



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Fosforavrenning fra jordbruksarealer i Balsnesvassdraget og evaluering av tiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 89 | 2018



Inga Greipsland, Sigrun Kværnø, Stein Turtumøygard og Anne-Grete Buseth Blankenberg
Divisjon for Miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Fosforavrenning fra jordbruksarealer i Balsnesvassdraget og evaluering av tiltak

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Inga Greipsland, Sigrun Kværnø, Stein Turtumøygard og Anne-Grete Buseth Blankenberg

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
28.06.2018	4/89/2018	Åpen	10901	17/02686
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02139-1	2464-1162	21	1	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Ørland kommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Harriet de Ruiter

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannkvalitet, landbruksavrenning, tiltak, fosfor

Water quality, agricultural runoff, mitigation measures

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet

Water Quality

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra Ørland kommune har NIBIO beregnet fosforavrenning fra jordbruksarealer i nedbørfeltet og evaluert effekten av ulike tiltak ved bruk av modellen Agricat 2. Det er også beregnet avlastningsbehov for fosfor i vassdraget basert på etablerte overvåkingsstasjoner for vannkvalitet i Balsnesvassdraget. Beregningene viser at størst reduksjon oppnås ved å kombinere buffersoner langs vassdrag med redusert fosforgjødslingen over tid. Fosfortapet kan, i følge modellen, reduseres med 20 % med disse tiltakene, mens tap av partikler kan reduseres med 8 %. Det anbefales å fortsette overvåkingen av vassdraget slik at kunnskapstatus om vannkvaliteten kan bedres.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Trøndelag

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Ørland

STED/LOKALITET:

Ørland

GODKJENT /APPROVED



LILLIAN ØYGARDEN

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



INGA GREIPSLAND



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

På oppdrag fra Ørland kommune har NIBIO beregnet fosforavrenning fra jordbruksarealer i nedbørfeltet, og evaluert effekten av ulike tiltak ved bruk av modellen Agricat 2. Det er også beregnet avlastningsbehov for fosfor i vassdraget basert på etablerte overvåkingsstasjoner for vannkvalitet i Balsnesvassdraget.

Inga Greipsland har vært prosjektleder ved NIBIO. Agricat 2 beregninger er utført av Sigrun Kværnø og Stein Turtumøygard, og beregning av fosfortap fra husdyrgjødsel er gjort av Anne-Grete Buseth Blankenberg. Lillian Øygarden har vært kvalitetssikrer.

Ås, 28.06.18

Inga Greipsland

Innhold

1	Innledning.....	5
1.1	Mål for prosjektet.....	6
1.2	Nedbørfeltet.....	6
2	Metode	8
2.1	Miljøsmål og avlastningsbehov.....	8
2.2	Teoretiske tilførselsberegninger.....	8
2.2.1	Beregning av erosjonsrisiko	8
2.2.2	Beregning av aktuelt jord- og diffust fosfortap med Agricat 2.....	9
2.2.3	Beregning av fosfortap fra husdyrgjødsel	12
2.2.4	Beregning av fosfortap fra spredt avløp og utmark/bebyggelse	12
3	Resultater	13
3.1	Miljøsmål og avlastningsbehov.....	13
3.2	Erosjonsrisiko og fosforstatus.....	14
3.3	Tap av fosfor fra ulike kilder	16
3.3.1	Diffust jord- og fosfortap («arealavrenning»)	16
3.3.2	Tap av fosfor ved husdyrdrift.....	18
3.4	Kildefordeling	19
4	Oppsummering.....	20
	Litteraturreferanse.....	21
	Vedlegg	22

1 Innledning

Vannkjemiske analyser viser at Balsnesvassdraget har høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen og den økologiske tilstand med hensyn på begoringsalger er moderat (Moe, 2017). I EUs Vannrammedirektiv er det et generelt mål om god økologisk status i alle vannforekomster innen 2021. I forbindelse med dette arbeidet stilles det krav om kartlegging, overvåking, tilstandsvurdering og risikovurdering i vannforekomstene. Det antas at landbruksavrenning og spredt avløp gir et betydelig bidrag til dårlig vannkvalitet i Balsnesvassdraget. Ørland kommune ønsket derfor en teoretisk beregning av partikkel og næringstilførsel fra landbruk, spredt avløp og utmark i området. Det er gjort en svært begrenset overvåking av vassdraget i 2016/2017. Ut i fra tilgjengelig data var det også et ønske om å estimere et avlastningsbehov med tanke på fosfor (Tot-P). Dette er nyttig for å kunne bestemme omfanget av tiltak for å kunne oppnå en god økologisk status.

I prosjektet er det brukt en enkel empirisk modell (Agricat 2, Kværnø m.fl. 2014a) til å beregne fosfortilførsler (total fosfor) fra jordbruk. Tilførsler av total fosfor fra spredt avløp er gitt av oppdragsgiver og bidrag fra utmark er estimert svært grovt basert på arealfordeling og koeffisienter. Beregninger av Tot-P tap fra husdyrgjødsel er gjennomført i en regnearksbasert modell som er dokumentert i Simonsen & Bendixby (2009).



Figur 1. Befaring langs Balsnesvassdraget ved flom.

1.1 Mål for prosjektet

- Teoretisk beregning av avlastningsbehovet for fosfortilførsler gitt miljømålet i etablerte overvåkingsstasjoner.
- Tilførselsberegning av fosfor fra jordbruksarealer ved dagens jordbruksdrift, samt ved ulike enkle scenarier for tiltaksgjennomføring.

Resultatene skal sammenstilles til et enkelt kilderegnskap av Tot-P, der tilførsler er splittet opp i jordbruk, avløp og utmarksavrenning.

1.2 Nedbørfeltet

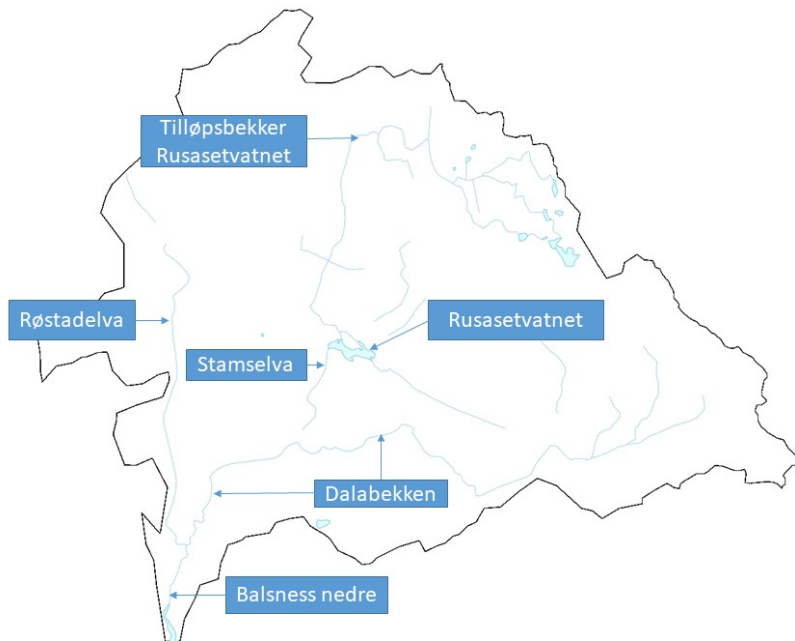
Balsnesvassdraget ligger i Ørland kommune i Sør-Trøndelag (figur 2 og 3). Nedbørfeltet til vassdraget er 16,9 km². Ca. 40 % av nedbørfeltarealet består av landbruk, ca. 54 % er utmark, og bebyggelse utgjør ca. 5 %. På landbruksarealene dyrkes det hovedsakelig korn, men det er også noe eng og utmark (husdyrproduksjon).

