

Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 9 Nr. 38 2014

Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder

Dokumentasjon av modellen Agricat

Håkon Borch, Sigrun H. Kværnø, Marianne Bechmann

Bioforsk jord og miljø

www.bioforsk.no



Tittel/Title:

Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder.
Dokumentasjon av modellen Agricat.

Forfatter(e)/Author(s):

Håkon Borch, Sigrun H. Kværnø, Marianne Bechmann

<i>Dato/Date:</i> 28.02.2014	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 8539	<i>Saksnr./Archive No.:</i> 2014/273
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 9(38) 2014	<i>ISBN-13-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-01241-2	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 36	<i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i> 0

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Oppdragsgiver	<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Kontaktperson
---	---

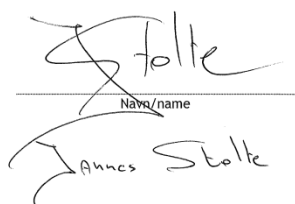
<i>Stikkord/Keywords:</i> Empirisk modell, erosjon, fosfor, jordbruk, tiltaksanalyse, scenario, endret jordarbeiding, vegetasjonssone, fangdam	<i>Fagområde/Field of work:</i> Arealbruk, vannkvalitet
---	--

Sammendrag:

Denne rapporten dokumenterer beregningsmetodikken i den empiriske fosfortapsmodellen Agricat, slik den forelå og ble brukt i 2013. Inndata til modellen er i utgangspunktet lett tilgjengelige, og omfatter kart (f.eks. jordsmonnkart, nedbørfeltgrenser og eiendomskart), driftsdata fra offentlige registre (SSB og SLF) og data for fosforstatus i jord (f.eks. fra jorddatabanken ved Bioforsk). Jordtap ved dagens drift blir beregnet ut fra erosjonsrisiko ved høstpløying multiplisert med jordarbeidingsfaktorer. Jordtapet fordeles på overflate- og grøfteavrenning. Jordtap fra arealer som drenerer til vegetasjonssoner og/eller fangdammer blir videre modifisert gjennom beregning av renseeffekter. Deretter beregnes fosforinnholdet på partiklene utfra P-AL i jord og anrikning. Tilslutt beregnes fosfortap som en funksjon av jordtapet og fosforinnholdet på partiklene. I denne rapporten diskuteres også usikkerheter i beregningene og kalibrering og validering av modellen.

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader



Navn/name

Jannes Stolte



Marianne Bechmann

Forord

Denne rapporten er utarbeidet med finansiering fra Bioforsks kunnskapsutviklingsmidler, på prosjektet «Modeller og verktøy». Formålet med dette prosjektet er å utvikle kunnskap om modeller og verktøy til nytte for landbruks- og miljøforvaltningen. Det har vært stor etterspørsel etter modeller for tiltaksanalyse, og Bioforsk har derfor i løpet av de siste to tiår utviklet modellen GIS-avrenning/WEBGIS-avrenning og etterfølgeren Agricat, som forvaltningsstøtteverktøy. For å kunne vurdere resultatene fra modellene har forvaltningen behov for en dokumentasjon av modellens oppbygning og grunnlag. Det foreligger allerede en teknisk dokumentasjon av Agricat-modellen (Borch et al., 2010), men det er behov for en dokumentasjon av beregningsmetodene og vurderinger som er gjort i forbindelse med modellens oppbygning. Denne rapporten omfatter en slik dokumentasjon.

For det videre utviklingsarbeidet i prosjektet er det dessuten viktig å dokumentere den metodikken som så langt har vært brukt til å beregne fosfortilførsler og hvordan disse påvirkes av ulike tiltak. Hensikten med denne rapporten er derfor å dokumentere på norsk beregningsmetodikken som ligger inne i modellen Agricat, som siden 2008 har vært mye brukt i tiltaksanalyser for en rekke nedbørfelter og vannområder.

Agricat-modellen er utviklet ved Bioforsk av Håkon Borch i samarbeid med Marianne Bechmann, Lillian Øygarden og Anne Falck Øgaard. Denne dokumentasjonen er skrevet av Sigrun H. Kværnø med bidrag fra Håkon Borch og Marianne Bechmann, på bakgrunn av eksisterende dokumentasjon (Borch et al., 2010), sluttrapporten for nyeste tiltaksanalyse gjennomført med Agricat (Kværnø et al., 2014), og direkte innsyn i modellkoden. Avsnitt om usikkerheter og kalibrering/validering av Agricat kommer fra Kværnø et al. (2014).

Ås 6. mars 2014
Sigrun Kværnø

Innhold

1.	Innledning	5
2.	Oversikt over modellen	6
3.	Inndata	7
3.1	Kart- og datagrunnlag	7
3.1.1	Nedbørfeltgrenser	7
3.1.2	Jordsmønns- og erosjonsrisikokart	7
3.1.3	Vannlinjer, vannflater og vegetasjonssoner	8
3.1.4	Fangdammer	8
3.1.5	Eiendomskart	9
3.1.6	Jordbruksdrift	9
3.1.7	Fosforstatus (P-AL)	11
3.1.8	Avrenningskart	11
4.	Jordtap ved aktuell drift	13
4.1	Erosjonsrisiko ved høstpløying	13
4.2	Avrenningskorreksjon	13
4.3	Fordeling av jordtap på grøfte- og overflateavrenning	14
4.4	Jordarbeidingsfaktorer	15
4.5	Jordtap ved aktuell drift	17
4.6	Usikkerheter i jordtapsberegningene	17
5.	Jordtap etter landskapstiltak	20
5.1	Renseeffekt av vegetasjonssone	20
5.2	Renseeffekt av fangdam	21
5.3	Jordtap etter landskapstiltak	22
5.4	Usikkerheter i beregningene	22
6.	Fosfortap	24
6.1	Fosforinnhold i jord	24
6.2	Fosforanrikning	24
6.3	Fosfortap fra organisk jord	25
6.4	Fosfortap fra responsenheter og nedbørfelter	25
6.5	Usikkerheter i fosfortapsberegningene	27
7.	Kalibrering og validering av Agricat	28
7.1	Valideringsprosedyre	28
7.2	Kalibreringsprosedyre	29
7.3	Resultater	29
7.4	Usikkerheter ved kalibrering og validering	31
8.	Liste over symboler	33
9.	Referanser	35

1. Innledning

Jordbruket er en viktig kilde til næringsstofftilførsler til vann og vassdrag. For høye fosfortilførsler kan føre til eutrofiering, med negative følger for vannkvalitet og dyreliv. De som forvalter vannressursene har behov for verktøy som kan kvantifisere tilførsler av fosfor fra jordbruket, og for å kvantifisere effekter av ulike driftspraksis slik at tiltak mot fosforavrenning kan vurderes, prioriteres og målrettes.

Det finnes mange typer modeller som kan brukes til å beregne fosforavrenning fra jordbruksarealene. Modellene har ulike detaljeringsgrad i hvordan prosessene er beskrevet i modellen, hvor store usikkerheter som er forbundet med beregningene, hva slags data som trengs, hvilken skala de kan brukes på og hvor mye ressurser (tid, regnekapasitet) som kreves for å bruke modellen. En del av modellene egner seg til å estimere effekter av tiltak og tiltakspakker.

Enkle, empiriske modeller kan brukes der det er liten tilgjengelighet av både data for modellering og ressurser for gjennomføring av beregningene og samtidig behov for relativt grove anslag på fosfortilførsler og tiltakseffekter. Det gjelder særlig for store områder.

På begynnelsen av 2000-tallet utviklet Bioforsk, i samarbeid med Landbruks- og miljødepartementet, en slik enkel modell kalt GIS avrenning (Turtumøygard *et al.*, 2005). Denne kunne primært brukes til å beregne effekter av redusert jordarbeiding på erosjon fra jordbruksområder med kornproduksjon, og baserte seg hovedsakelig på erosjonsrisikokart fra Norsk institutt for skog og landskap. GIS avrenning ble videreutviklet til WEBGIS avrenning, som også kunne beregne effekter av vegetasjonssoner og fangdammer. Senere ble modellen Agricat (Borch *et al.*, 2010) utviklet ved Bioforsk. Denne var som GIS-avrenning også basert på erosjonsrisikokartet, men inkluderte også beregningsmetoder for fosfortap, samt at den kunne beregne effekter på både grøfte- og overflateavrenning.

Agricat har siden vært mye brukt i tiltaksanalyser på bestilling fra forvaltningen. Områder den har vært brukt i omfatter blant annet vannområdene Morsa, Lysakerelva, Haldenvassdraget, og Bunnefjorden (PURA), Halden og Fredrikstad kommuner (Borch og Hauge, 2008; Borch og Turtumøygard, 2008; Borch, 2009; Øygarden *et al.*, 2010; Borch *et al.*, 2011) og mer nylig Vestfold fylke (Bechmann *et al.*, 2013) og vannregion Glomma (Kværnø *et al.*, 2014). Resultater fra Agricat har også vært sammenliknet med målte verdier for jord- og fosfortap i små nedbørfelter på Østlandet (Greipsland *et al.*, 2013; Kværnø *et al.*, 2014).

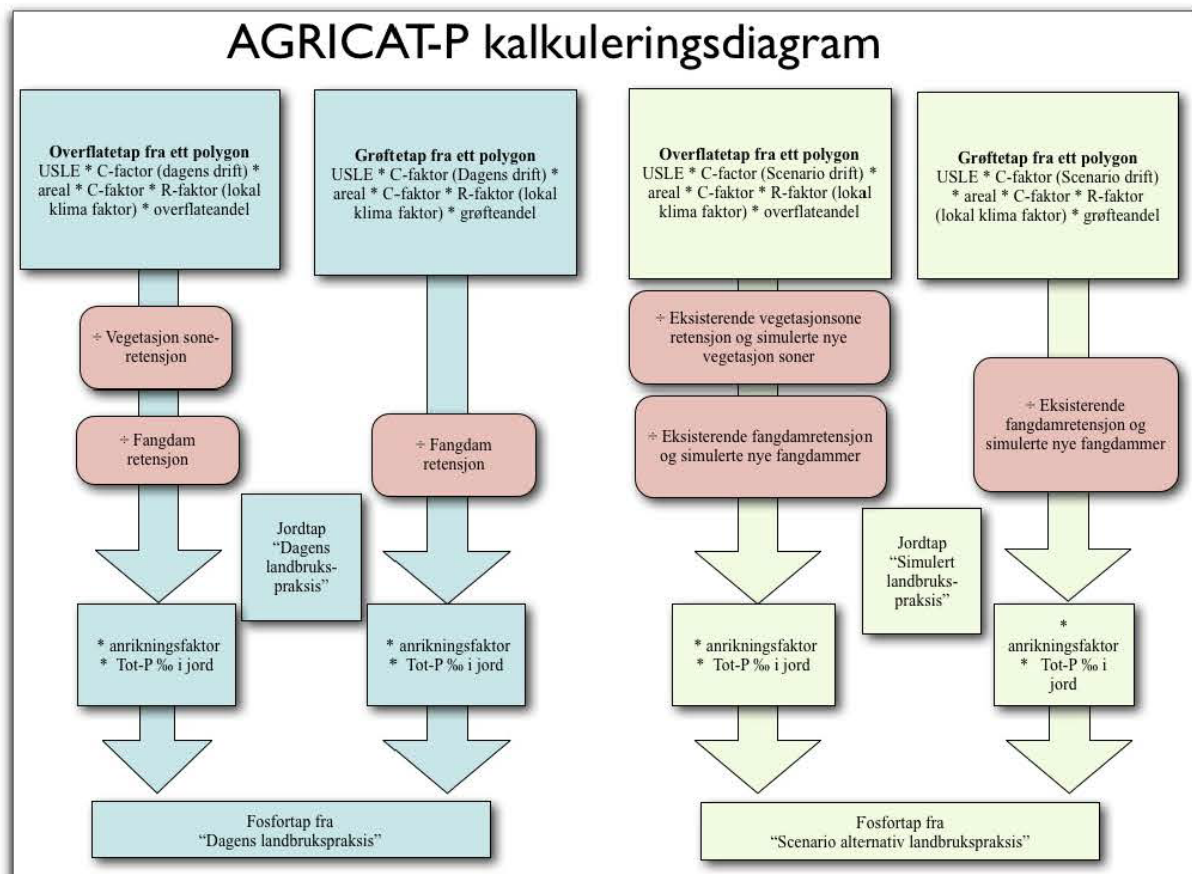
Hensikten med denne rapporten er å dokumentere beregningsgrunnlaget i Agricat slik modellen foreligger ved utgangen av 2013. Rapporten danner grunnlag for å forstå hvordan resultater av tiltaksanalyser i Agricat har framkommet, samtidig som den er et referansepunkt for videre utvikling av tilsvarende modellverktøy. Det er den versjonen av Agricat som her blir beskrevet, som er brukt i beregningene for Vestfold fylke og vannregion Glomma.

2. Oversikt over modellen

Agricat beregner jord- og fosfortap utfra informasjon om erosjonsrisiko, jordart, fosforstatus i jord, vekstfordeling og jordarbeiding. Denne informasjonen er generelt lett tilgjengelig fra kart og offentlige registre (se kapittel 3).

Beregningsdiagrammet til Agricat er vist i Figur 1. Beregningsrekkefølgen er organisert slik at Agricat tar hensyn til samspillseffekter. Først beregnes jordtap ved ulik drift (vekst og jordarbeiding) med utgangspunkt i erosjonsrisikokart fra Norsk institutt for skog og landskap (se kapittel 4). Jordtapet modifieres så ved tilbakeholdelse i en eventuell vegetasjonssone, og deretter ved tilbakeholdelse i en eventuell fangdam (se kapittel 5). Deretter beregnes fosfortapet basert på jordtapet og fosforinnhold i jordpartiklene (se kapittel 6). Tap fordeles på overflate- og grøfteavrenning.

