartet kan brukes til å vurdere risiko for at denne typen erosjon også kan brukes til å planlegge mulige tiltak.

Hvis man tar hensyn til nedbørfeltet i sin helhet og bruker fure-erosjonsrisikokartet, Agricat2-beregningene og de andre tiltakene som blir presentert, kan det bidra til å opprettholde råvannskvaliteten i Rakkestad under episoder med høy avrenning og samtidig forminske mengde vann som kommer under flomepisoder. Om tiltakene har en reell virkning kan ikke konkluderes før disse har blitt tatt i bruk og undersøkelser har vist en målbar endring i f.eks. råvannskvaliteten til Rakkestadelva.

Referanser

- Braskerud, B.C., Hoseth, K.A., Israelsen, T., Kval, T., Myrabø, S., Nordlien, S., Skauge, J., 2014. «Kvistdammer» i Slovakia. Små terskler laget av stedegenet materiale; erfaringer fra studietur for mulig bruk i Norge. NVE rapport nr. 28/2014
- Baskerud, B.C., Ødegård, I.M., 2014. Grønne vegetasjonsdekkede tak for flomdemping. ExFlood Faktaark versjon 1.0
- Braskerud, B.C., Paus, K.H., Ekle, A., 2013. Anlegging av regnbed. NVE rapport nr. 3/2013
- Fagernæs, K.E., 2015. Prinsipper for gjenåpning av elver og bekker i Oslo. Oslo kommune Styringsdokument versjon 1.0
- Gabriel, S., Fill, L., 2016. Regnhøsting for vanning i hager. Oslo kommune Blågrønne overvannsløsninger, IDEBANK versjon 1.0
- Hauge, A. 2013. Hydroteknikk og erosjon - problemer og løsninger. I: Bioforsk-konferansen 2013. Sammendrag og presentasjoner. Bioforsk Fokus 8(2):63-64.
- Hauge, A., 2012. Lønnsomheten ved grøfting. Bioforsk TEMA 7(15).
- Hauge, A., Walseng, B., Langsjøvold, S.J., Borch, H., 2006. Gjenåpning av bekkelukkinger. Bioforsk rapport nr. 1(28)
- Hopland A.A., Traae, E., Myrabø, S., 2016. Eksempel på dreneringstiltak i små nedbørsfelt. NVE rapport nr. 26/2016
- Kristoffersen, A.Ø., Øgaard, A.F. 2018. Fosforgjødsling til korn bestemt av P-AL. NIBIOpop Vol. 4, nr. 23.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., 2015. Agricat 2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområde Øyeren, basert på arealbruk i 2013. Bioforsk rapport 10(10).
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014a. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport 9(37).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M., 2014b. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport nr. 9(108).
- Leland, T., 2013. Gresskledde vannveier kan håndtere store vannmengder. ExFlood Faktaark versjon 1.0
- Næss, V., 2008. Faktaark Overvannhåndtering. Aksjon Jærvassdrag i samarbeid med Bioforsk
- Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A.-G.B., Kvakkestad, V., Kristoffersen, A.Ø., Veidal, A., 2013. Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Norge. Kost-effekt vurderinger. NILF-rapport 2013-3.
- Seehusen, T., 2014. Reduced soil tillage and soil compaction in cereal-growing under Norwegian farming conditions: Studies of compaction risk, soil structure, crop yields. PhD Thesis, NMBU 2014
- Skaaraas, H., m. fl., 2015. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. Norges offentlige utredninger 2015:16
- Hutchinson S.L., Hutchinson, J.M.S., 2014. Validating the kinematic wave approach for rapid soil erosion and improved BMP site selection to enhance training and land sustainability. Final report ESTCP Project RC-200/20

- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94, pp. 23-38
- Øygarden L., Bechmann, M., 2017. Synergier av miljøtiltak i jordbruk-Klimagassutslipp, klimatilpassning, vannforvaltning og luftforurensninger i norsk jordbruk. NIBIO rapport nr. 3(51)
- Øygarden, L., 2003. Rill and gully development during and extreme winter runoff event in Norway. *Catena*, 50, pp. 217-242
- Øygarden, L., Veidal, A., Bechmann, M. 2018. Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket. NIBIO rapport Vol. 4, Nr. 36. 43s.

Vedlegg

Betraktninger rundt usikkerheter og begrensninger i Agricat 2 beregningene

Teksten i dette vedlegget ble hentet fra Kværnø og Turtumøygard (2015).