I Vann-Nett er Balsnesvassdraget delt inn i fem vannforekomster (tabell 2), fire elfeforekomster og en innsjø. Tidligere overvåking og ytterligere beskrivelse av nedbørfeltet finnes i Bergan (2014).

Vanntypen i alle vannforekomstene er i vann-nett definert som kalkfattig og humøs, det vil si at miljømålet (grensen mellom god/moderat tilstand) for fosfor og nitrogen er hhv. er 24 µg P/L og 400 µg N/L i gjennomsnitt over et år.



Figur 2. Trondheimsfjorden med nedbørfeltet til Balsnesvassdraget avmerket.



Figur 3. Balsnesvassdraget, nedbørfeltet er hentet fra NVEs kartkatalog www.nve.no (reginenr. 117.22).

Tabell 1. Arealfordeling i Balsnesvassdraget.

Areal	daa	%
Samferdsel/bebyggelse	832	5 %
Fulldyrka/overflatedyrka jord	6664	39 %
Innmarksbeite	279	2 %
Åpen fastmark	5258	31 %
Myr	1244	7 %
Skog	2493	15 %
Vann	105	1 %
SUM	16875	100 %

Tabell 2. Inndeling i vannforekomster og miljømål.

Vann-nett ID	Navn i Vann-nett	Vanntype	Miljømål fosfor	Miljømål nitrogen
133-66-R	Dalabekken	Små, kalkfattig, humøs	24 µg/L	400 µg/L
133-69-R	Dalabekken tilløpsbekker	Små, kalkfattig, humøs	24 µg/L	400 µg/L
133-33-R	Tilløpsbekker til Rusasetvatnet	Små, kalkfattig, humøs	24 µg/L	400 µg/L
133-68-R	Røstadelva	Middels, kalkfattig, humøs	24 µg/L	400 µg/L
33-37073-L	Rusasetvatnet	Små, kalkfattig, humøs	-	-

2 Metode

2.1 Miljøsmål og avlastningsbehov

Oppdragsgiver har oppgitt analyseresultater fra 5 overvåkingspunkt i vassdraget; Balsnes (nederst i vassdraget), Dalabekken over samløp Røstadelva, Dalabekken over samløp Stamselva, Røstadelva nedre og Stamselva. Det er foreløpig tatt svært få prøver i vassdragene og alle resultater må derfor brukes med forsiktighet. Resultatene fra overvåkingen er gjengitt i denne rapporten og vurdert i henhold til miljøsmål og avlastningsbehov.

Avlastningsbehov er definert som mengde tilført Tot-P som må reduseres for å nå et gitt miljøsmål. Miljømålet i de ulike vannforekomstene i Balsnesvassdraget er satt til 24 µg P/L. Det er regnet avlastningsbehov både for konsentrasjon (µg/L) og mengde (kg) fosfor. I beregning av mengde er det brukt ulike anslag for avrenning i området basert på NVEs avrenningskart 1960-1990, og nedbør minus anslått fordampning i 2016. Gjennomsnittlig nedbør i perioden 1961-1990 målt på Ørlandet var 1048 mm/år, mens nedbøren målt i 2016 var 1024 mm.

NVE opplyser selv at usikkerheten i deres data er på ca. 20 %. Dette tilsier en årlig avrenning i området mellom 928 mm og 1392 mm. En gjennomgang av bl.a. avrenningsdata fra en rekke forsøksfelter i Norge viser at differansen mellom nedbør og avrenning i to forsøksfelter i Trøndelag (Kvithamar i Stjørdal og Skjetlein i Trondheim) lå på rundt 350 mm i gjennomsnitt. Dersom det anslås at denne differansen er representativ for fordampingen i Balsnesvassdraget, og at nedbøren er ca. 1050 mm, kan årlig avrenning anslås til ca. 700 mm. Dette er tilsvarende som gjennomsnittlig årlig avrenning ved NIBIOs målestasjon i Levanger (722 mm i perioden 1992-2013). Årlig avrenning kan ikke være høyere enn årlig nedbør, men begge deler kan variere mellom år. For å ta hensyn til usikkerhet i vannføring og variasjon mellom år er det gjort beregninger med en årlig avrenning på 700 mm, 900 mm og 1100 mm. I år 2016 vil en avrenning på 700 mm være mest sannsynlig utfra nedbøren.

2.2 Teoretiske tilførselsberegninger

2.2.1 Beregning av erosjonsrisiko

Erosjonsrisiko ved høstpløying er en nøkkelvariabel som brukes som input i Agricat 2. I tillegg er beregning av erosjonsrisiko nyttig ved planlegging av miljøtiltak. Vanligvis kommer dette fra erosjonsrisikokart avledet av jordsmonnkart. For dyrka areal som ligger i Ørland kommune, eksisterte det jordsmonnkart fra forenklet kartlegging (to versjoner; en nedlastbar fra NIBIO, og en vi fikk tilsendt (Mjaavatten pers.medd.)). Informasjonen som lå i tabellene bak kartene var imidlertid ufullstendige, bl.a. var det ikke estimater for erosjonsrisiko. For arealene i Bjugn kommune eksisterte det ikke noe jordsmonnkart. Vi estimerte derfor erosjonsrisiko ut fra det forenkla jordsmonnkartet kombinert med annen informasjon: arealressurskart AR5 (NIBIO), løsmassekart (NGU) og analysedata fra gårdbrukerne i nedbørfeltet kombinert med digitalt eiendomskart (DEK).

Formelen for forventet langsiktig erosjonsrisiko ved høstpløying, som er brukt i offisielle erosjonsrisiko kart for dyrka mark i Norge (fram til 2018/2019) er :

$$\text{AHP (kg/daa/år)} = X \times K \times LS + \text{USLEgrero}$$

X = klima- og avrenningsfaktor. For jord som ikke er bakkeplanert, er verdien av **X** = 224 i de offisielle erosjonsrisikokartene (det er ikke registrert bakkeplanert jord i Balsnesvassdraget). Denne verdien er lik for hele landet, og det påpekes at den ikke nødvendigvis er representativ for klima- og avrenningsforhold i den aktuelle regionen.