I tiltaksanalyser brukes Agricat for en referansesituasjon, som vanligvis er faktisk drift for et gitt år, og for utvalgte tiltakspakker, «scenarier».



Figur 1. Beregningsdiagram for Agricat.

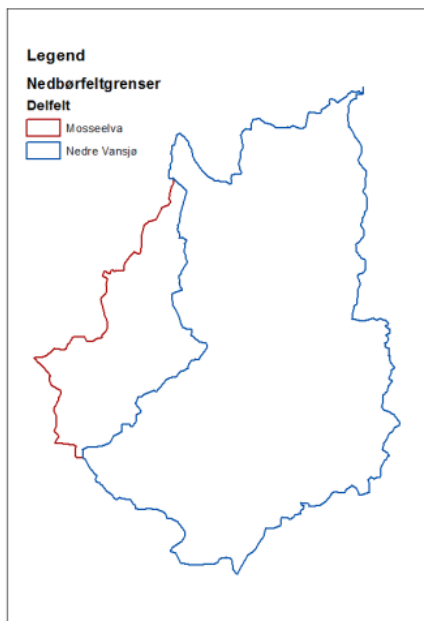
3. Inndata

For å gjøre beregninger i Agricat er det behov for et datagrunnlag som generelt er lett tilgjengelig fra kart og offentlige registre. I det følgende beskrives disse datakildene. Andre datakilder enn dem som beskrives her kan naturligvis også brukes dersom de tilfredsstillter brukerens og modellens krav.

3.1 Kart- og datagrunnlag

3.1.1 Nedbørfeltgrenser

Dersom Agricat skal brukes til å beregne tilførsler til en resipient med et definert nedbørfelt, brukes nedbørfeltgrensene til å avgrense mot alle andre områder slik at kun informasjon fra det aktuelle nedbørfeltet brukes til å beregne tilførslene fra dette nedbørfeltet. Nedbørfeltgrensene kan komme fra eksisterende kilder (for eksempel fra Regine-registret), eller kan defineres etter ønske av brukerne, oftest avledet fra en digital terrengmodell. Grensen for beregninger kan også følge administrative grenser, f.eks. et fylke og evt. deles opp i nedbørfelt innenfor fylket. Et eksempel på nedbørfeltkart er vist i Figur 2.

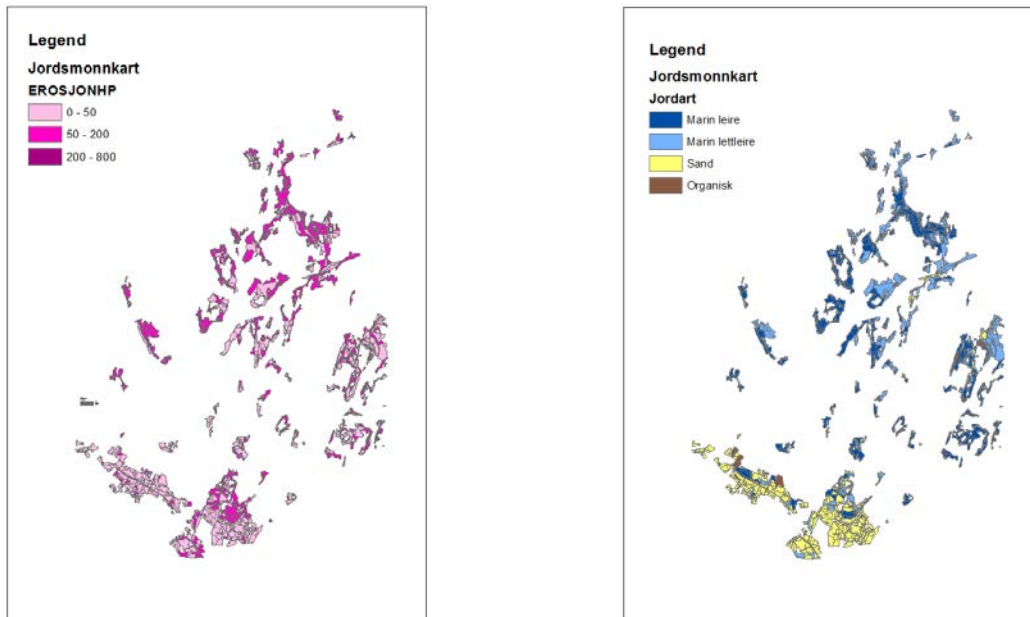


Figur 2. Eksempelkart nedbørfeltgrenser, her to delnedbørfelter i vannområdet Morsa.

3.1.2 Jordsmonns- og erosjonsrisikokart

Jordsmonnskartet, utviklet av Norsk institutt for skog og landskap, består av jordtypeenheter med informasjon om blant annet erosjonsrisiko ved høstpløying, planering og jordart. I Agricat brukes informasjon om erosjonsrisiko i beregning av jordtap, mens informasjon om jordart brukes i beregning av fosfortap. Jordsmonnskart hentes fra Norsk institutt for skog og landskap. På internett er erosjonsrisiko kun angitt i erosjonsrisikoklasser, men faktisk verdi for erosjonsrisiko kan fås ved henvendelse til Skog

og landskap. Et eksempel på kart avledet fra jordsmonnkartet (erosjonsrisiko ved høstpløying og jordart) er vist i Figur 3.



Figur 3. Eksempelkart erosjonsrisiko (til venstre) og jordart (til høyre), begge avledet fra jordsmonnkart.

3.1.3 Vannlinjer, vannflater og vegetasjonssoner

Kart over vannlinjer og vannflater kan lastes ned fra Norge Digitalt (kartgrunnlag «FKB Geovekst»). Et eksempel på slike kart er vist i Figur 4. Dette kartet brukes til å identifisere mulige lokaliteter for vegetasjonssoner langs vassdrag ved beregning av tiltakseffekter. Vegetasjonssoner er buffere langs vassdrag med varierende bredde. I noen tilfeller eksisterer det kart over eksisterende vegetasjonssoner og planlagte vegetasjonssoner. I andre tilfeller blir vegetasjonssoner digitalisert før beregningene gjennomføres. Dersom det er lite vegetasjonssoner i området kan en ta utgangspunkt i at dette er et nytt tiltak langs alle vannlinjer og vannflater. Nedbørfeltet til vegetasjonssonene er nødvendig for beregning av effekten. Alternativt kan man bruke en mer forenklet tilnærming der man opererer med en fast «influensbredde».

3.1.4 Fangdammer

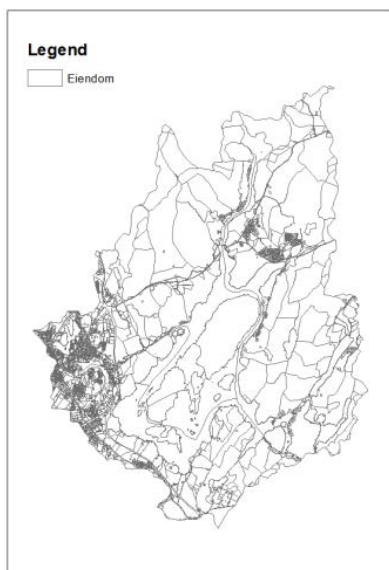
Kart over fangdammer og nedbørfeltene til fangdammene brukes i beregninger når deler av arealet drenerer til fangdammer. I noen områder finnes kart over eksisterende fangdammer, og evt. også planlagte fangdammer. I andre områder må både eksisterende fangdammer og fangdammer som skal brukes i scenarier tegnes opp på kart. Det samme gjelder nedbørfeltene til fangdammene.



Figur 4. Eksempelkart vannflater og vannlinjer.

3.1.5 Eiendomskart

Eiendomskart (gårds- og bruksnummer) brukes til å identifisere hvilke eiendommer som hører til nedbørfeltet, og kobles til registre og databaser for å tilordne eiendommene jordbruksdrift og fosforstatus i jord (se avsnitt 3.1.6 og 3.1.7). Eiendomskartene kan lastes ned fra Norge digitalt (kartgrunnlag «Matrikkeldata»). Eksempel på et eiendomskart er vist i Figur 5.

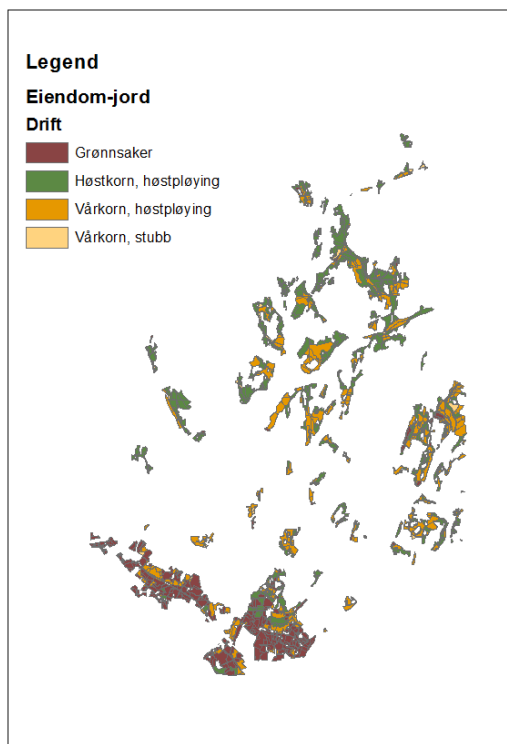


Figur 5. Eksempelkart eiendomskart.

3.1.6 Jordbruksdrift

Ut fra oversikt over eiendommene hentes data om vekstfordeling og jordarbeidingspraksis for et spesifikt år (faktisk drift) fra nasjonale registre eller detaljkartlagte driftsdata. De nasjonale registrene omfatter registre for «Produksjonstilskudd» og «RMP-tilskudd», samt «Jordleieregisteret», og kan hentes fra Statens landbruksforvaltning via Statistisk sentralbyrå.

Kart over drift brukes i modellen til å modifisere jordtapene, som i utgangspunktet kommer fra erosjonsrisikokartet og gjelder for vårkorn ved høstpløying. Driften fordeles på driftsenheter, og disse kan bestå av flere eiendommer. Arealet som tilhører driftsenheten må identifiseres, og den registrerte driften må fordeles på disse arealene. Det er lite informasjon om hvordan driften fordeler seg innenfor driftsenheten, bare registeret for RMP-tilskudd gir noe informasjon om drift fordelt på erosjonsrisikoklasse. I Agricat er det lagt inn bestemte rutiner for å fordele driften innen hver driftsenhet. Man starter med å fordele gras og tilskuddsberettigede tiltak som f.eks. stubb og lett høstharving på arealer med høye erosjonsrisikoverdier. Deretter fordeles annen drift i en bestemt rekkefølge på arealene med synkende erosjonsrisikoverdi. Fordelingsrutinen gjentas til alt arealet på eiendommen har fått en drift. På den måten vil gras og stubb i større grad komme på arealer med høyere erosjonsrisikoklasser, mens høstpløyd og for eksempel potet med stor erosjonsrisiko vil i større grad legges på arealer med lavere erosjonsrisikoklasse.



Figur 6. Eksempelkart for drift, avledet fra eiendomskart, erosjonsrisikokart og data fra offentlige registre. Tallene her er fiktive.

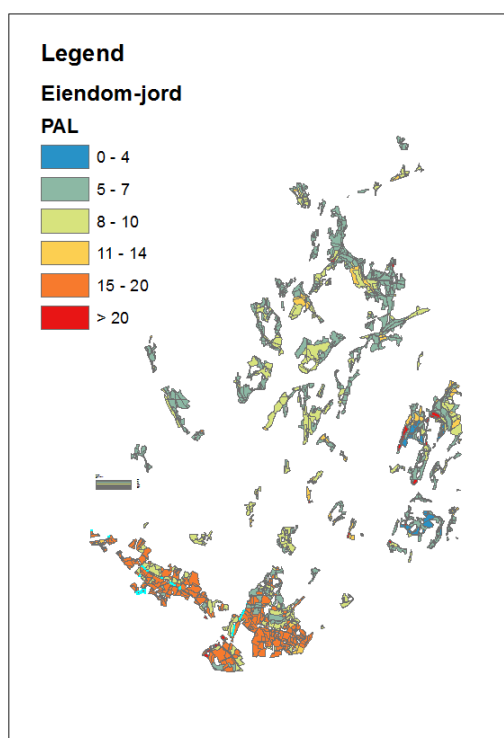
Registrene vil imidlertid aldri inneholde komplett informasjon om drift, for noen eiendommer vil det mangle opplysninger. Det kan være at man ikke har greid å koble inn riktig gårds- og bruksnummer på enkelte eiendommer, eller det kan være at det ikke er søkt om tilskudd og derfor ikke eksisterer informasjon. I slike tilfeller kan man ta utgangspunkt i driften i resten av det nedbørfeltet eiendommen ligger innenfor. I Agricat brukes samme prosedyre som beskrevet over for å fordele på restarealene, men fordelingen av drift skjer på nedbørfeltnivå i stedet for på driftsenhetsnivå.

Så langt det er mulig bør man søke å få nok informasjon om leiejord til at man klarer å få definert riktig drift på arealene. I registrene med driftsdata vil det være en del usikkerheter knyttet til hvilket bruk drift på leid jord er registrert på. Det kan medføre at enkelte eiendommer blir tilordnet feil drift, at drift tilhørende arealer utenfor nedbørfeltet regnes med innenfor nedbørfeltet, eller at drift registrert på en eiendom utenfor nedbørfeltet i praksis skjer på leid jord inne i nedbørfeltet. Leiejordregisteret kan bidra noe til å identifisere dette.