Prosessrepresentasjon

Agricat 2 brukes til å beregne jord og fosfortap fra store nedbørfelter, men beregningene skjer for individuelle responsenheter på størrelse med polygonene i jordsmonnkartet. Resultatene fra responsenheter summeres opp for nedbørfeltene tilslutt, uten å ta hensyn til hvordan responsenheter ligger i landskapet. Det er også en del fosfortapsprosesser som ikke er inkludert pga. manglende kunnskap om disse.

Følgende prosesser/elementer er ikke inkludert i Agricat 2:

- regionale klimaforskjeller (vil endres ved innføring av nye erosjonsrisikokart i 2015)
- beregning av hydrologien, dvs. avrenningen, verken på årlig eller langsiktig basis (modellen bruker langsiktig *erosjonsrisiko* fra erosjonsrisikokartet direkte)
- erosjon i elve- og bekkeløp
- effekter av flom
- innsjøretensjon
- sedimentasjon av eroderte partikler før de når resipienten (unntatt det som sedimenterer/holdes tilbake i buffersoner og fangdammer)
- konsentrert strømming og erosjon i «dråg», og effekt av grasdekte vannveier
- sammenheng/transport mellom landskapsenheter («konnektivitet»)
- transport gjennom naturlige buffersoner eller andre landskapselementer som kan tilbakeholde partikler (inkludert for to vannforekomster i dette prosjektet, men normalt ikke inkludert)
- transport gjennom landskapselementer som kan initiere eller øke erosjon
- effekter av hydrotekniske anlegg
- tap av løst fosfor, bl.a. ved utfrysing av fosfor fra planter/planterester
- tap av fosfor knyttet til spredning av husdyrgjødsel
- tilførsler fra andre kilder (annen arealbruk, spredt og kommunalt avløp)
- naturlig bakgrunnsavrenning

Formlene i modellen

Beregningsformlene i Agricat 2 er basert på måledata og ekspertvurderinger. Ofte kan det være stor spredning i datamaterialet fordi prosessene er så komplekse at de vanskelig lar seg beskrive med enkle formler. I mange tilfeller er det også et snevert datamateriale som ligger til grunn. Noen ganger kan man ha omfattende datasett for noen «feltyper» (her definert ved feltkarakteristika som jordsmonn, terreng, klima og drift), men begrensning/manglende data for andre feltyper. Da er det vanskelig å generalisere og ekstrapolere mellom ulike feltyper.

Følgende begrensninger er verdt å merke seg for formelverket for jordtap i Agricat 2:

- Erosjonsrisiko ved høstpløying (fra erosjonsrisikokartet) er beregnet med en modifisert form av den amerikanske USLE-likningen. Hovedsvakheter ved dagens erosjonsrisikokart er at erosjonsrisiko ikke er korrigert for lokale klima- og avrenningsforhold, og at det opereres med konstant hellingslengde (100 m) og ikke tas hensyn til terrengform (konkav/konveks, «dråg»). Det er også knyttet usikkerheter til eroderbarhetsfaktoren i likningen, f.eks. at den har et

begrenset gyldighetsområde for innhold av organisk materiale i jord og ikke inkluderer effekt av grove fragmenter og opphavsmateriale/mineralogi.

- Funksjonen for fordeling av jordtap på overflate- og grøfteavrenning i Agricat 2 er basert på et meget begrenset datamateriale og er svakt dokumentert.
- Funksjonene for effekter av drift (jordarbeidingsfaktorer) er basert på et begrenset datamateriale der felter med leirjord og/eller høy erosjonsrisiko og dyrking av vårkorn er overrepresentert. Datagrunnlaget betydelig tynnere for sand- og siltjord og/eller lav erosjonsrisiko, og for driftsformer med potet, frukt, bær, høstharving eller høstkorn. Det er også betydelig tynnere datagrunnlag for effekter av drift på jordtap via grøfteavrenning enn for jordtap via overflateavrenning.
- Formlene for renseeffekter av grasdekte buffersoner og fangdammer er basert på målinger i norske feltforsøk, fortrinnsvis i Sørøst Norge, med et begrenset utvalg av buffersonebredden og fangdamstørrelser, jord- og klimaforhold. Formlene er svakt dokumentert.