K = eroderbarhetsfaktor, beregnet utfra innhold av leir, silt og svært fin sand, organisk materiale, permeabilitet og struktur. Vi brukte K-faktorer beregnet i et prosjekt der nye erosjonsrisikokart er under utvikling (Kværnø og Barneveld, in prep.). Det ble beregnet gjennomsnittlige K-faktorer for alle kombinasjoner av teksturklasser, moldinnholdsklasser og WRB-ordener i Balsnesvassdraget. Slik ble informasjonen brukt:

- Løsmassekartet viste at det var følgende avsetningstyper på dyrka mark i nedbørfeltet: tykt dekke av havavsetninger, strandavsetninger, tynt dekke av hav- og strandavsetninger, torv og bart fjell. Jordsmonnskartet for Ørland oppga avsetningstypene havavsetninger, strandavsetninger og torv.
- Jordsmonnskartet for Ørland oppga følgende WRB-orden: Umbrisol, Regosol, Podzol, Planosol, Phaeozem, Histosol, Gleysol, Fluvisol, Anthrosol og Arenosol.
- Jordsmonnskartet for Ørland oppga alle seks mulige moldinnholdsklasser. For beregning av erosjonsrisiko er kun moldinnholdet i matjordlaget relevant, og de seks klassene ble derfor forenklet til tre: organisk jord (OM > 20 %), moldrik til svært moldrik jord (OM 6-20 %) og moldfattig til moldholdig jord (OM < 6 %).
- Fra gårdbrukernes jordanalyserapporter kom det fram at følgende teksturklasser var bestemt i jordprøver tatt i/nær nedbørfeltet: grov- og mellomsand, finsand, siltig mellomsand, siltig finsand, siltig lettleire og siltig mellomleire. Disse teksturklassene ble skjønsmessig fordelt på polygoner ved å kombinere informasjon om lokalitet på gårdsnummer/bruksnummer-nivå, avsetningstype og jordtype.

Med dette datagrunnlaget fikk vi K-faktorer i området 0,02 til 0,33.

LS = hellingsfaktor, beregnet utfra standard formel utfra hellingsgrad og hellingslengde, etter metode brukt av Kværnø og Barneveld (in prep.). Det ble beregnet gjennomsnittlig hellingsgrad for hvert jordsmonnspolygon utfra digital høydmodell med 10x10 m oppløsning. Hellingsgraden var hovedsakelig lav i feltet, men varierte fra 0 til 27 %. Hellingslengden ble satt til 100 m i alle polygoner, slik det er gjort i det offisielle erosjonsrisikokartet.

USLEgrero = jordtap gjennom drensrør, ble satt til 20 kg/daa/år på leirjord og 0 kg/daa/år på all annen jord, jf. det offisielle erosjonsrisikokartet.

2.2.2 Beregning av aktuelt jord- og diffust fosfortap med Agricat 2

Metodikken som er brukt i prosjektet er i det vesentlige beskrevet av Kværnø m.fl. (2015) og delvis gjengitt under. Informasjon som er spesifikk for modellkjøringen for 2017 er beskrevet i neste avsnitt.

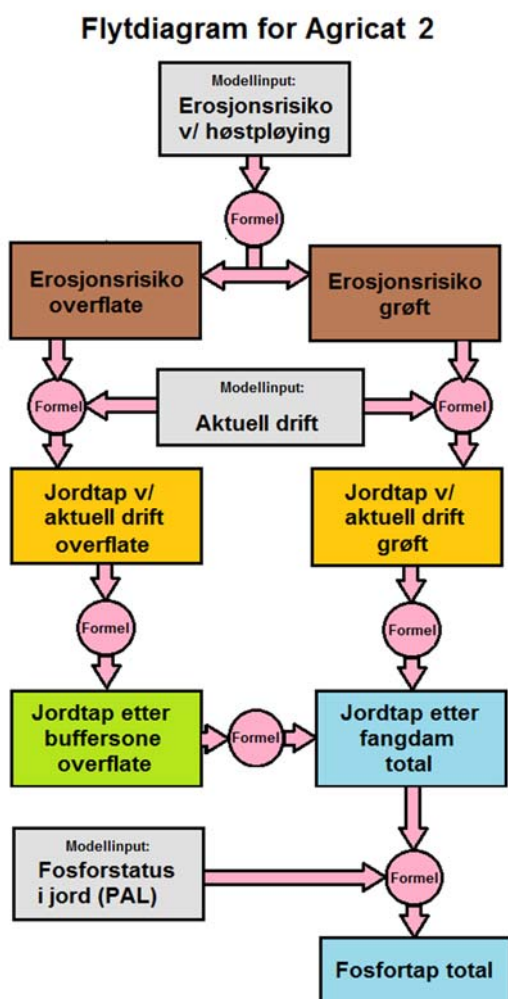
Beregninger i Agricat 2 (Kværnø mfl. (2015))

Modellen beregner jord- og fosfortap fra jordbruksarealer, basert på 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 4. 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 erosjonsrisikokart eller jordarbeidingsfaktorer tar hensyn til 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 eget tiltak, men kun som et grasdekt areal. Jordarbeidingsfaktorene og retensjonsprosentene beregnes utfra empiriske formler basert på målinger i norske feltforsøk. Eksempler på jordarbeidingsfaktorer for de driftstypene det opereres med i Agricat 2, er vist i tabell 3. Fosfortapet beregnes utfra jordtapet og fosforinnhold på

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

Tabell 3. Eksempler på jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning for fire nivåer av erosjonsrisiko ved høstpløying (Kværnø et al., 2014b).

Driftsform	Erosjonsrisiko (kg/daa/år) (klasse)			
	25 (1)	125 (2)	500 (3)	1500 (4)
Høstkorn m/høstpløying	1,2	1,2	1,2	1,2
Poteter, rotgrønnsaker	1,2	1,2	1,2	1,2
Vårkorn m/høstpløying, grønnsaker over jorda	1	1	1	1
Vårkorn og høstkorn m/høstharving, frukt og bær	1	0,66	0,46	0,34
Vårkorn m/stubb, høstkorn direktesådd	0,49	0,27	0,16	0,11
Gras (eng, beite, grasdekt buffersone, grasdekt vannvei)	0,21	0,09	0,04	0,02



Figur 4. 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.

Inputdata

Beregningene gjøres for små enheter (polygoner) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter som f.eks. nedbørfelter. 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. Hvordan disse dataene brukes inn i beregningene er beskrevet i større detalj av Kværnø et al. (2014a). I dette prosjektet har vi brukt følgende datakilder som input til Agricat 2:

- Kart over nedbørfeltgrenser – fra Regine, NVE.
- Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkeldata).
- Digital terrengmodell – fra Kartverket.
- Erosjonsrisikokart – beregnet i prosjektet, se avsnitt 2.2.1.
- Jordsmonnkart – fra NIBIO.
- Løsmassekart med avsetningstyper – fra NGU.
- Informasjon om kornfordeling/teksturklasse – jordanalysedata fra gårdbrukere i nedbørfeltet.
- Informasjon om fosforstatus i jord (PAL)– fra Jordatabanken ved NIBIO, hentet ut for driftsenheter innenfor nedbørfeltet.
- Informasjon om jordleie – fra Landbruksdirektoratets Jordleieregister.
- Informasjon om/kart over jordbruksdrift (vekst, jordarbeiding) i 2015 – fra Landbruksdirektoratet gjennom søknad om produksjonstilskudd og RMP-tilskudd (via eStil). På eiendommer der slik informasjon mangler, tas det utgangspunkt i gjennomsnittlig fordeling av drift i resten av delnedbørfeltet.
- Oppdragsgiver har opplyst at det ikke er fangdammer i nedbørfeltet.