Når området som det skal fordeles drift på gjennom automatiske rutiner er små er risikoen for at feilene som oppstår får betydning for sluttresultatet større. Vi anbefaler derfor detaljkartlegging hvis nedbørfeltet som det skal gjøres oppsummeringer for er små. En nedre grense for automatisk drift bør ligge rundt 4-5000 daa. Ved å legge inn kartlagte data for viktige områder først vil disse hensyntas i fordelingsrutinene. En kan derfor også redusere feilene som oppstår ved automatisk fordeling av drift, ved bare delvis kartlegging av de viktigste arealene.

3.1.7 Fosforstatus (P-AL)

Oversikt over eiendommene brukes også til å hente verdier for fosforstatus i jord (P-AL). Verdier for P-AL brukes i fosfortapsberegningene. Informasjon om fosforstatus kan være tilgjengelig på eiendomsnivå, eller på kart. Dataene kan hentes fra for eksempel landbrukskontorene, Jorddatabanken ved Bioforsk eller analyselaboratoriernes databaser. I følge forskrift om gjødselplanlegging skal gårdbrukeren ta representative jordprøver hvert 4. - 8. år. Derfor brukes bare data for de 7 siste årene. Et slikt datasett skal representere alle skiftene på driftsenhetene. Dersom slike data mangler på noen eiendommer, kan man basere tallene på gjennomsnittsverdier for nedbørfeltet, vannområdet eller kommunen. Eksempel på et fiktivt P-AL-kart er vist i Figur 7.

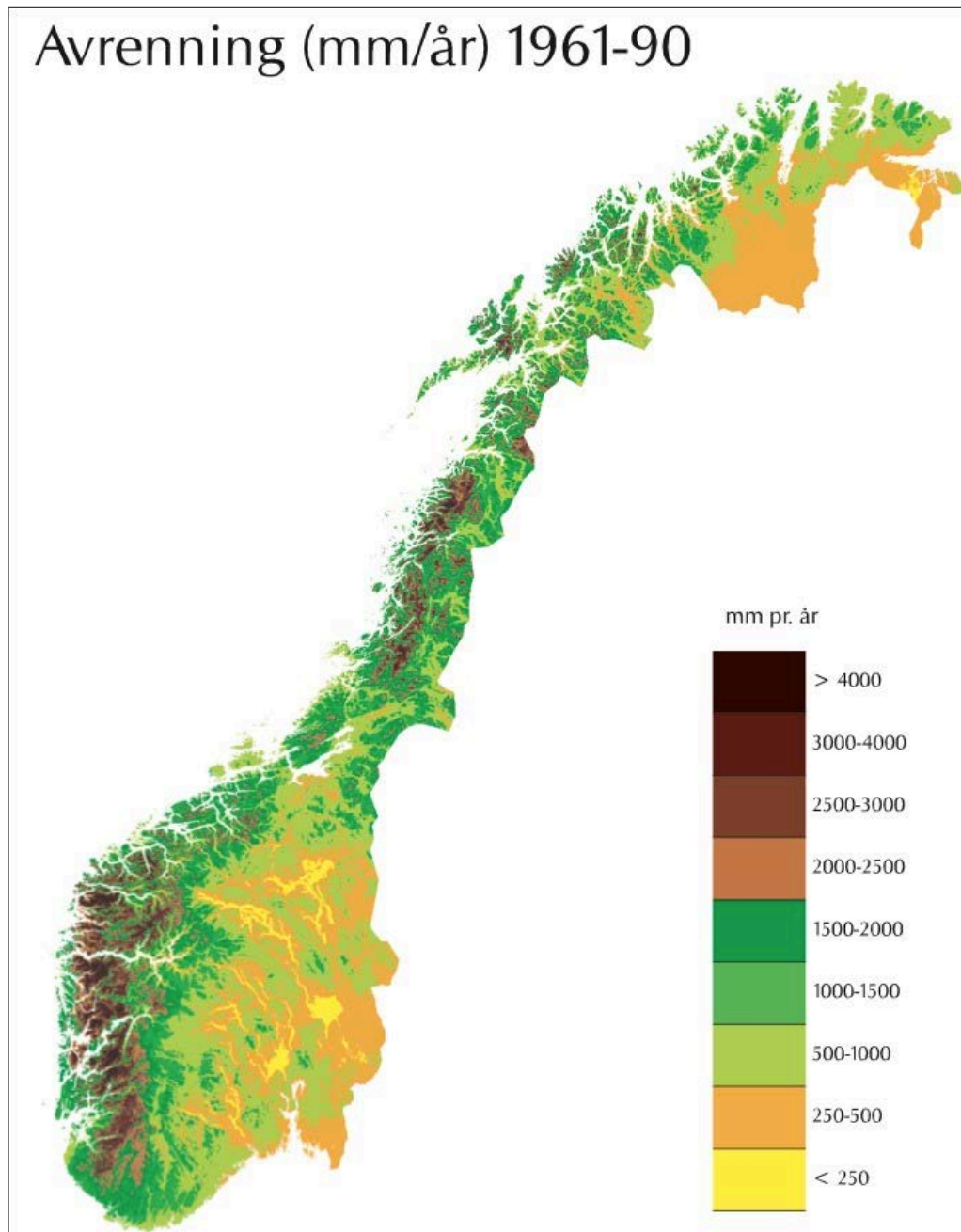


Figur 7. Eksempelkart for fosforstatus i jord, avledet fra eiendomskart og data fra databaser med jordanalysetall. Tallene her er fiktive.

3.1.8 Avrenningskart

I modellen er det mulig å korrigere erosjonsrisikokartet for lokale klima- og avrenningsforhold siden erosjonsrisikokartet er basert på et felt på Romerike (mer om dette i kapittel 4). For områder med andre avrenningsforhold er det laget tre alternativer for korreksjon:

- Avrenningskart for Norge - årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990 fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Kartet har et 1x1 km² rutenett beregnet med HBV-/GBV-modellen (www.nve.no).
- R-korreksjonsfaktor basert på JOVA stasjoner kombinert med meteorologiske nedbørsregistreringer. Gir en grovere korreksjon på distriktsnivå (større enn kommuner, f.eks. "Follo").
- Det kan legges inn en bestemt korreksjonsverdi ut i fra kunnskap om lokale forhold.



Figur 8. Årsmiddelavrenning for perioden 1961-1990 modellert med HBV-modellen (www.nve.no).

4. Jordtap ved aktuell drift

Agricat-beregningene gjøres for individuelle enheter, i det følgende kalt «responsenheter», som er kombinasjoner av alle kartene og alle data som er beskrevet i kapittel 3.

Først beregnes jordtap fra hver enkelt responsenhet, før dette jordtapet føres videre til eventuelle vegetasjonssoner og/eller fangdammer (kapittel 5), og til slutt inn i fosfortapsberegningene (kapittel 6). Det beregnede jordtapet fra responsenheten representerer kun flateerosjon. Det beregnede jordtapet fra responsenheten representerer kun flate- og grøfteerosjon. Rille-, fure og, drågerosjon samt sedimentasjon beregnes ikke.

4.1 Erosjonsrisiko ved høstpløying

Forventet jordtap beregnes i Agricat for et normalår, og er basert på de nasjonale erosjonsrisikokartene utviklet av Norsk institutt for skog og landskap (www.skogoglandskap.no). Norsk institutt for skog og Landskap oppgir en verdi for erosjonsrisiko i kg jordtap per dekar per år, for hver enhet («polygon») i kartet. Erosjonsrisikoen er beregnet med en modifisert form (Lundekvam, 1990) av den Universelle jordtapslikningen (USLE, Wischmeier og Smith, 1978). Den modifiserte likningen har følgende form:

$$EHP = X \times K \times LS \times CP + EHP_{grø} \quad (\text{Formel 1})$$

der EHP er langsiktig gjennomsnittlig jordtap i kg/daa, beregnet som en funksjon av:

- X - en faktor for effekt av klima, med verdi 224 for ikke planert jord og 700 for planert jord,
- K - en faktor for jordas eroderbarhet, som avhenger av tekstur, organisk materiale, struktur og dreneringsgrad,
- LS - en faktor for hellingslengde og hellingsgrad, der hellingslengden i erosjonsrisikokartet er satt til 100 m uavhengig av virkelig hellingslengde,
- CP - en faktor for vekst og jordarbeiding, i erosjonsrisikokartet satt til CP = 1 som representerer vårkorn med høstpløying,
- $EHP_{grø}$ - jordtap gjennom grøftesystemet, som avhenger av tekstur og jordtype. For teksturer som er grovere enn sandig leire er $EHP_{grø} = 0$ kg/daa. Ellers er $EHP_{grø}$ 5 kg/daa på moderat godt drenert jord, 10 kg/daa på ufullstendig til svært dårlig drenert jord klassifisert som Podzol, og 20 kg/daa på ufullstendig til svært dårlig drenert jord med annen klassifisering (Klakegg, pers.medd.).

Erosjonsrisikokartene er kalibrert på grunnlag av målinger av avrenning og jordtap fra et felt på Romerike (Holt-feltet; Lundekvam, 1990).

4.2 Avrenningskorreksjon

I erosjonsrisikokartene brukes som nevnt en konstant klimafaktor X for hele landet, og denne er et resultat av kalibrering av jordtapslikningen på Holt-feltet på Romerike. I Agricat ligger det inne rutiner der jordtapet kan korrigeres på grunnlag av lokalt klima og

avrenning. Jordtapet EHP multipliseres da med en koeffisient. I Agricat kan man velge mellom to tilnæringer for å beregne denne koeffisienten:

Tilnærming 1: Koeffisienter avledet fra normalavrenningskart fra NVE, generert med HBV/GBV-modellen.

$$KOE_{avr} = \text{lokal avrenning i mm}/284 \text{ mm} \quad (\text{Formel 2})$$

Referanseverdien på 284 mm er basert på NVEs avrenningskart for det området på Romerike der Holtfeltet ligger.

Tilnærming 2: Koeffisienter avledet fra R-faktorer (nedbør-avrenningsfaktoren i USLEs originale form) beregnet utfra målte jordtap i JOVA-felter.

$$KOE_{avr} = \text{lokal R-faktor}/295 \quad (\text{Formel 3})$$

Referanseverdien på 295 gjelder for Mørdrefeltet på Romerike.

4.3 Fordeling av jordtap på grøfte- og overflateavrenning

Agricat beregner fosfortap via både grøfte- og overflateavrenning. Modellen fordeler jordtapet ut fra EHP-verdien med følgende funksjon:

$$EHP_{\text{andelgrø}} = \text{eksp}(1,1002661 - 0,4241864 \times \ln(EHP)) \quad (\text{Formel 4})$$

$$EHP_{\text{andelofl}} = 1 - EHP_{\text{andelgrø}} \quad (\text{Formel 5})$$

$EHP_{\text{andelgrø}}$ og EHP_{andelofl} er andelene av jordtapet som transporteres henholdsvis på jordoverflata og gjennom drengrøftene. Funksjonen for jordtap via drengrøftene er basert på måledata fra norske feltforsøk.

Hvordan jordtapet fordeler seg etter denne funksjonen, er vist i Figur 9. Dess lavere jordtap, dess lavere andel jordtap via overflateavrenning og dess høyere andel jordtap via grøftene. Eksempelvis vil utvalgte EHP-verdier i de fire erosjonsrisikoklassene gi følgende jordtap (prosentandeler og mengder) via drengrøftene:

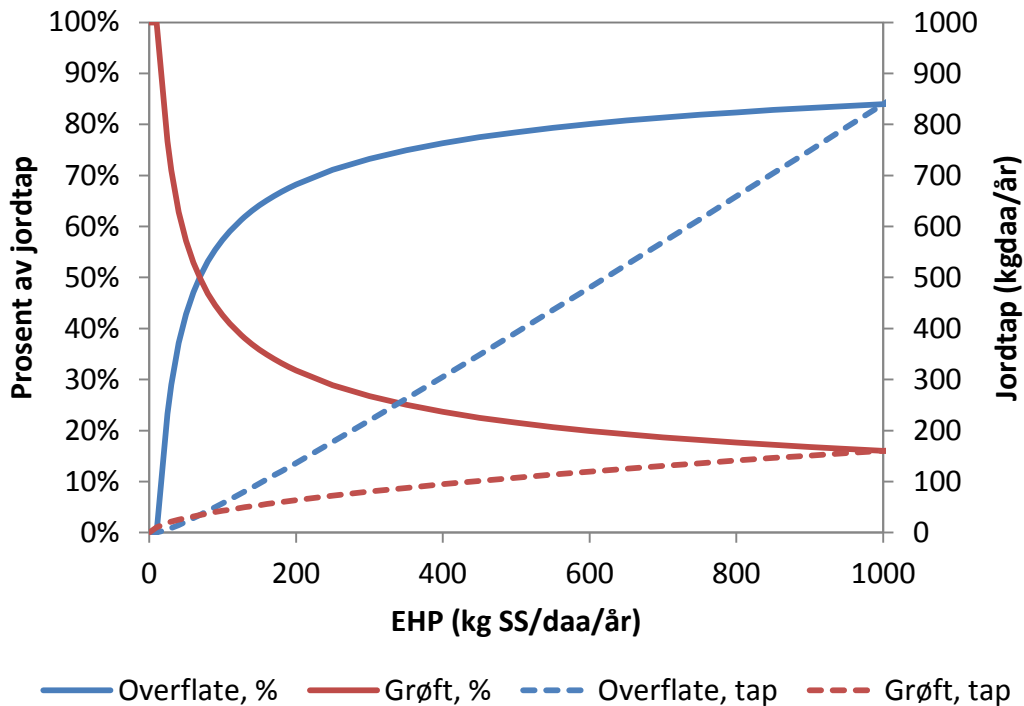
Erosjonsrisikoklasse 1 - 25 kg/daa/år: 77 %, 19 kg/daa/år

Erosjonsrisikoklasse 2 - 125 kg/daa/år: 39 %, 48 kg/daa/år

Erosjonsrisikoklasse 3 - 500 kg/daa/år: 22 %, 108 kg/daa/år

Erosjonsrisikoklasse 4 - 1500 kg/daa/år: 14 %, 203 kg/daa/år

Dette er i motsetning til beregningene i erosjonsrisikokartet, der jordtap via drengrøftene aldri overstiger 20 kg/daa/år.