Og for fosfortap kan man særlig peke på:

- Estimering av P_{tot} i jord utfra PAL kan være en kilde til usikkerhet. Formlene er basert på store datasett for tre jordtyper. Det er endel spredning i datamaterialet, med overlapp mellom de tre gruppene. Kanskje kan det skilles mer mellom ulike jordarter og avsetningstyper, men dette gir ikke datamaterialet grunnlag for.
- Fosfortap fra organisk jord er basert på ekspertkunnskap pga. stor mangel på empiriske data.
- Formelen for anrikningsfaktoren er basert på en laboratoriestudie i USA med simulert nedbør. Om resultatet fra denne studien kan utvides til å gjelde naturlige feltforhold i Norge, er usikkert.

Testing av Agricat 2 mot jord- og fosfortapsdata fra norske rute- og småfelter (Kværnø et al., 2014b) indikerer at usikkerhetene i formelverket til Agricat2 er sterkere knyttet til dagens erosjonsrisikokart enn til formlene for beregning av fosformengder-/tap, i hvert fall for de jordtypene og klimaregionene som er representert i valideringsdataene.

Inputdata

Usikkerheter i resultatene fra en modell avhenger mye av tilgjengelighet, egnethet og kvalitet på inputdataene til modellen. For Agricat 2 kan nevnes:

- Erosjonsrisikokart: usikkerhetene i erosjonsrisikokartet er nevnt i avsnitt 0. I tillegg kommer det faktum at jordsmonnkart/erosjonsrisikokart bare er tilgjengelig for 50 % av dyrka mark i Norge. God dekningsgrad av slike kart er det kun på sørøstlandet. Modellen kan ikke kjøres der det mangler verdier for erosjonsrisiko.
- Nedbørfelt til grasdekte buffersoner: dette mangler vanligvis, og i Agricat 2 løses det ved å bruke en standard 50 m influensbredde. Valget av denne influensbredden stammer fra arbeidet med tiltaksplan for Morsa fra 2009 (Øygarden et al., 2010). Dette er en forenkling som medfører usikkerheter.
- PAL-verdier: disse dataene foreligger vanligvis på en slik form at de i beste fall bare kan knyttes til driftsenheten som helhet, og ikke til den enkelte teig. Ofte mangler det dessuten data for deler av arealer. I Agricat 2 løses det ved å bruke gjennomsnittsverdier for arealer der data er tilgjengelig, og det medfører usikkerhet.
- Fordeling av drift: I Agricat 2 er fordeling av drift basert på RMP-kart, hvilket gir en betydelig reduksjon i usikkerheten sammenliknet med tidligere versjoner av modellen der all drift måtte fordeles utfra rutiner i modellen.

Kalibrering og validering

Kalibrering og validering av en modell er også forbundet med usikkerheter og utfordringer. For Agricat 2 er de viktigste:

- Tidsoppløsning: Agricat 2 er en statisk modell, dvs. at den kun gir som output et langsiktig gjennomsnitt for jord- og forsfortap per responsenhet, uten å ta hensyn til variasjoner i vær- og avrenningsforhold. Derfor må modellen testes/valideres mot en tidsserie som er så lang som mulig, men med lavest mulig tidsoppløsning. Man kan ikke forvente gode resultater på årlig basis, mens gjennomsnittlig tendens kan forventes å bli rimelig bra reflektert.
- Romlig skala: Agricat 2 bør først og fremst kalibreres og valideres mot måledata på liten skala (rutefelt/småfelt), for på nedbørfeltskala er det meget vanskelig å skille ut effekter av enkeltfaktorer, samt at mange nedbørfeltprosesser ikke er inkludert i modellen. Testing mot måledata fra nedbørfelter er likevel nyttig for å illustrere avvik på denne skalaen, ettersom man i praksis rapporterer resultatene fra modellen for større nedbørfelter. Man bør unngå å kalibrere modellen mot data på nedbørfeltskala, med mindre man har svært gode grunner for å gjøre det. For kalibrering og validering av fangdameffekter er imidlertid nedbørfeltskala det eneste relevante, selv om det byr på utfordringer knyttet til manglende prosessbeskrivelser.
- Måledata: Måling av vannføring, innsamling av prøver, lagring av prøver og analysering av prøver er beheftet med usikkerhet/feil, særlig ved dårlige måleforhold og lite kvalitetskontroll. Måledata representerer derfor ikke fasiten, men sier likevel mye om modellberegningene ligger innenfor et akseptabelt nivå.

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.