Agricat 2 er i dette prosjektet kjørt for drift slik den var registrert for året **2015**. Året 2016 var enda ikke tilgjengelig fra via eStil da vi skulle gjøre våre beregninger. 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. Modellen inneholder en viss usikkerhet, blant annet fordi enkelte driftsenheter har areal både innenfor og utenfor nedbørfeltet. Dessuten vil det vanligvis være en del av arealet der driften ikke kan bestemmes på grunnlag av registerdata. Dette restarealet blir beregnet ved oppblåsing til 100 %. Oppdragsgiver opplyser at det nesten ikke forekommer høstpløying i nedbørfeltet. På grunnlag av denne informasjon har vi modifisert arealfordelingen slik at areal som ifølge modellen er beregnet til ukjent (vanligvis satt til høstpløyd), i ettertid er endret til stubb.

Agricat 2 regner om erosjonsrisiko ved høstpløying til jordtap ved «faktisk drift», som kan være ulike vekster og ulik jordarbeiding. Effekter av tiltak på jordbruksarealene ble beregnet ved å sammenligne resultater fra beregninger med «dagens drift» med ulike tiltakspakker (tabell 4). Det ble beregnet scenarier som omfatter utbredelse av stubb, kantsoner langs bekker, og PAL-reduksjon. Fordi Ørlandet er veldig flatt og har få områder i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 utgikk scenario nr. 2 (Alt kornareal i klasse 3 og 4 i stubb. Drift ellers tilsvarende faktisk drift).

Tabell 4. Standardscenarier i Agricat 2.

Nr.	Scenariobeskrivelse
0	Faktisk drift 2015 eller 2016
1	Alt kornareal høstpløyd. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
2	Alt kornareal i klasse 3 og 4 i stubb. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
3	Alt kornareal i klasse 2, 3 og 4 i stubb. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
4	Alt kornareal i stubb. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
5	Alle vassdragsnære kornarealer i stubb – innenfor 30 meter. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
6	Alt areal med P-AL over 10 reduseres til 10. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
7	Alt areal med P-AL over 7 reduseres til 7. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
8	6 m grasdekte buffersoner langs alle bekker og elver. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.
9	Alt kornareal i stubb, 6 m grasdekte buffersoner langs alle bekker og elver, og P-AL redusert til 7. Drift ellers tilsvarende faktisk drift.

2.2.3 Beregning av fosfortap fra husdyrgjødsel

Tap av næringsstoffer fra husdyrproduksjon er knyttet til tap fra gjødsellagre, tap ved spredning av husdyrgjødsel og tap via overflateavrenning på beitearealer. Her er det beregnet årlig gjødselproduksjon, tap av næringsstoffer i form av tap fra gjødsellager og avrenning fra høstspredt bløtgjødsel i nedbørfeltet til Balsnesvassdraget. Tap fra beitearealer er ikke inkludert. Beregningene er gjennomført i en regnearksbasert modell som er dokumentert i Simonsen & Bendixby (2009). Bruk av husdyrgjødsel blir sett på som ordinær gjødsling på lik linje med bruk av kunstgjødsel. Det er ikke tatt med spesielle tapseffekter av vårspredning av gjødsel da erfaringer viser at tapene er svært små så fremt en følger en gjødselplan. Beite med tråkkskader ved foringsplasser og lignende kan medføre noe avrenning, men dette er vanskelig å kvantifisere. For å kunne anslå om dette har en effekt er det behov for en fysisk befarings, men det antas her at denne effekten er liten.

2.2.4 Beregning av fosfortap fra spredt avløp og utmark/bebyggelse

Informasjon om spredt avløp ble gitt av oppdragsgiver og kombinert med NIBIOs resultater. Beregning av fosfortap fra utmark og bebyggelse er beregnet med koeffisientmetoden. Det vil si at tilførsler fra alle areal typer utenom jordbruk blir beregnet fra koeffisienter (Tabell 5).

Tabell 5. Koeffisienter brukt til å beregne bakgrunnsavrenning av fosfor.

Arealtype	Koeffisient	Kilde
Vannflater	15 g/daa	SFT (1995)
Åpen fastmark	5 g/daa	SFT (1995); Solheim et al. (2008)
Myr	8 g/daa	Faglig vurdering av resultater fra myr på Smøla
Skog, bonitet ikke angitt	7 g/daa	SFT (1995)
Bebyggelse/Samferdsel	7,5 g/daa	SFT (1995)

3 Resultater

3.1 Miljømål og avlastningsbehov

I 2016 og 2017 er det tatt vannprøver i fem ulike punkter i Balsnesvassdraget (tabell 6). I hvert punkt er det bare tatt tre prøver, noe som gjør alle beregninger svært usikre. I henhold til vanndirektivet skal det tas månedlige prøver over et år for å bestemme tilstandsklasse til total fosfor. Prøvene tatt nederst i vassdraget (Balsnes) er også tatt i 2017, mens resten av prøvepunktene er tatt i 2016. Dette gjør det vanskelig å sammenligne prøver tatt nederst i vassdraget med prøvene oppstrøms. Det er beregnet et avlastningsbehov ut i fra prøvene som foreligger, men resultatet må ikke brukes ukritisk.

Ut i fra informasjonen som foreligger er det beregnet et avlastningsbehov for totalfosfor på 65 % nederst i vassdraget (Balsnes) (tabell 7 og 8). I Røstadelva nedre er avlastningsbehovet også beregnet til 68 % mens vannkvaliteten bedres oppover Dalabekken og Stamselva, hvor avlastningsbehovet er mellom 8 og 38 % i de ulike prøvepunktene her. Avlastningsbehovet utgjør mellom 0,8 og 1,1 tonn fosfor nederst i vassdraget (Balsnes), avhengig av hvor mye avrenning det estimeres for i beregningene.

Tabell 6. Antall prøver og gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor (Tot-P ug/L) i ulike år.

	Antall prøver	År	Tot-P (µg/L)	TKB (max)
Balsnes (nederst i vassdrag)	3	2017	69	
Dalabekken o/ samløp Røstadelva	3	2016	39	560
Dalabekken o/ samløp Stamselva	3	2016	37	550
Røstadelva nedre	3	2016	68	1200
Stamselva	3	2016	26	53

Tabell 7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor (Tot-P), miljømål og avlastningsbehov.

	Tot-P (µg/L)	Miljømål (µg/L)	Avlastningsbehov (µg/l)	Prosent (%)
Balsnes (nederst i vassdrag)	69	24	45	65
Dalabekken o/ samløp Røstadelva	39	24	15	38
Dalabekken o/ samløp Stamselva	37	24	13	35
Røstadelva nedre	68	24	44	65
Stamselva	26	24	2	8

Tabell 8. Tilførsler av fosfor og avlastningsbehov i overvåkingspunktene.