Figur 9. Fordeling av jordtap på overflate- og grøftevann i Agricat, i % og mengder.

4.4 Jordarbeidingsfaktorer

I Agricat beregnes effekter av ulike vekster og jordarbeiding gjennom å endre jordarbeidingsfaktoren CP fra formel 1. Det er separate jordarbeidingsfaktorer for grøfte- og overflateavrenning, og for ulike kombinasjoner av vekster og jordarbeiding.

Jordarbeidingsfaktorene for jordtap via overflateavrenning, CP_{ofl} , beregnes som en funksjon av erosjonsrisikoen EHP:

$$CP_{ofl} = 1,1159 \times (EHP \times EHP_{andelofl})^{-0,355} + (CPT_{ofl} - 0,15) \quad (\text{Formel 6})$$

CPT_{ofl} er tabellverdier for ulike driftssystemer (Lundekvam, upubl., Tabell 1), basert på beregninger gjort i erosjonsmodellen ERONOR (Lundekvam, 2002). Hvis resultatet av denne beregningen blir større enn 1,2, settes $CP_{ofl} = 1,2$, og hvis resultatet blir mindre enn 0,01 settes $CP_{ofl} = 0,01$. Funksjonen er basert på måledata fra en rekke norske, finske, svenske og danske jordarbeidingsforsøk (oppsummert av Kværnø og Bechmann, 2010; Bechmann et al., 2011). CP_{ofl} for de ulike driftssystemene er illustrert i Figur 10.

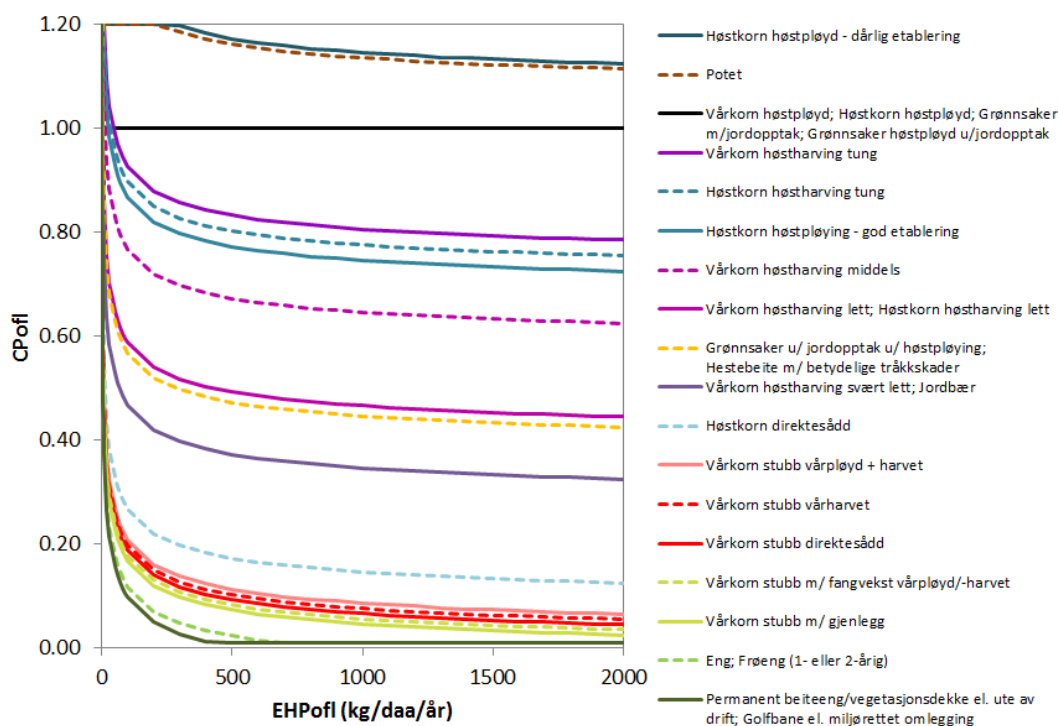
Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via grøfteavrenning, $CP_{grø}$, beregnes som en funksjon av CP_{ofl} fra likningen over:

$$CP_{grø} = 1,450 \times (CP_{ofl} - 0,498)^3 - 0,976 \times (CP_{ofl} - 0,498)^2 + 0,502 \times CP_{ofl} + 0,507 \quad (\text{Formel 7})$$

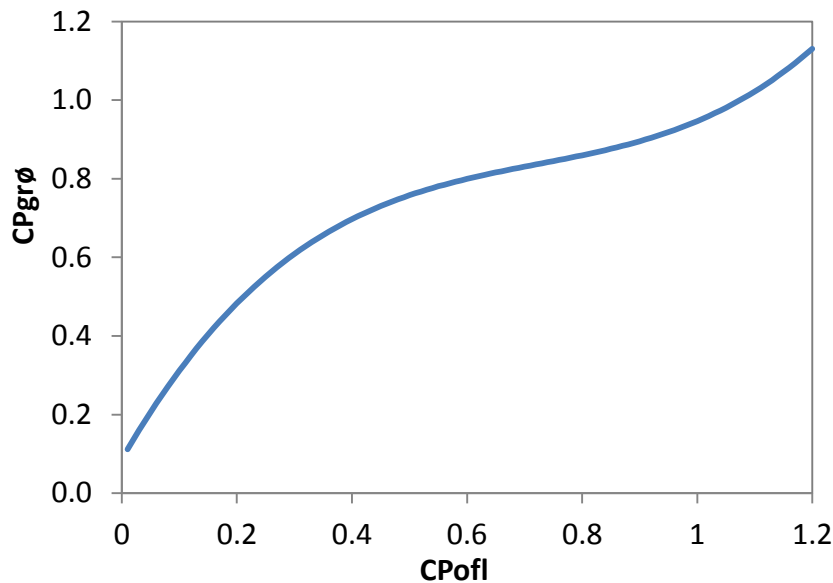
Denne likningen er basert på sammenhengen mellom CPT_{ofl} og tilsvarende tabellverdier for grøfteavrenning (Lundekvam, upubl.).

Tabell 1. Tabellverdier (CPT_{ofl}) for jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning (Lundekvam, upubl.).

Driftsform	CPT_{ofl}
Vårkorn, høstpløying + vårharving	1,00
Vårkorn, høstharving tung	0,86
Vårkorn, høstharving middels	0,70
Vårkorn, høstharving lett + vårharving	0,52
Vårkorn, høstharving svært lett	0,40
Vårkorn, stubb + vårpløying og -harving	0,14
Vårkorn, stubb + vårharvet	0,13
Vårkorn, stubb + direktesådd vårkorn	0,12
Vårkorn, stubb m/ fangvekst pløyd/harvet om våren	0,11
Vårkorn, stubb m/ gjenlegg	0,10
Høstkorn med høstpløying	1,00
Høstkorn med høstpløying - dårlig etablering	1,20
Høstkorn med høstpløying - god høstetablering	0,80
Høstkorn m/ tung høstharving	0,83
Høstkorn m/ lett høstharving	0,52
Høstkorn direktesådd	0,20
Grønnsaker med jordopptak (løk og rotgrønnsaker)	1,00
Grønnsaker uten jordopptak m/ høstpløying	1,00
Grønnsaker uten jordopptak u/ høstpløying	0,50
Potet	1,19
Jordbær	0,40
Eng; frøeng (1- eller 2-årig)	0,05
Hestebeite med betydelige tråkkskader	0,50
Permanent beiteeng/vegetasjonsdekke eller ute av drift	0,03
Golfbane eller miljørettet omlegging	0,03



Figur 10. Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning (CP_{ofl}), for ulike driftssystemer og som funksjon av erosjonsrisiko (EHP_{ofl}).



Figur 11. Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via grøfteavrenning ($CP_{grø}$) som funksjon av jordarbeidingsfaktor for jordtap via overflateavrenning (CP_{ofl}).

4.5 Jordtap ved aktuell drift¹

Gitt formlene og forutsetningene beskrevet over, beregnes jordtap fra responsenheter ved aktuell drift som følger:

$$EDR_{ofl} = EHP \times KOEF_{avr} \times EHP_{andelofl} \times CP_{ofl} \times AR \quad (\text{Formel 8})$$

$$EDR_{grø} = EHP \times KOEF_{avr} \times EHP_{andelgrø} \times CP_{grø} \times AR \quad (\text{Formel 9})$$

Der EDR_{ofl} og $EDR_{grø}$ er jordtapet, i kilogram, som transporteres henholdsvis på jordoverflata og gjennom drengrøftene, ved aktuell drift og eventuelt korrigert for avrenning/klima ($KOEF_{avr} = 1$ gir ingen korreksjon for avrenning/klima). AR er arealet av responsenheten, i dekar.

4.6 Usikkerheter i jordtapsberegningene

Det er knyttet en rekke usikkerheter til beregningene av jordtap.

Klimafaktoren i erosjonsrisikokartet (X-faktor) - Klimafaktoren i den norske versjonen av USLE er avledet fra erosjonsmålinger på Romerike. Denne X-faktoren brukes i dagens erosjonsrisikokart for hele landet, bortsett fra at X er satt til ulike verdier på planert og uplanert jord (henholdsvis 700 og 224, Lundekvam, 1990; Klakegg, pers.medd.). Dette medfører usikkerhet, for det første fordi klimaet varierer mye i det langstrakte landet, og for det andre fordi X-faktoren er beregnet ut fra en kort måleserie (5 år) der eventuelle "unormale" år kan få uforholdsmessig stor innflytelse på den endelige verdien.

¹ Merk at «aktuell» drift betegner en hvilken som helst kombinasjon av vekst og jordarbeiding som definert under faktisk drift eller i et scenario, og må ikke blandes sammen med begrepet «faktisk» drift, som betegner registrert, historisk drift og ikke drift under et scenario.

Avrenningskorreksjon - Koeffisientene basert på lokal avrenning eller lokal R-faktor representerer en forenklet sammenheng mellom jordtap og avrenning/klima, der feltene Holt og Mørdre på Romerike gir referanseverdiene. Gyldigheten av disse tilnærmingene er ikke verifisert. Videre er avrenningskart fra HBV-/GBV-beregninger usikre i seg selv, det samme er de regionale R-faktorene som er beregnet på bakgrunn av målte jordtap fra nedbørfelter og disses gjennomsnittlige verdier for K-, LS- og CP-faktorene i USLE.

Jordas eroderbarhet i erosjonsrisikokartet (K-faktor) - K-faktor beregnes etter en likning som er funksjon av tekstur, organisk materiale, struktur og permeabilitet. Likningen er utviklet i USA, og er dermed ikke nødvendigvis gyldig under norske forhold. Likningen er noe justert for norske forhold (Lundekvam, 1990). I Norge brukes kartlagt naturlig dreneringsgrad til å representere permeabiliteten (Klakegg, pers.medd.). Naturlige dreneringsgrad behøver ikke nødvendigvis å reflektere permeabiliteten, da årsaken til dårlig drenering kan være høyt grunnvannsspeil heller en lav permeabilitet. På kunstig drenert jord vil vann kunne tas unna raskere enn naturlig dreneringsgrad tilsier. Strukturvariabelen er i erosjonsrisikokartet kun avhengig av jordarten (Klakegg, pers.med.), mens vi vet at organisk materiale er en viktig faktor for jordstruktur. Dette kan også bidra til overestimert erosjonsrisiko på for eksempel morenejord. Det kan ligge en feilkilde i at for eksempel morene og sedimentær jord med samme leir- og sandinnhold under ellers like forhold har samme K-faktor, til tross for at morene trolig er mindre erosjonsutsatt på grunn av blant annet høyere stein- og grusinnhold, og kanskje også pga. ulikheter i type leirminerale.

Hellingsfaktoren i erosjonsrisikokartet (LS-faktor) - LS-faktoren representerer effekt av hellingsgrad og hellingslengde. I erosjonsrisikokartet opereres det med en hellingslengde som er konstant 100 m. På korte hellinger vil erosjonen antakelig overestimeres, mens den på lengre hellinger vil underestimeres. Det tas ikke hensyn til hellingsens form (konkav eller konveks helling, og «dråg»). Det er ingen «konnektivitet» mellom landskapsenheter det beregnes for, dvs. at det ikke tas høyde for at erosjonsrisiko på en enhet kan være påvirket av hydrologiske forhold, kanteffekter og erosjonsrisiko på en annen enhet. Sedimentasjon av eroderte partikler er også en naturlig del av erosjonsprosessen. Sedimentasjonen er ikke beregnet, hvilket kan medføre at en overestimerer hvor mye partikler som faktisk når bekken. Dette vil antakelig være et signifikant problem i områder der landskapet flater ut mot bekken.

Jordtap via drengrofter i Agricat ($EHP_{grø}$) - Agricat-funksjonen for fordeling av jordtap på grøft- og overflateavrenning er svakt dokumentert. Ut fra rapporterte måledata (oppsummert i Kværnø og Bechmann, 2010) kan vi konstatere følgende: Jordtap via grøftene er lave på morenejord (< 5 kg/daa/år) og på uplanert marin leirjord med høyt moldinnhold og lavt leirinnhold (< 20 kg/daa/år). På marin leirjord er tap via grøftene høyere (50 - 150 kg/daa), med de høyeste verdiene på planert jord som er nylig og intensivt drenert. Særlig på de nylig drenerte feltene dominerer jordtap via grøftene over jordtap via overflateavrenning.