	Tot-P (tonn/år) (700-1100 mm)	Avlastningsbehov Tot-P (tonn/år) (700-1100 mm)
Balsnes (nederst i vassdrag)	0,8 - 1,2	0,5 - 0,8
Dalabekken o/ samløp Røstadelva	0,3 - 0,5	0,1 - 0,2
Dalabekken o/ samløp Stamselva	0,1 - 0,2	0,05 - 0,07
Røstadelva nedre	0,2 - 0,4	0,1 - 0,2
Stamselva	0,09 - 0,1	0,008 - 0,01






3.2 Erosjonsrisiko og fosforstatus

Jorddatabanken har registrert fosforstatus på 367 skifter i nedbørfeltet til Balsnesvassdraget. På disse skiftene varierte fosforstatus i jord (P-AL) mellom 2 og 91 mg/100 g, og gjennomsnittlig P-AL var 15 mg/100 g (figur 4). P-AL verdi over 15 er vanligvis definert som meget høyt, og det anbefales generelt ingen fosforgjødsel på arealer med over P-AL 10 (tabell 9).

Jordbruksarealet kan karakteriseres som flatt, med en gjennomsnittlig hellingsgrad på bare 1,9%. De viktigste kartlagte jordtypene på dyrka mark i nedbørfeltet tilhører jordtypene Gleysols, Histosols, Planosols og Umbrisols (tabell 10). Gleysols, Planosols og Histosols er gjerne dårlig drenert, og dreneringstiltak er nødvendig for å fremme plantevekst og redusere risiko for overflateerosjon. Umbrisols er selvdrenert jordsmonn. Histosols er organisk jord (myrjord), mens Umbrisols er (svært) moldrik mineraljord. Vi har estimert at matjordlaget består av leirjord på ca. 35 % av det dyrka arealet, sandjord på ca. 43 % og torvjord på ca. 22 % av arealet. De mest erosjonsutsatte jordartene er siltig finsand og siltig lettleire, som til sammen utgjør ca. 27 % av arealet. Vi har videre estimert at om lag 50 % av arealet er mineraljord med et moldinnhold som er mindre enn 6 %, ca. 20 % har moldinnhold 6-20 % og resten har organisk jord i matjordlaget. Det er registrert ubetydelige arealer med bakkeplanert jord.

Alt tatt i betraktning, blir erosjonsrisiko i området lavt, 99 % av arealet er klassifisert med lav erosjonsrisiko (<50 kg SS/daa/år) (figur 6). Det lave nivået forklares av flatt terreng, og dessuten stor utbredelse av jordtyper med lav eroderbarhet, bl.a. pga. grov tekstur og/eller høyt moldinnhold, som gir henholdsvis god infiltrasjonsevne og stor motstandskraft mot løsrivelse av partikler.

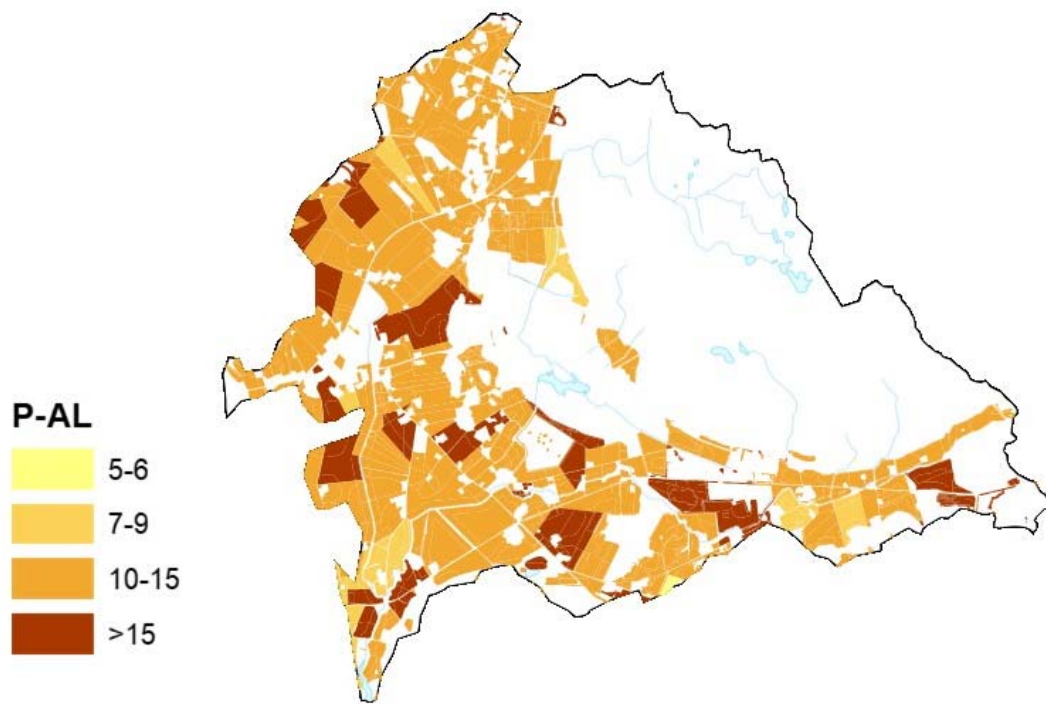
Tabell 9. Klasseinndeling for P-AL verdier i mg/100g (Grønsten et al., 2007).

Klasse	0 - 4	5 - 6	7 - 9	10 - 15	> 15
	Lavt	Middels	Middels til høyt	Høyt	Meget høyt
Farge					
Kommentar			Anbefalt kun 50% P-gjødsling i Morsa	Anbefalt ingen P-gjødsling i Morsa	Ny nasjonal norm for ingen P-gjødsling

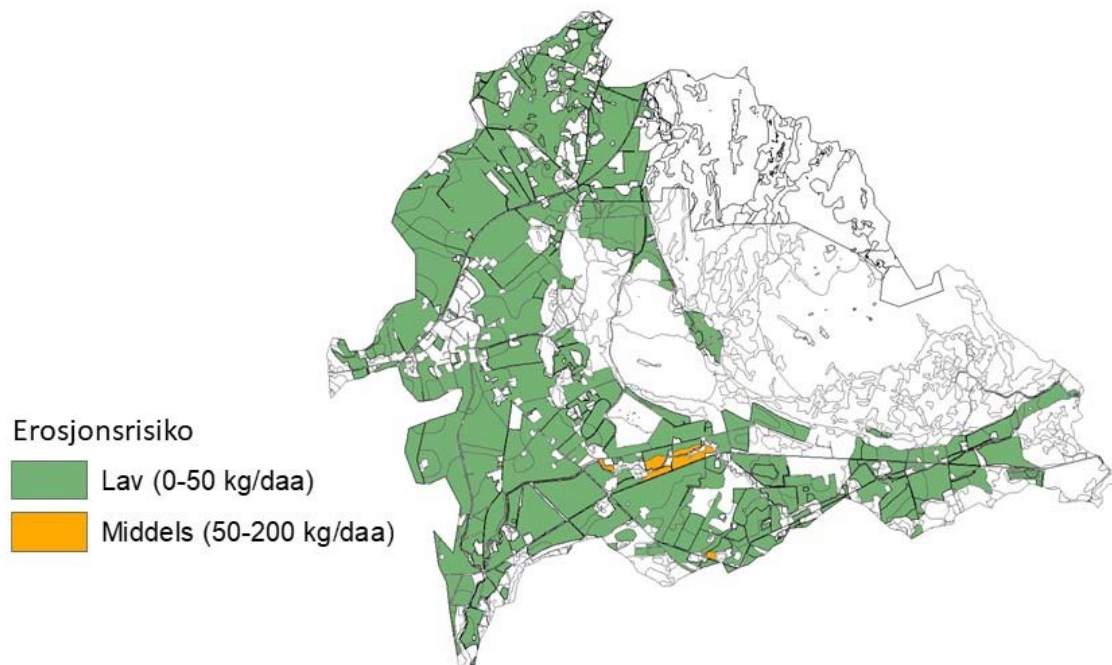
Tabell 10. WRB-grupper (overordnet klassifikasjonsnivå for jordtyper) i nedbørfeltet til Balsnesvassdraget.

Jordtype	kort beskrivelse*	kartkode	% total areal
Gleysol	Grunnvannspåvirket mineraljord	GL	39
Histosol	Organisk jord (myrjord)	HS	15
Planosol	Jordsmonn med dreneringsproblemer grunnet brå overgang til leire innen 1 m dybde	PL	14
Umbrisol	Selvdrenert mineraljord utviklet i næringsfattig opphavsmateriale, og med 6 – 20 % organisk materiale i plogsjiktet	UM	10
Annet/uklassifisert			22

* Klassifikasjonssystem for jordsmonn i Norge - Feltguide basert på WRB



Figur 4. Balsnesvassdraget reginefelt med fosforstatus i jord (P-AL, mg/100 g jord) på dyrka mark.



Figur 5. Balsnesvassdraget reginefelt med topografisk kart (5 m koter) og erosjonsrisikokart.

3.3 Tap av fosfor fra ulike kilder

3.3.1 Diffust jord- og fosfortap («arealavrenning»)

3.3.1.1 Arealfordeling av drift i 2015

Dekningsgrad av registerdata (eStil og søknad om produksjonstilskudd for arealbruk) i nedbørfeltet var i 2015 ca. 85 % (tabell 11), dette betyr at 15 % av arealbruken i nedbørfeltet ikke var registrert og derfor ukjent. Etter avtale med oppdragsgiver ble areal med ukjent drift satt til kornproduksjon med overvintring i stubb. Arealfordelingen på jordbruksareal var i 2015 ca. 58 % «vårkorn med vårpløying eller vårkorn med vårharving», 42 % «permanent beite eller eng» og mindre enn 1 % «Grønnsaker og potet» (tabell 12).

Tabell 11. Dekningsgrad av registerdata (eStil og søknad om produksjonstilskudd) for arealbruk i nedbørfeltet Ørland/Balsnes.

Fra register (daa)	Fra oppblåsing (daa)	Jordbruksareal (daa)	% fra register	% fra oppblåsing
5928	1016	6944	85 %	15 %

Tabell 12. Prosentfordeling av vekst/jordarbeiding i 2015.

Drift	Areal daa	Prosent
Gras	2882	41.5
Grønnsaker og potet	14	0.2
Stubb	4049	58.3
SUM	6944	100.0

Stubb = vårkorn med vårpløying og vårkorn med vårharving. Gras = permanent beite og eng.

3.3.1.2 Jord- og fosfortap ved faktisk drift 2015 og mulige scenarier

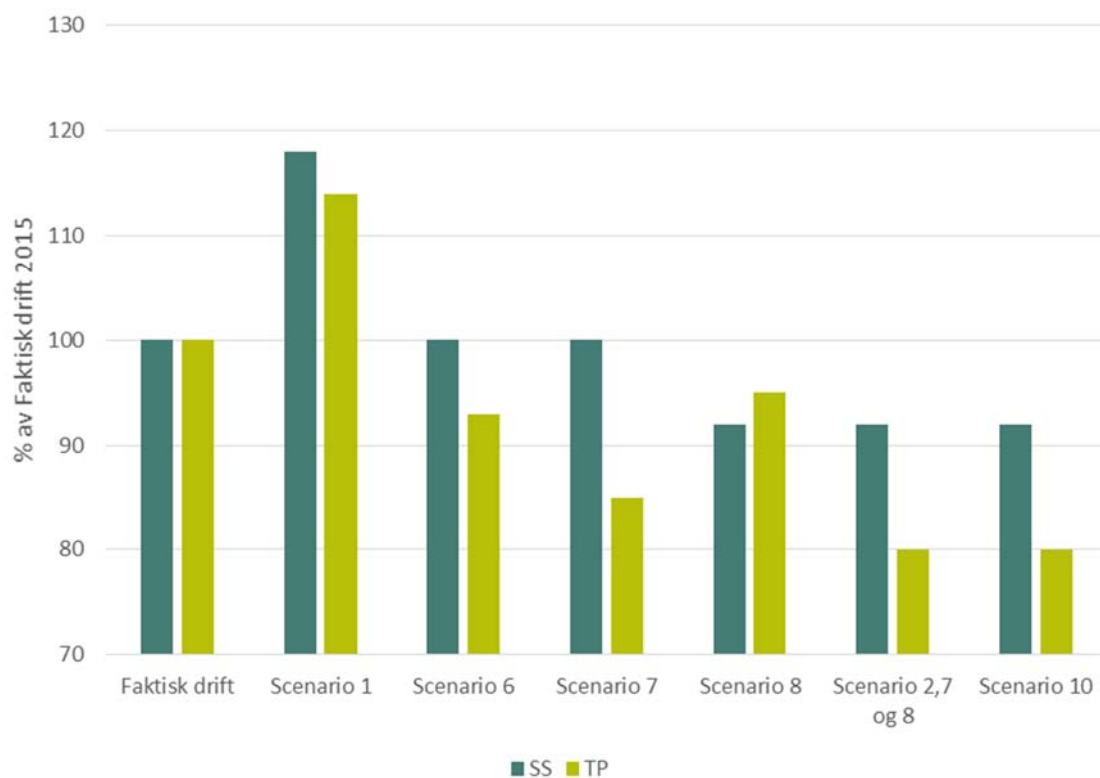
Tabell 13 viser totalt jord- og fosfortap ved faktisk drift i 2015 og 9 ulike tiltaksscenarier, beregnet i Agricat 2. Totalt jord- og fosfortap i 2015 ble beregnet til omlag 92 tonn SS/år og 253 kg TP/år. Flere av scenariene gjelder overvintring i stubb. Disse vil naturlig nok ikke gi effekt, ettersom alt kornareal allerede er antatt å overvintre i stubb ved dagens drift. Per arealenhet er fosfortapene en del lavere enn det som er beregnet for f.eks. Eidsvatnets nedbørfelt i nabokommunen Bjugn (Greipslund m.fl. 2016) der gjennomsnittlig fosfortap var estimert til 105 g/daa. Årsaken er blant annet at det er lavere erosjonsrisiko på Ørlandet.