Effekter av ulik drift i Agricat (CP_{off} og $CP_{grø}$) - CP-faktorene for jordtap via overflateavrenning er basert på et datamateriale som i stor grad stammer fra jordarbeidingsforsøk i områder med høy erosjonsrisiko, dvs. på planert leirjord med 12-13 % hellingsgrad og ofte 20-30 m hellingslengde. Informasjon om jordarbeidingseffekter på flatere arealer (og evt. brattere) med andre jordtyper, er mer sparsom, og effekten av endret jordarbeiding på slike arealer vil derfor være mer usikker enn på arealene som CP-faktorene i utgangspunktet er basert på. I Agricat brukes CP-faktorer også for å korrigere jordtap via grøftene. Dokumentasjon på effekter av endret jordarbeiding på jordtap via grøfter er meget begrenset. Resultatene spriker fra svært positiv effekt til svakt negativ

effekt av jordarbeiding om våren sammenliknet med jordarbeiding om høsten. Det er derfor enda større usikkerheter forbundet med CP-faktorene for tap via grøftene enn for CP-faktorene for tap via overflateavrenning. Med i betraktning kommer her også usikkerhetene knyttet til fordeling av driftsdata. Dette vil være basert på en del skjønn, det kan være usikkerheter i innrapporterte data, og det kan mangle data. Leiejord utgjør en særlig usikkerhet fordi man ikke vet hvordan drift fordeler seg på eid og leid jord.

Skala og avstand fra vassdrag - Beregninger av jordtap skjer i Agricat for hver jordsmonnkartenhet (polygon). Jordtapet fra et helt nedbørfelt er summen av jordtapet fra hver enhet, eventuelt korrigert for retensjon i fangdammer og vegetasjonssoner. Andre prosesser som skjer på større skala er ikke inkludert, så som «kanterosjon» (erosjon og utrasninger i bekke- og elveløp), effekter av flom, og retensjon av partikler i vann og vassdrag. Her kommer også de allerede nevnte faktorene konnektivitet og sedimentasjon inn. Ved bruk av Agricat i tiltaksplaner for hele vassdrag må innsjøretensjon av partikler i vassdrag og innsjøer beregnes utenom modellen da slik funksjonalitet ikke er inkludert direkte i beregningsrutinene.

5. Jordtap etter landskapstiltak

Etter at jordtap påvirket av aktuell drift (vekst og jordarbeiding) er beregnet for hver responsenhet med likningene i kapittel 4, beregnes jordtap etter tilbakeholdelse i eventuelle vegetasjonssoner og fangdammer.

5.1 Renseeffekt av vegetasjonssone

For arealer som har avrenning til en vegetasjonssone beregnes en renseeffekt av vegetasjonssonen. Arealet som influeres av vegetasjonssone har vært definert på to måter: som vegetasjonssonens nedbørfelt, eller som en influensbredde på 50 meter. Arealer som ligger innenfor influensbredden eller nedbørfeltarealet til vegetasjonssonen beregnes som egne responsenheter. Jord- og fosfortapet for disse responsenhetene reduseres ved tilbakeholdelse i vegetasjonssonen. Formelen for renseeffekten, RET_{veg} , er:

For jordtap:

$$RET_{veg} = VSR \quad (\text{Formel 10})$$

For jordtap som brukes videre i fosfortapsberegninger:

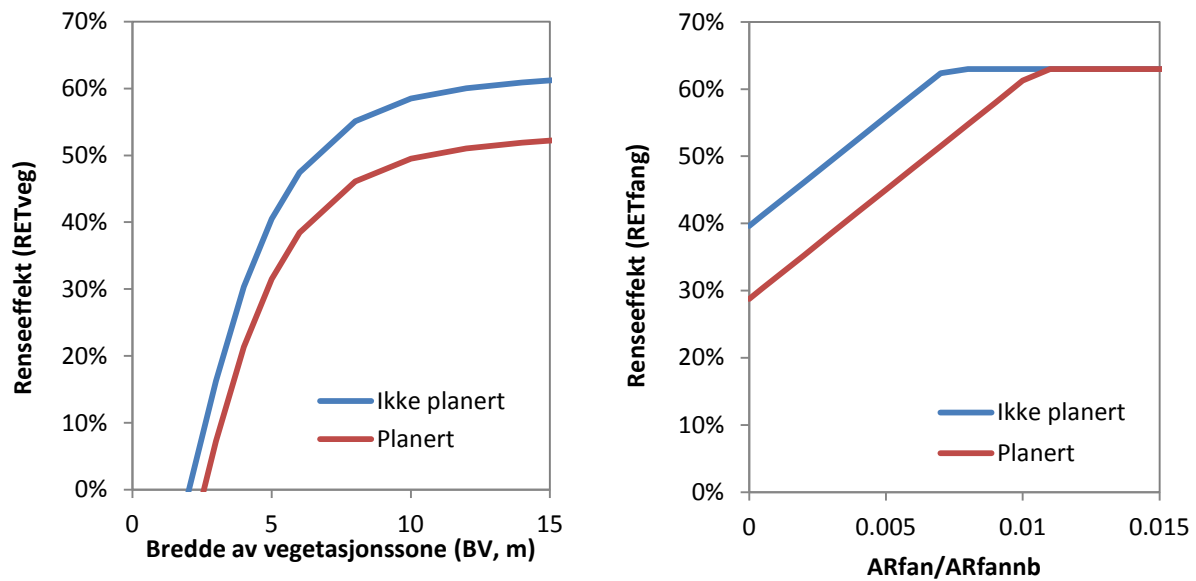
$$RET_{veg} = 0,9 \times VSR \quad (\text{Formel 11})$$

der VSR («VegetasjonsSoneRetensjon») er uttrykt ved formel 12, og 0,9 er en korreksjonsfaktor som er med for å ta høyde for at renseeffekten på fosfor er noe mindre enn renseeffekten på partikler, ettersom de små, fosforrike partiklene ikke i like stor grad holdes tilbake som større, mindre fosforrike partikler. Det er altså anslått at renseeffekten for fosfor er 90 % av renseeffekten for partikler (Turtumøygard et al., 2005). VSR er uttrykt ved:

$$VSR = (\exp(0,28 + 4,49 \times \ln(BV) - 1,65 \times \ln(BV)^2 + 0,2 \times \ln(BV)^3) - HF - PF)/100 \quad (\text{Formel 12})$$

der BV er vegetasjonssonens bredde i meter, og HF er faktor for vannhastighet og PF er faktor for planering (Turtumøygard et al., 2005). Hvis hellingslengden er større enn 100 m eller det er tverrfall (dråg), blir faktoren HF = 15 (retensjonen reduseres med 15 % som følge av økt vannhastighet), ellers er HF = 0. Hvis det er planert blir faktoren PF = 10 (retensjonen reduseres med 10 %), ellers er PF = 0. Formlene er ikke gyldige for vegetasjonssoner som er bredere enn 15 m.

Figur 12 viser renseeffekten RET_{veg} som funksjon av vegetasjonssonens bredde (BV), for planert og ikke planert jord. Ifølge formelen er det altså en stor økning i renseeffekten opptil ca 10 meters bredde, for bredere vegetasjonssoner flater effekten ut. Renseeffekten er litt lavere for planert jord enn for uplanert jord.



Figur 12. Renseeffekt av vegetasjonssone, som funksjon av vegetasjonssonens bredde (til venstre), og renseeffekt av fangdam, som funksjon av forholdet mellom fangdamareal og areal av nedbørfeltet som drenerer til fangdammen (til høyre). Det er separate likninger for planert og ikke planert jord.

5.2 Renseeffekt av fangdam

For å beregne effekten av en fangdam identifiseres arealer som har avrenning til fangdammen. Dersom en responsenhet drenerer til en fangdam (eventuelt via en vegetasjonssone), vil jord- og fosfortapet reduseres ved tilbakeholdelse i fangdammen. Formelen for renseeffekten, RET_{fang} , er:

For jordtap:

$$RET_{fang} = FDR \quad (\text{Formel 13})$$

For jordtap som brukes videre i fosfortapsberegninger:

$$RET_{fang} = FDR \times 0,7 \quad (\text{Formel 14})$$

der FDR («FangDamRetensjon») er uttrykt ved formel 15 eller 16, og 0,7 er en korreksjonsfaktor som er med for å ta høyde for at renseeffekten på fosfor er noe mindre enn renseeffekten på partikler, ettersom de små, fosforrike partiklene ikke i like stor grad holdes tilbake som større, mindre fosforrike partikler. Det er altså anslått at renseeffekten for fosfor er 70 % av renseeffekten for partikler (Turtumøygard et al., 2005). SPR er uttrykt ved (Turtumøygard et al., 2005):

for planerte arealer:

$$FDR = ((46,4 \times 100 \times AR_{fang}/AR_{fangnbf}) + 41,6)/100 \quad (\text{Formel 15})$$

for uplanerte arealer:

$$FDR = ((46,4 \times 100 \times AR_{fang}/AR_{fangnbf}) + 56,6)/100 \quad (\text{Formel 16})$$

Der AR_{fang} er arealet av fangdammen i m^2 , og $AR_{fangnbf}$ er arealet av fangdammens nedbørfelt i m^2 . Hvis formlene over gir verdier mindre enn 0,3, settes $FDR = 0,3$, og hvis resultatet blir større enn 0,9 settes $FDR = 0,9$. Formlene er basert på målinger i felt der fangdammens areal utgjør mellom 0,05 og 0,4 % av nedbørfeltets areal.

I Figur 12 vises renseeffekten RET_{fang} som en funksjon av forholdet mellom fangdamarealet og arealet til nedbørfeltet som drenerer til fangdammen, for planert og ikke planert jord. Her ser vi at renseeffekten flater ut ved $AR_{fang}/AR_{fangnbf} = 0,01$, det vil si når fangdamarealet er 1 % av nedbørfeltarealet. Vi ser også at renseeffekten er lavere for planert jord enn for uplanert jord. For å oppnå maksimal renseeffekt må fangdammen utgjøre en litt større del av nedbørfeltarealet for planert jord enn for uplanert jord.

5.3 Jordtap etter landskapstiltak

Gitt formlene og forutsetningene beskrevet over, beregnes jordtapet etter at vegetasjonssonen er passert, $EVEG_{ofl}$ (i kg), slik:

$$EVEG_{ofl} = EDR_{ofl} - (EDR_{ofl} \times RET_{veg}) \quad (\text{Formel 17})$$

For jordtap alene er det formel 10 for RET_{veg} som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 11 for RET_{veg} . Jordtapet som passerer en eventuell vegetasjonssone føres videre inn i en eventuell fangdam, og gir jordtap via overflateavrenning etter at fangdam er passert, $EFAN_{ofl}$ (i kg), uttrykt ved:

$$EFAN_{ofl} = EVEG_{ofl} - (EVEG_{ofl} \times RET_{fang}) \quad (\text{Formel 18})$$

For jordtap alene er det formel 13 for RET_{fang} som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 14 for RET_{fang} . Grøftevannet passerer eventuelle vegetasjonssoner upåvirket, mens fangdammer har samme effekt på jordtap via grøftene som på jordtap via overflateavrenning. Jordtap via grøfteavrenning etter fangdam, $EFAN_{grø}$ (i kg), beregnes som:

$$EFAN_{grø} = EDR_{grø} - (EDR_{grø} \times RET_{fang}) \quad (\text{Formel 19})$$

Igjen - for jordtap alene er det formel 13 for RET_{fang} som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 14 for RET_{fang} .

5.4 Usikkerheter i beregningene

Renseeffekter - Formlene for renseeffekter av vegetasjonssoner og fangdammer er basert på målinger i norske feltforsøk, som stort sett er gjennomført i Sør-øst Norge. Formlene som ligger til grunn for disse beregningene er svakt dokumentert. Det er usikkert om formlene kan overføres til alle jord- og klimaforhold, og til andre vegetasjonssonebredder og fangdamstørrelser. Formlene for både vegetasjonssoner og fangdammer angir at renseeffekten er en funksjon av om arealet er planert eller ikke, og for fangdammer kommer også hellingslengden inn. Disse faktorene er inkludert fordi planering og lengre hellinger øker jordtapet. Imidlertid er disse faktorene allerede til dels inkludert i erosjonsrisikokartet som er grunnlaget for beregning av jordtapet.

Influensbredden - Som oftest beregnes tilførsler til en vegetasjonssone i Agricat fra områder som ligger innenfor en fast influensbredde på 50 meter. Valget av 50 meter influensbredde stammer fra arbeidet med tiltaksplan for Morsa fra 2009 (Øygarden et. al. 2010). I dette prosjektet ble vegetasjonssoner og faktisk influensområder digitalisert. For å avlede en omtrentlig bredde å bruke i prosjekter med omtrent samme landskapstype (topografiskala) ble influensbredde målt på et tilfeldig utvalg av polygoner og ut i fra disse målingene ble 50 meter valgt som en standard. Andre mer storskala jordbrukslandskap som en finner for eksempel i Oppland, Hedmark, Buskerud m.fl. vil kunne ha betydelig lengre influensbredder enn 50 meter. Valget av 50 meter er en forenklet tilnærming som medfører at områder utenfor influenssonen, dvs. områder som ligger lenger unna resipienten, drenerer rett ut i vassdraget. I noen tilfeller kan dette være realistisk, hvis man forutsetter at overflateavrenning fra arealene utenom influenssonen fanges opp av kummer og ledes ned i drenssystemet og ut i bekken sammen med grøfteavrenningen. For eksempel på Romerike, med svært stor tetthet av bekkelukninger, vil dette ofte være tilfelle.