Størst reduksjon i tap av fosfor i sammenligning med dagens drift oppnås ved å redusere P-AL i jorda. Beregninger viser at dette kan redusere fosfortapet med 7-15 %. Reduksjon av P-AL kan oppnås gjennom redusert gjødsling, noe som anses som et langsiktig tiltak, da det kan ta mange år før effektene er målbare. Grasdekte buffersoner langs alle bekker og elver er beregnet til å kunne redusere fosfortapet med 5 %. Størst reduksjon oppnås ved å kombinere buffersoner med redusert fosforgjødsling. Fosfortap kan da reduseres med 20 %, mens tap av partikler kan reduseres med 8 %.

Da Ørlandet er flatt er det trolig lite overflateavrenning av partikler, noe som medfører at modellen beregner lav tilbakeholdelse av partikler i buffersonene. Buffersoner kan likevel ha mange andre gunstige effekter på vannmiljø.

Tabell 13. Tap av partikler (SS) og totalfosfor (TP) ved faktisk drift i 2015 og 10 scenarier. Tallene gjelder for dyrka mark.

Scenario	Sum SS (tonn/år)	Sum TP (kg/år)	SS (kg/daa)	TP (g/daa)	SS % av dagens	TP % av dagens
Faktisk drift	92	253	13	36	100	100
Scenario 1, alt kornareal høstpløyd	109	288	15	41	118	114
Scenario 2, kornareal i klasse 3 og 4 legges i stubb	92	253	13	36	100	100
Scenario 3, kornareal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb	92	253	13	36	100	100
Scenario 4, alt kornareal legges i stubb	92	253	13	36	100	100
Scenario 5, Alle vassdragsnære kornarealer legges i stubb	92	253	13	36	100	100
Scenario 6, Maksverdi for P-AL settes til 10	92	235	13	33	100	93
Scenario 7, Maksverdi for P-AL settes til 7	92	214	13	30	100	85
Scenario 8, 6m bufferzoner langs alle bekker og elver	85	241	12	34	92	95
Kombinasjon av 2,7 og 8	85	203	12	29	92	80
Scenario 10, Alt kornareal legges i stubb, 6m bufferzoner langs alle bekker, maksverdi for P-AL settes til 7	85	203	12	29	92	80



Figur 7. Prosent reduksjon i tap av partikler (SS) og total fosfor (TP) ved ulike scenarier.

Resultatene som presenteres her, må anvendes utfra de forutsetningene og begrensningene som ligger i modellen Agricat 2. Denne modellen er først og fremst beregnet til å sammenlikne effekter av ulike drift/tiltak, som et langsiktig gjennomsnittlig nivå. Modellen er statisk, variasjoner i vær- og avrenningsforhold i enkeltår er *ikke* representert. Erosjonsrisikoen som beregningene bygger på, representerer en langsiktig forventet gjennomsnittsverdi for jordtap innenfor hver kartleggingsenhet basert på samme vekst og jordarbeiding. Jordarbeidingsfaktorene som brukes til å regne om fra erosjonsrisiko ved høstpløying til erosjonsrisiko ved aktuell drift, er også konstante, mens de i virkeligheten også vil variere mellom år.

I denne forbindelse nevner vi også at Agricat 2 har en rekke andre begrensninger og usikkerheter: Alle ledd i en modellberegning inneholder usikkerheter, som grovt kan deles i usikkerheter forbundet med 1) hvilke prosesser modellen beskriver, og hvordan, 2) formelverket i modellen, 3) kvalitet, egnethet og tilgjengelighet av inputdata, og 4) kalibrering/validering og parameterisering. I Kværnø m.fl. (2015) gis en generell oversikt over de viktigste usikkerhetene i Agricat 2. Beskrivelsen er deskriptiv, da usikkerhetene er vanskelige å kvantifisere.

3.3.2 Tap av fosfor ved husdyrdrift

Data om husdyrbesetning er gitt av Ørland kommune. Det oppgis at det skjer store endringer i husdyrholdet i området. Tre gårdsbruk sluttet med melkeproduksjon i løpet av 2017, i tillegg er det et gårdsbruk som slutter i løpet av våren 2018. Tabell 14 viser en oversikt over husdyr i nedbørfeltet *før* de fire gårdsbrukene sluttet med melkeproduksjon og *etter* (i parentes), samt gjødseldyrenheter (GDE). GDE er beregnet ut fra gjeldende «Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav» (Lovdata).

Tabell 14. Husdyrbesetning og gjødseldyrenheter (GDE) i nedbørfeltet til Ørland/Balsnesvassdraget *før* og *etter* (i parentes) fire gårdsbruk avviklet/avvikler melkeproduksjon i løpet av 2017 og 2018.

Dyreslag	Antall 2017	GDE 2017
Melkekyr	164 (92)	164 (92)
Ammekyr	24	16
Ungdyr storfe	334	111
Verpehøner	35	0
Sau	415	59

I «Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav» (Lovdata), §24 pkt. 2 står det angitt at en GDE tilsvarer en utskilt mengde total fosfor på omlag 14 kg i husdyrgjødsel. Den årlige gjødselproduksjonen er beregnet til å inneholde totalt 2868 (2289) kg TP/år.

3.3.2.1 Dyretetthet og krav om spredeareal

I «Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav» (Lovdata), kapittel 7, §24, beskrives at husdyrgjødsel bare kan spres på godkjent spredeareal. Det skal være tilstrekkelig disponibelt areal for spredning av husdyrgjødsel, minimum 4 dekar fulldyrket jord pr. GDE.

Det er totalt ca. 350 (280) GDE i nedbørfeltet. Dette krever et totalt spredeareal på ca. 1400 (1115) daa, som er godt innenfor spredearealet i nedbørfeltet.

3.3.2.2 Tap av næringsstoffer fra gjødsellager

Ørland kommune oppgir at det er god tilstand på gjødselkellere i nedbørfeltet. I beregningene er det forutsatt at 95 % av gjødsellagrene i nedbørfeltene har høy standard og 5 % har middels standard. Tapet fra gjødsellagrene i nedbørfeltet er beregnet til å være 2,5 (2,0) kg TP/år.

3.3.2.3 Høstspredt bløtgjødsel – avrenning til vassdrag

Ørland kommune oppgir at andel høstspredt bløtgjødsel er ca. 30%. Avrenning til vassdrag gjennom høstspredt bløtgjødsel er, basert på dette, beregnet til å være 16 (12) kg TP/år.

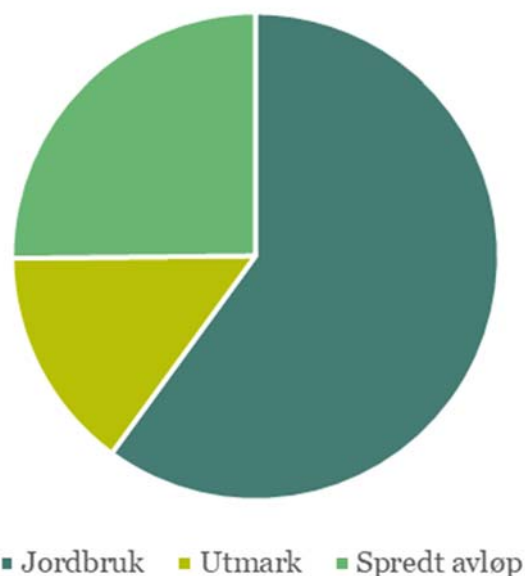
3.4 Kildefordeling

De teoretiske beregningene tilsier at ca. 61 % av fosfortilførsler til Balsnessvassdraget stammer fra jordbruk (arealavrenning og avrenning fra gjødselbruk), ca. 25 % stammer fra spredt avløp og ca. 15 % fra utmark (tabell 15, figur 8).