Retensjon av fosfor versus partikler - Faktorene som brukes for å ta høyde for lavere retensjon av fosfor enn av partikler, er satt til 70 % for fangdammer og 90 % for vegetasjonssoner. Disse empiriske verdiene kommer fra norske forsøk, som stort sett er gjennomført i Sør-øst Norge, og verdiene er da ikke nødvendigvis overførbare til andre jord- og klimaforhold.

6. Fosfortap

Etter at jordtap påvirket av aktuell drift (vekst og jordarbeiding), vegetasjonssone og fangdam er beregnet med likningene i kapitlene 4 og 5, beregnes fosfortap via grøfte- og overflateavrenning. Det er i hovedsak mengde partikulært fosfor som beregnes, prosesser for tap av løst fosfor er ikke inkludert, men fosfor som løses ut fra partiklene i erosjonsprosessen er inkludert.

6.1 Fosforinnhold i jord

Fosforinnholdet på partiklene, P_{tot} (i promille), beregnes ut fra fosforstatus i jord (P-AL-verdien). For mineraljord er det fire ulike likninger utviklet av Øgaard (upubl.):

For (siltige) mellomleirer og stive leirer:

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{-0,7477 \times \log(P-AL) + 1,7946}) / 100000 \quad (\text{Formel 20})$$

For (siltige) lettleirer av marint opphav:

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{-0,648 \times \log(P-AL) + 1,6815}) / 100000 \quad (\text{Formel 21})$$

For lettleirer med moreneopphav:

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{-0,674 \times \log(P-AL) + 1,6199}) / 100000 \quad (\text{Formel 22})$$

For sandjord:

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{-0,704 \times \log(P-AL) + 1,6607}) / 100000 \quad (\text{Formel 23})$$

Som vist i Figur 13 øker P_{tot} med økende innhold av P-AL, og økningen er litt større ved lave P-AL-nivåer enn ved høye. Likningene for morenelettleirer og sandjord ligger svært nært opptil hverandre, og har lavere P_{tot} i forhold til P-AL-nivået enn de marine leirene.

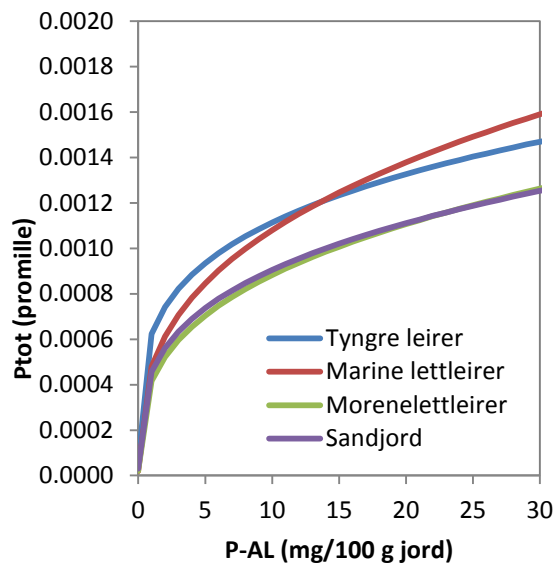
6.2 Fosforanrikning

Teoretisk sett er det de lettere partiklene som når resipienten, og disse partiklene har høyere fosforinnhold enn tyngre partikler. Dette korrigeres ved å innføre en anrikningsfaktor, EF (Sharpley, 1980):

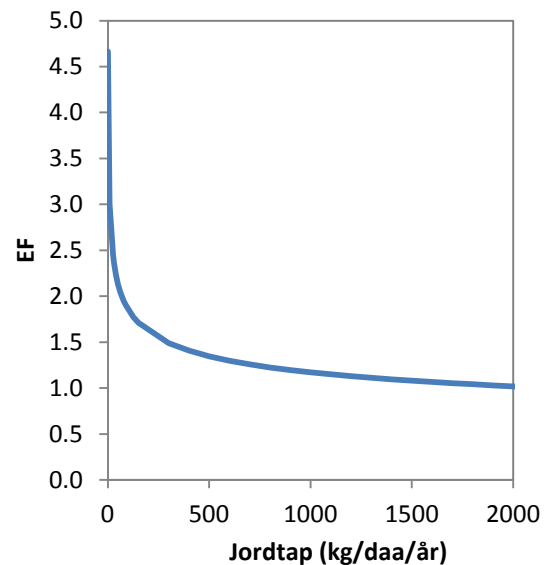
$$EF = \text{eksp}(2 - 0,2 \times \ln((EFAN_{ofl} + EFAN_{grø}) / (AR/10))) \quad (\text{Formel 24})$$

Der $EFAN_{ofl}$ og $EFAN_{grø}$ i sum er jordtapet (i kg) ved aktuell drift etter at det eventuelt har passert vegetasjonssoner og fangdammer, og AR er arealet av responsenheten.

Figur 14 viser anrikningsfaktoren EF som en funksjon av jordtapet. EF går mot uendelig når jordtapet nærmer seg null, og ligger på om lag 1 ved svært høye jordtap. Herav framkommer at anrikningsfaktoren avtar med jordtapet, og særlig ved lave jordtap er det en stor reduksjon i anrikningsfaktoren med økning i jordtapet.



Figur 13. Innhold av totalfosfor i jord, P_{tot} , som funksjon av fosforstatus P-AL i jord.



Figur 14. Anrikningsfaktor EF som funksjon av jordtap.

6.3 Fosfortap fra organisk jord

Tap av partikkelbundet fosfor ved erosjon er en mindre viktig prosess på organisk jord. Uorganisk fosfor fra gjødsel bindes svakt til organisk materiale, og det antas derfor at P-AL er den faktoren som har størst innflytelse på fosfortapet, i form av løst fosfor. Vi har imidlertid ikke data for sammenhengen mellom P-AL og fosfortap i organisk jord. Denne sammenhengen må derfor estimeres ut i fra beste skjønn. Fosfortapet for organisk jord ($PTAP_{org}$, oppgitt i kg P) beregnes som (Øgaard, pers.medd.):

$$PTAP_{org} = 2 \times P-AL_{org} \times 0,015 \times AR_{org} \quad (\text{Formel 25})$$

der $P-AL_{org}$ er fosforstatus i organisk jord i mg/100 ml, og AR_{org} er arealet (daa) av organisk jord.

6.4 Fosfortap fra responsenheter og nedbørfelter

Fosfortapet ved aktuell drift og etter at det eventuelt har passert vegetasjonssoner og fangdammer ($PTAP_{ofl}$, $PTAP_{grø}$ og $PTAP_{tot}$, i kg) beregnes for hver responsenhet som en funksjon av det beregnede jordtapet, fosforinnholdet i jord (P_{tot}) og anrikningsfaktoren (EF):

For fosfortap via overflateavrenning:

$$PTAP_{ofl} = EFAN_{ofl} \times P_{tot} \times EF \quad (\text{Formel 26})$$

For fosfortap via grøfteavrenning:

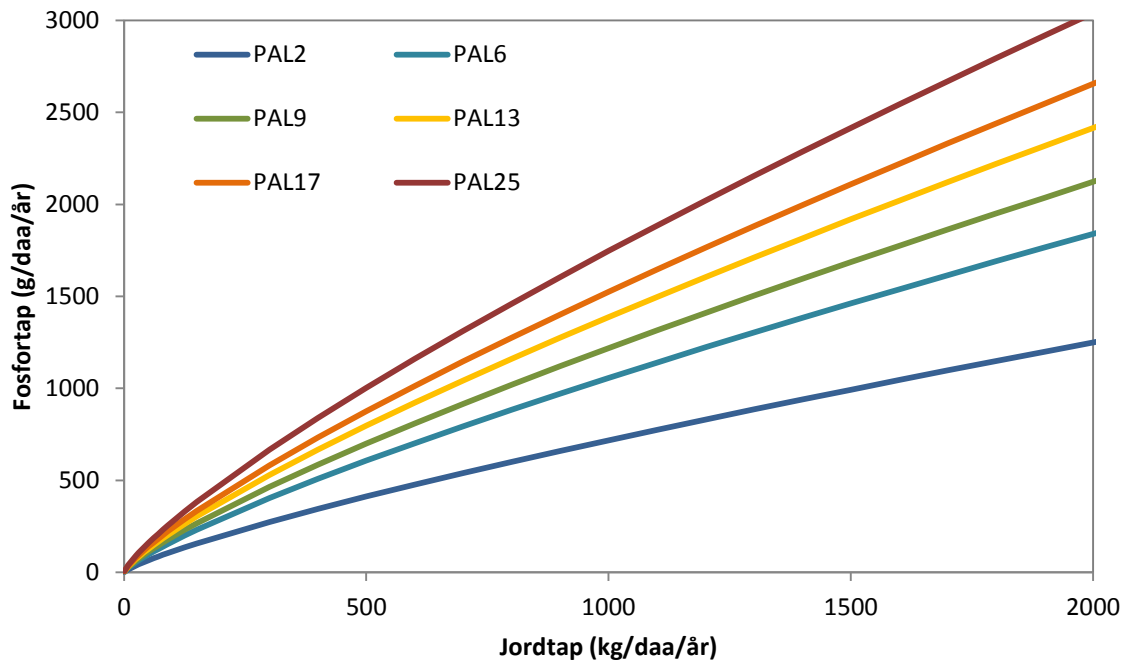
$$PTAP_{grø} = EFAN_{grø} \times P_{tot} \times EF \quad (\text{Formel 27})$$

For totalt fosfortap:

$$PTAP_{tot} = PTAP_{ofl} + PTAP_{grø} + PTAP_{org} \quad (\text{Formel 28})$$

der $AFAN_{ofl}$ og $AFAN_{grø}$ er jordtapet ved aktuell drift med effekt av evt. vegetasjonssone og fangdam. For å beregne fosfortap fra definert nedbørfelt, summeres fosfortapet fra hver respsenhet som ligger innenfor nedbørfeltet. Dersom tall ønskes pr. arealenhet, deles resultatene på arealet.

Figur 15 viser fosfortap pr. arealenhet som en funksjon av jordtap pr. arealenhet, ved ulike nivåer av P-AL. Jo høyere P-AL-nivå, desto høyere er fosfortapet.



Figur 15. Fosfortap pr. arealenhet som funksjon av jordtap pr. arealenhet, ved forskjellige P-AL-nivåer: 2, 6, 9, 13, 17 og 25 mg/100 g.

I Tabell 2 er vist et regneeksempel med fosfortap ved fire nivåer for jordtap via overflateavrenning, tilsvarende de fire erosjonsrisikoklassene, og to nivåer for P-AL, tilsvarende ytterpunktene P-AL = 2 og 25 mg/100 g jord, ved høstpløying og ved overvintring i stubb. Her framkommer at prosent reduksjon i fosfortap ved overvintring i stubb varierer fra 57 % ved lav erosjonsrisiko til 88 % ved høy erosjonsrisiko.

Tabell 2. Sammenlikning av beregna fosfortap (via overflateavrenning) ved høstpløying og ved stubbåker, for ulike nivåer av jordtap (i fire erosjonsrisikoklasser) og to nivåer for fosfostatus i jord (meget lavt: P-AL = 2 mg/100 g jord; meget høyt: P-AL = 25 mg/100 g jord). CP_{ofl} er jordarbeidingsfaktoren for jordtap via overflateavrenning.

Høstpløying			Stubb				Reduksjon i P-tap ved stubb (%)
Jordtap (kg/daa)	P-tap (g/daa)		CP_{ofl}	Jordtap (kg/daa)	P-tap (g/daa)		
	P-AL=2	P-AL=25			P-AL=2	P-AL=25	P-AL=2 og P-AL=25
25	38	91	0,35	9	16	39	57
125	136	331	0,19	24	36	88	73
500	412	1003	0,11	56	72	175	83
1500	993	2416	0,07	110	123	298	88

6.5 Usikkerheter i fosfortapsberegningene

Jordtapsberegning - den direkte sammenhengen mellom beregnet jordtap og beregnet fosfortap gjør at alle usikkerheter forbundet med beregning av jordtap (som følge av aktuell drift, vegetasjonssoner og fangdammer, se avsnitt 4.6 og 5.4) bidrar til usikkerheter i fosforberegningene.

Partikulært versus løst fosfor - Agricat beregner stort sett kun tap av partikulært fosfor, noe som kan gi underestimerte tap i områder der nivåene av løst fosfor kan være betydelige. Dette gjelder særlig der det er mye grasproduksjon og høy husdyrtetthet. Ulik jordarbeiding kan potensielt virke forskjellig på jord- og fosfortap, skjønt CP-faktoren kun virker på jordtapet. I en sammenstilling av resultater fra ruteforsøk i Norge, Sverige, Danmark og Finland, fant man indikasjoner på at tap av løst fosfor kan øke ved redusert jordarbeiding, og at effekt av redusert jordarbeiding ofte er noe større for jordtap enn for tap av total-P (Bechmann et al., 2011). Dette har vært forklart med at det over flere år med direktesåing eller redusert jordarbeiding kan hope seg opp fosfor i det øverste jordlaget. Hvis dette er tilfelle, vil beregningene kun delvis fange det opp fordi prosessen for løst P ikke er med i beregningene.

Totalfosfor (P_{tot}) - Estimering av P_{tot} i jord kan være en kilde til usikkerhet, spesielt i organisk jord. Sammenhengen mellom P-AL og P_{tot} beregnes basert på store datasett for 4 jordtyper (siltig sand, sandig silt, marin leittleire og mellomleire, leittleire med moreneopphav). Men for organisk jord finnes ikke data for sammenhengen mellom P_{tot} og P-AL. Fosfortap fra organisk jord er isteden basert på ekspertkunnskap.

P-AL-data - P-AL-nivået i et nedbørfelt er vurdert på bakgrunn av et begrenset antall prøver som ikke nødvendigvis representerer hele feltet. For en del arealer mangler det jordanalyser. Prøvene er tatt i ploglaget. Dersom erosjon av undergrunnsjord forekommer, blir det ikke tatt høyde for at P-AL kan ha andre verdier (oftest lavere) i undergrunnsjord.

Anrikningsfaktor (EF) - Anrikningsfaktoren er basert på en studie i USA med simulert nedbør. Om resultatet fra dette kan utvides til å gjelde norske forhold, er usikkert. Anrikningen forventes å være knyttet til hvor stor del av året som kan anses å ha frossen jord (Bechmann et al., 2005), og dette vil variere fra sted til sted, og fra år til år. Med bakgrunn i det er det sannsynlig at anrikningen er noe overestimert med gjeldende likning.

7. Kalibrering og validering av Agricat

For å vurdere hvor godt en modellberegning representerer virkeligheten, kan modellresultater sammenliknes med måledata. Samtidig kan modellparametre endres for å bedre sammenhengen mellom beregna og målte data. Denne iterative prosessen kalles kalibrering og validering. Vi bruker i det følgende begrepet «validering» om sammenlikning av målte og beregna verdier, mens begrepet «kalibrering» blir brukt om å endre parametre.

Så langt har Agricat vært kalibrert og validert på nedbørfeltskala, i tre nedbørfelter (Skuterud, Mørdre og Kolstad) på Østlandet (Kværnø et al., 2014). Kolstad representerer områder på næringsrik morene (letteleirer og sandjord) ved Mjøsa, Mørdre representerer områder med en kombinasjon av flate siltsletter (mjæle) og bakkeplanert leirjord på Romerike, og Skuterud representerer uplanerte marine avsetninger (leir- og sandjord) i Follo. Nedbørfeltene er en del av Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA).

7.1 Valideringsprosedyre

Agricat ble kjørt for individuelle år i perioden 1994-2011. Faktisk drift på skiftenivå, som registrert i JOVA-programmet, ble brukt som inndata. Det ble også gjort anslag for fosfortap fra utmark, boligfelt og veier, via koeffisienter, da dette også er kilder som kommer med på nedbørfeltskala. Jord- og fosfortap fra spredt og kommunalt avløp er ikke med i regnskapet, hvilket er akseptabelt fordi disse kildene primært bidrar til løst fosfor, mens Agricat i hovedsak beregner tap av partikulært fosfor. Sammenlikning skjedde på grunnlag av måledata for partikulært fosfor, registrert ved utløpet av overvåkingsfeltene. For Skuterudfeltet, som har en fangdam innenfor sitt areal, ble data ved innløpet til fangdammen brukt i årene etter etablering av fangdammen.

Ettersom Agricat er en statisk modell som beregner jord- og fosfortap for et «normalår» (vannføring beregnes ikke), var de beregna jord- og fosfortapene ikke direkte sammenliknbare med måledataene. Dette ble løst ved å normalisere måledataene mot vannføringen for å fjerne noe av variasjonen som skyldes ulik vannføring mellom år. Det ble gjort ved å multiplisere jord- og fosfortap i aktuelt år med gjennomsnittlig vannføring for alle år og dividere med vannføringen i aktuelt år.

Hvor godt Agricat treffer på årsbasis ble vurdert ut fra de statistiske kriteriene determinasjonskoeffisient (R^2) og Nash-Sutcliffe-effektivitet (NSE) beregnet ut fra årlige data. R^2 beskriver andelen av variasjon i de observerte dataene som kan forklares av modellen. R^2 bør være minst 0,5 for å anses som akseptabel. Indikatoren er veldig sensitiv for ekstreme verdier og lite sensitiv for volum/mengdeforskjeller mellom simulerte og observerte data. NSE^2 sier noe om den relative betydningen av «støy» sammenliknet med variansen i de målte data. NSE-verdier under 0 er generelt uakseptable, $NSE > 0,5$ indikerer en noenlunde bra sammenheng mellom beregna og observerte data, og $NSE=1$ indikerer en perfekt sammenheng. I tillegg ble noen andre indikatorer vurdert: avvik mellom målte og beregna tap i prosent (median-avvik og min- og maks-avvik), forholdstallet mellom gjennomsnittlig målte og beregna tap, og forholdstallet mellom jord- og fosfortap (såkalt PP/SS-forhold) ved målinger og ved beregninger.

$$^2 NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_{mean})^2} \right]$$

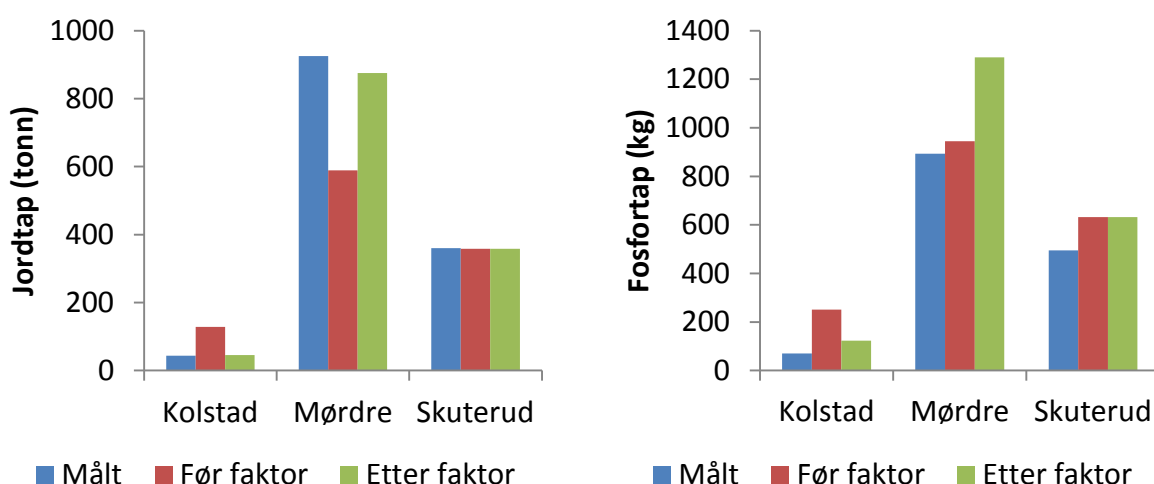
7.2 Kalibreringsprosedyre

Etter validering så man på forholdet mellom målt og beregnet jordtap i gjennomsnitt for hele perioden det var beregnet for, og ut fra dette ble det laget regionale korreksjonsfaktorer for jordtap, da valideringen antydte at erosjonsrisikokartet ikke reflekterer faktisk erosjon i feltene. Denne faktoren kan anses å representere en kombinert effekt av prosesser/egenskaper ved klima og landskap som er utilfredsstillende representert i den norske USLE-likningen. Faktoren ble satt til 1,0 i Skuterud, 1,57 i Mørdre og 0,34 i Kolstad.

7.3 Resultater

Figur 16 sammenlikner gjennomsnittlige målte og beregna verdier for jord- og fosfortap, for å si noe om hvordan Agricat treffer på gjennomsnittlig basis. De beregna verdiene før jordtapskorrigeringen (rød søyle) viser ganske store avvik i beregnet jordtap i feltene Kolstad og Mørdre, mens for Skuterud treffer Agricat bra. Før jordtapskorrigering er beregnet fosfortap er sterkt overestimert i Kolstad, bra estimert i Mørdre og noe overestimert i Skuterud.

Etter jordtapskorrigering (grønne søyler) er jordtapet godt estimert i alle tre feltene. Jordtapsfaktorene som er brukt virker å være noenlunde realistiske: Lav faktor for Kolstad - fordi måldata fra slike moreneområder tyder på at erosjonsrisikokartet overestimerer jordtap på slik jord; høy faktor for Mørdre med mye erosjonsutsatt jord i form av raviner med planering - kanskje underestimert i erosjonsrisikokart pga. betydelig erosjon i dråg o.l.; ingen faktor i Skuterud med uplanert marin leir- og sandjord - erosjonsrisikokartet kan representere slike arealer godt, eller det skyldes motvirkende faktorer som at drågerosjon underestimeres mens sedimentasjon kan være betydelig pga. utflating av landskapet mot bekken. Fosfortapet er imidlertid ikke like bra estimert som jordtapet. I Kolstad er beregna fosfortap nesten dobbelt så høyt som målt fosfortap i mange tilfeller. Også i Mørdre og i Skuterud er fosfortapene overestimert, men ikke like mye som i Kolstad. Det er mange mulige forklaringer på overestimeringen, bl.a. kan det skyldes usikkerheter mht. beregning av total-P på partiklene og anrikningsfaktoren (se avsnitt 6.5).

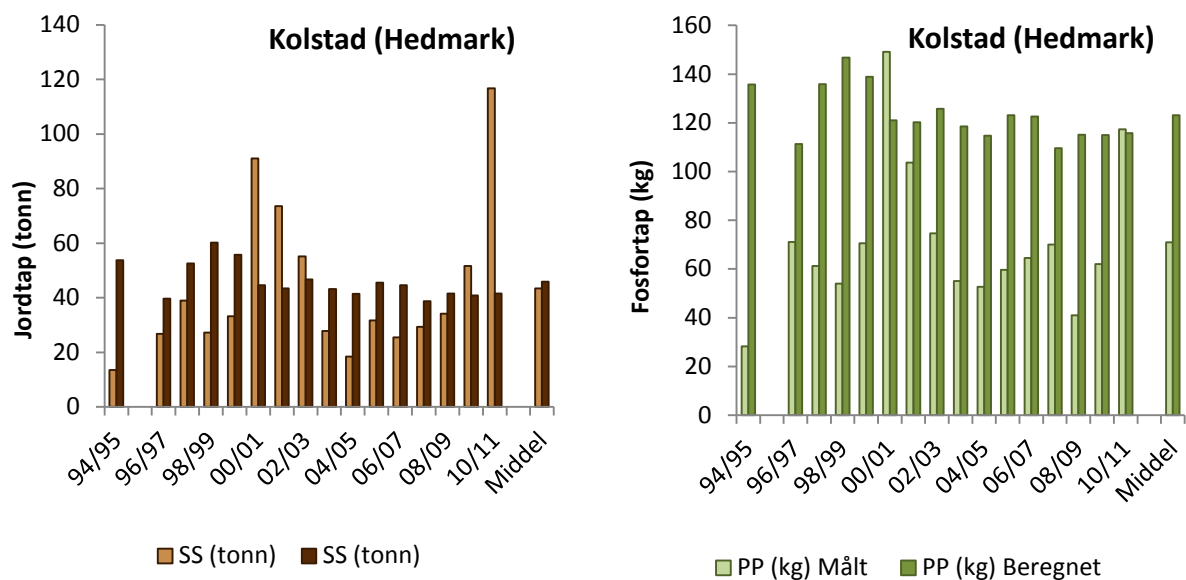


Figur 16. Gjennomsnittlig målt og beregnet (før og etter korrigering av jordtapet med en jordtapsfaktor) jordtap (til venstre) og fosfortap (til høyre) for de tre valideringsfeltene Kolstad, Mørdre og Skuterud.

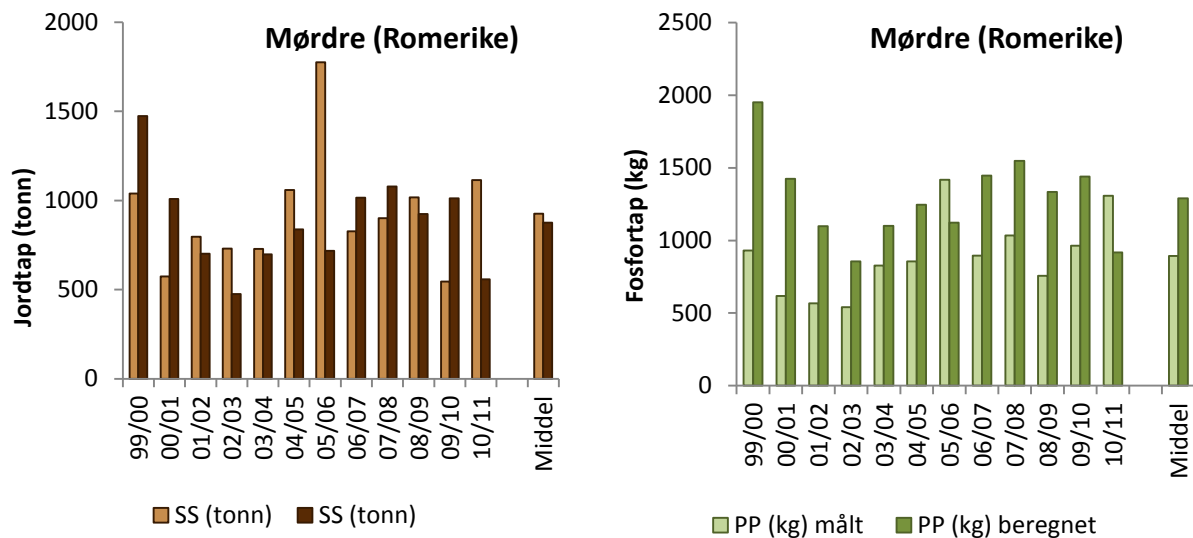
Tabell 3 viser alle de statistiske indikatorene som er vurdert for beregningene etter jordtapskorrigerering. Disse viser at det er dårlig sammenheng mellom målte og beregna verdier på årsbasis, både for jord- og fosfortap. Dette er som forventet fordi Agricat er en statisk modell som ikke klarer å fange opp effekter av ulikt avrenningsmønster mellom år, både mht. total avrenning og mht. episoder. Årlige verdier for målt og beregnet jord- og fosfortap er vist i Figur 17 til Figur 19, og disse viser de store variasjonene mellom år. Denne figuren viser også utfordringene ved å sammenlikne en statisk modell som Agricat med målinger på årsbasis. Selv om måledataene er avrenningsnormalisert, kommer ekstremårene likevel godt fram i måledataene mens de ikke framkommer i beregningene.

Tabell 3. Statistiske indikatorer for validering av Agricat for de tre nedbørfeltene Kolstad, Mørdre og Skuterud.

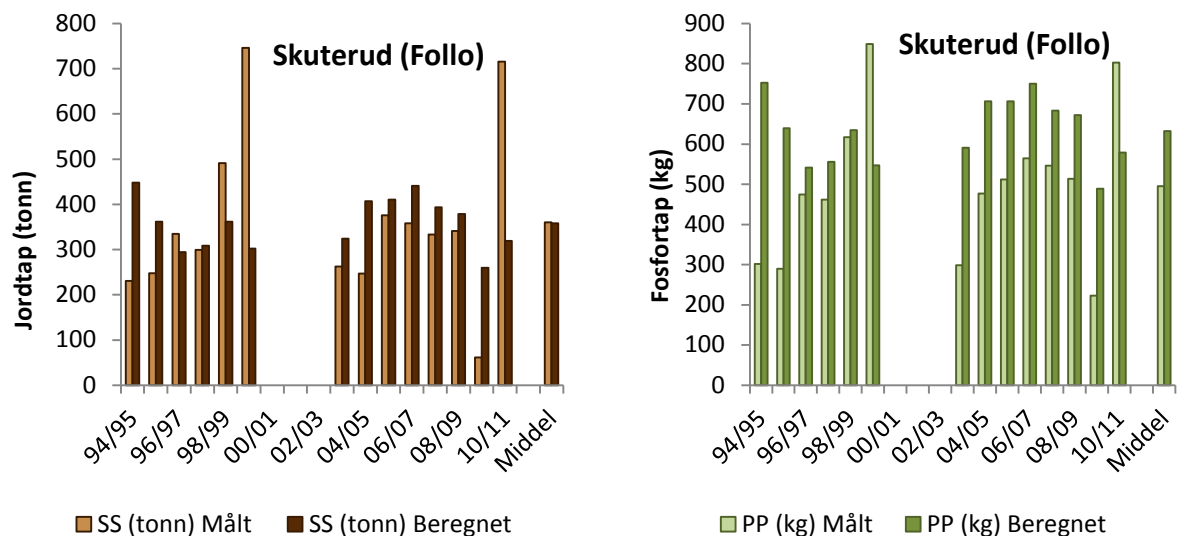
	Kolstad		Mørdre		Skuterud	
	Jordtap	Fosfortap	Jordtap	Fosfortap	Jordtap	Fosfortap
R ²	0,06	0,05	0,01	0,00	0,01	0,00
N-S	-0,17	-3,58	-0,90	-3,55	-0,17	-0,84
Middel målt (kg)	43440	71	925602	893	360333	495
Middel beregna (kg)	45886	123	875114	1290	357975	632
Middel beregna/Middel målt	1,1	1,7	0,95	1,4	1,0	1,3
Min-max avvik i %	-64 - +299	-19 - 381	-60 - +86	-30 - +130	-59 - +323	-36 - +150
Median-avvik i %	39	93	-7	54	15	32
PP/SS-forhold målt	1,6		1,0		1,4	
PP/SS-forhold beregna	2,7		1,5		1,8	



Figur 17. Målt og beregnet (etter jordtapskorrigerering) jord- og fosfortap fra nedbørfeltet Kolstad.



Figur 18. Målt og beregnet (etter jordtapskorrigerings) jord- og fosfortap fra nedbørfeltet Mørdre.



Figur 19. Målt og beregnet (etter jordtapskorrigerings) tap av jord- og fosfortap fra nedbørfeltet Skuterud.

7.4 Usikkerheter ved kalibrering og validering

Statisk versus dynamisk - Agricat er en statisk modell, den drives ikke av tidsserier med meteorologiske data som nedbør og lufttemperatur, og kan derfor ikke fange opp variasjoner mellom år som skyldes værforholdene de enkelte år. Årlig jordtap domineres som kjent av større enkeltepisoder som avhenger av værforholdene (snøsmelting, intens

nedbør), jordas tilstand (tele, plantedekke) og andre mer spesielle forhold (flom, skred, tørke). For årlig fosfortap kommer det til noen tilleggsfaktorer relatert til drift. Avrenning fra husdyrgjødsel er for eksempel ikke med i Agricat, og i enkelte år kan dette ha betydning for det totale fosfortapet. Videre er utgangspunktet for Agricat erosjonsrisikokartet, som framstiller et langsiktig gjennomsnittlig jordtap som fortrinnsvis sier noe om relativ erosjonsrisiko, ikke absolutte verdier. Derfor er det helt avgjørende at validering av en slik modell gjøres mot en tidsserie som er så lang som mulig, men på liten tidsoppløsning. Man kan ikke forvente gode resultater på årlig basis, mens gjennomsnittlig tendens kan forventes å bli rimelig bra reflektert. Hvis man oppnår dette i en rekke områder med ulik jord, ulik drift og ulikt klima, kan man ha rimelig tiltro til beregningene. Dersom man er så heldig at jordtapet viser tydelig sammenheng med årlig nedbør eller avrenningsmengde i feltet, vil man også være noenlunde i stand til å vurdere om endringer i drift blir realistisk representert i modellen. Vi kan konkludere med at det er meget vanskelig å validere denne typen modell som er mer «et verktøy der kunnskap er satt i system» enn en ren matematisk simuleringsmodell.

Romlig skala - Agricat er så langt kun validert på nedbørfeltskala. Dette er ikke ideelt ettersom det man måler ved utløpet av et nedbørfelt er summen av alle faktorer, både menneskeskapte og naturlige, i hele nedbørfeltet. Det er da meget vanskelig å skille ut effekter av enkeltfaktorer. I tillegg er det mange prosesser på denne skalaen som Agricat ikke beskriver (se avsnitt 4.6). Ideelt sett burde Agricat kalibreres med data på rutefelt- eller skifteskala, da det egentlig er denne skalaen Agricat opererer på hva angår effekter av jordarbeiding og for en stor del også effekter av vegetasjonssoner. For fangdammer er imidlertid nedbørfeltskala det eneste relevante.

«Kalibrering» av jordtapet - Erosjonsrisikokartet har visse svakheter som gjør at det underestimerer jordtap i noen områder og overestimerer i andre områder. I de siste tiltaksanalysene med Agricat har man, som beskrevet i avsnitt 7.2, «kalibrert» jordtapet med faktorer utledet fra resultater av sammenlikning av beregna verdier mot målte verdier i nedbørfelter. Dette er en enkel tilnærming til et komplekst problem, og er en metodikk som er beheftet med mye usikkerhet og må brukes med stor varsomhet. Det blir i praksis en kombinert korrigerings for jord-, landskaps-, klima- og helningsforhold, så man har ikke helt oversikt over hva det er man korrigerer for. Det vil være mye usikkerhet knyttet til å overføre faktorene til områder med egenskaper som avviker fra egenskapene til feltene som er brukt til å utlede faktoren. Faktorer basert på nedbørfeltdata vil gi en relativt «flat» korrigerings, mens det kan tenkes at korrigerings vil variere for ulike jordtyper og topografiske forhold.

Måledataene beregningene sammenliknes med - Man skal også ha i bakhodet at også måling av vannføring, innsamling av prøver, lagring av prøver og analysering av prøver er beheftet med usikkerhet. Usikkerhet øker kraftig ved dårlige måleforhold og lite kvalitetskontroll. Det er også vanskelig å måle hvor mye av totalfosfor i en prøve som er partikulært bundet og hvor mye som er løst. Beregningene viser hvor mye partikulært fosfor det er der erosjonsprosessen starter, men gjennom hele erosjonsprosessen løses fosfor ut fra partiklene og noe av det som er rapportert som løst fosfor kan derfor være løst ut fra partikler på arealene, i bekken eller i vannprøven.

8. Liste over symboler

AR = areal av responsenhet (daa)

AR_{fang} = areal av fangdam (m²)

AR_{fangnbf} = areal av nedbørfelt til fangdam (m²)

AR_{org} = areal va organisk jord (daa)

BV = bredde av vegetasjonssone (m)

CP = USLE jordarbeidingsfaktor (-)

CP_{ofl} = jordarbeidingsfaktor overflateavrenning (-)

CP_{grø} = jordarbeidingsfaktor overflateavrenning (-)

CPT_{ofl} = tabellverdi for CP-faktorer for ulike driftssystemer (-)

EDR_{grø} = jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning (kg)

EDR_{ofl} = jordtap ved aktuell drift, via grøfteavrenning (kg)

EF = anrikningsfaktor (-)

EFAN_{grø} = jordtap ved aktuell drift, via grøfteavrenning, etter passering av fangdam (kg)

EFAN_{ofl} = jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning, etter passering av fangdam (kg)

EHP = erosjonsrisiko ved vårkorn med høstpløying (kg/daa/år)

EHP_{andelgrø} = andel av partikler som tapes via grøfteavrenning (-)

EHP_{andelofl} = andel av partikler som tapes via overflateavrenning (-)

EVEG_{ofl} = jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning, etter passering av vegetasjonssone (kg)

FDR = fangdamretensjon (-)

HF = hellingskoeffisient/vannhastighetskoeffisient

K = USLE-faktor for eroderbarhet

KOEF_{avr} = avrenningskorreksjon (-)

LS = USLE hellingsfaktor

P_{tot} = totalt fosforinnhold i jord (‰)

P-AL = fosforstatus i jord (mg/100 g)

$P\text{-}AL_{\text{org}}$ = fosforstatus i organisk jord (mg/100 ml)

PF = planeringskoeffisient

$PTAP_{\text{grø}}$ = fosfortap via overflateavrenning (kg)

$PTAP_{\text{ofl}}$ = fosfortap via grøfteavrenning (kg)

$PTAP_{\text{org}}$ = fosfortap fra organisk jord (kg)

$PTAP_{\text{tot}}$ = totalt fosfortap (kg)

RET_{veg} = renseeffekt av vegetasjonssone (-)

RET_{fang} = renseeffekt av fangdam (-)

VSR = vegetasjonssoneretensjon (-)

X = USLE klima-/avrenningsfaktor

9. Referanser

- Bechmann, M., Krogstad, T., Sharpley, A.N., 2005. A phosphorus index for Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section Soil and Plant* 55 (3), 205-213.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap - Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. *Bioforsk RAPPORT* 6(61), 73 s.
- Borch, H., Hauge, A. 2008. Avrenning av næringsstoff fra landbruk og spredt avløp i Fredrikstad kommune. *Bioforsk Rapport* 136 (Vol 3).
- Borch, H., Turtumøygard, S. 2008. Tilførselsberegninger fra bakgrunnsavrenning, landbruk og spredt avløp. Tiltak for landbruksforurensingen i Haldenvassdraget. *Bioforsk Rapport* 121 (Vol 3).
- Borch, H. 2009. Avrenning av næringsstoff fra landbruk i Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. *Bioforsk Rapport* 11 (Vol 4), 25 s.
- Borch, H., Farkas, C., Øgaard, A. & Bechmann, M. 2010. The AGRICAT-P Model - a tool for modelling the mitigation effects of agricultural runoff in Norwegian catchments. *Bioforsk Rapport* 9 (Vol 5), 56 s.
- Borch, H., Turtumøygard, S. & Eggestad, H.O. 2011. Modellering av næringsstofftilførsler i et vassdragsavsnitt på Hadeland. *Bioforsk Rapport* 132 (Vol 6), 55 s.
- Greipsland, I., Borch, H., Engebretsen, A. M., Farkas, Cs., Eggestad, H.O., Krogstad, T., 2013. Test av modeller for næringsstoffavrenning på Skuterudfeltet. *Bioforsk Rapport* 57 (Vol 8), 36 s.
- Kværnø, S.H., Bechmann, 2010. Strømningsveier for vann, partikler og næringsstoffer i jord. *VANN* 45(2): 177-190.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. *Bioforsk rapport* 9(37), 109 s.
- Lundekvam, H., 1990. Open åker og erosjonsproblem. Sammendrag. Foredrag ved konferansen om landbrukspolitikk og miljøforvaltning i Drammen 30.-31. Januar, 1990.
- Lundekvam, H., 2002. ERONOR/USLENO - Empirical Erosion Models for Norwegian conditions. Rapport nr. 6/2002. Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Sharpley, A., 1980. The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments. *Journal of Environmental Quality* 9(3): 521-526.
- Turtumøygard, S., Syversen, N., Braskerud, B., 2005. GIS-basert modell for beregning av retensjon i fangdammer og vegetasjonssoner. *Jordforsk rapport* 54/05, 7 s.
- Turtumøygard, S., Øygarden, L. & Randby, J. 2005. GIS avrenning. Planleggingsverktøy for tiltak mot erosjon fra landbruksarealer. *Jordforsk-rapport* 26/05, 33 s.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting the Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Agricultural Handbook No. 537, US Department of Agriculture.

Øygarden, L., Borch, H., Skarbøvik, E., Bechmann, M. & Øgaard, A.F. 2010. Fornyet tiltaksanalyse for jordbrukstiltak i Morsa. Bioforsk Rapport 99 (Vol 5), 67 s.