Tabell 15. Teoretisk fordeling av fosfortilførsler på kildene; jordbruk, utmark og spredt avløp.

Kildefordeling	kg/år	Prosent (%)
Tap av næringsstoffer fra gjødsellager	3	1
Høstspredt bløtgjødsel – avrenning til vassdrag	16	4
Arealavrenning fra jordbruksområder	253	56
Utmark	67	15
Spredt avløp	114	25
Totalt	453	100

Kildefordeling av fosfor



Figur 8. Teoretisk fordeling av fosfortilførsler på kildene; jordbruk, utmark og spredt avløp.

4 Oppsummering

Beregnete totale tilførsler av TOT-P fra Balsnesvassdraget til Trondheimsfjorden er mellom ca. 800 og ca. 1200 kg per år (Tabell 8). Avlastningsbehovet for å oppfylle et miljømål på 24 µg/L ble beregnet til mellom 500 og 800 kg TOT-P per år, og tilsvarer en reduksjon på 65 % nederst i vassdraget.

I kilderegnskapet er det beregnet at ca. 61 % av Tot-P kommer fra avrenning fra jordbruksområder, mens ca. 25 % stammer fra spredt avløp. Denne beregningen tar ikke hensyn til på hvilken form fosfor foreligger, og dermed hvor biotilgjengelig fosforet vil være for alger. Tot-P fra spredt avløp vil generelt ha mye større biotilgjengelighet for alger enn Tot-P fra jordbruk.

Det kan oppnås stor reduksjon i tap av fosfor fra arealavrenning i vassdraget ved å redusere jordens fosforstatus (P-AL). En reduksjon av P-AL kan oppnås gjennom redusert gjødsling. Dette er et langsiktig tiltak, da det kan ta mange år før effektene blir målbare. Agricat 2 beregner at grasdekte buffersoner langs alle bekker og elver kan redusere fosfortapet med 5 %. Siden Ørlandet er såpass flatt er overflateavrenning ikke et stor problem og effekter av buffersoner er dermed lavere enn i andre områder. Renseeffekten i buffersonene kan være veldig god, men der det er lite avrenning inn i buffersonene utgjør dette lite i den store sammenheng. Under befaringen ble det flere steder observert vann som står på jorden (figur 9) og retensjon av partikler og næringsstoffer i buffersoner vil ha størst effekt i områder med større hellning. Buffersoner vil likevel ha en positiv effekt på vannmiljø også fordi kanten mot vassdraget kan bli mer stabil, det gjødsles ikke like nærme bekken, og biomangfoldet øker (Blankenberg m.fl. 2017).

Størst reduksjon i tap av fosfor til vassdrag oppnås i beregningene ved å kombinere buffersoner langs vassdragene med redusert gjødsling (P-AL status i jorda). Modellert fosfor- og partikkeltap er i det gitte scenariet på hhv. 20 % og 8 %. Det anbefales å fortsette overvåkingen av vassdraget slik at kunnskapstatus om vannkvaliteten bedres. Videre anbefales det øke bredden på buffersoner langs vassdragene og redusere fosforgjødsling på arealer med høy fosforstatus.



Figur 9. Oversvømt areal i nedbørfeltet til Balsnesvassdraget.

Litteraturreferanse

- Bergan, M.A. 2014. Vannøkologiske undersøkelser i vannforekomster på Ørlandet i 2013. Vannområde Nordre Fosen. NIVA rapport L.NR 6646-2014
- Blankenberg, A.B, Skarbøvik, E., Kværnø, S. 2017. Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO rapport 3(14) 2017.
- Direktoratsgruppa 2013- *revidert 2015*. Klassifisering av miljøtilstand i vann: økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften (veileder 02:2013). Trondheim: Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Grønsten, H.A., Kværnø, S.H. og Bechmann, M. 2007. Fosforkart for nedbørfeltet til Vansjø-Hobølvassdraget. Bioforsk rapport, Vol 2/150- (Lukket rapport).
- Kværnø, S., Turtumøygard, S., 2015. Agricat 2 beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet Øyeren. Basert på arealbruk i 2013. Bioforsk rapport 10(10) 2015.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A., Bechmann, M., 2014a. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruks-dominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport 9(108), 26 s.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Blankenberg, A.-G. B., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014b. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport 9(37).
- Moe, T.F. 2017. Undersøkelse av begroingsalger iht.vannforskriftens veiledere. Nordre Fosen vannområde 2016. NIVA rapport L.NR. 7115-2017
- Simonsen, L, & Bendixby, L, 2009, Nytt forurensningsregnskap for Vestfold - Fase 1: Metode, 09-145-1, Oslo: Ask Rådgivning.
- SFT, 1995. Miljømål for vannforekomstene – tilførselsberegninger. SFT TA-1139/1995, SFT-veiledning 95:02, 70 s.
- Solheim, A.L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H.O., Engebretsen, A., 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. NIVA rapport 5708, 79 s.

VEDLEGG

1 Betragtninger rundt usikkerheter og begrensninger i tilførselsberegningene med Agricat 2.

Alle ledd i en modellberegning inneholder usikkerheter, som grovt kan deles i usikkerheter forbundet med 1) hvilke prosesser modellen beskriver, og hvordan, 2) formelverket i modellen, 3) kvalitet, egnethet og tilgjengelighet av inputdata, og 4) kalibrering/ validering og parameterisering. Teksten under er i det vesentlige hentet fra Kværnø et al. (2015)¹, men er noe redigert og tilpasset inneværende prosjekt om Balsnesvassdraget.

1.1 Hvilke prosesser modellen beskriver, og hvordan

Agricat 2 brukes til å beregne jord og fosfortap fra store nedbørfelter, men beregningene skjer for individuelle responsenheter, dvs. polygonene i kartet som framkommer ved å koble alle kart og datakilder. Resultatene fra responsenhetene summeres opp for nedbørfeltene tilslutt, uten å ta hensyn til hvordan responsenhetene 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
- beregning av hydrologien, dvs. avrenningen, verken på årlig eller langsiktig basis (modellen bruker langsiktig *erosjonsrisiko* i kg/daa direkte fra erosjonsrisikokartet)
- 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 «drag», og effekt av grasdekte vannveier
- sammenheng/transport mellom landskapsenheter (såkalt «konnektivitet»)
- transport gjennom naturlige buffersoner eller andre landskapselementer som kan tilbakeholde partikler
- 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

¹ Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., 2015. Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområde Øyeren, basert på arealbruk i 2013. Bioforsk-rapport 10(10) 2015, 17 s. ISBN 13: 978-82-17-01392-1.

De tre siste punktene er i dette prosjektet ivaretatt gjennom tilleggsberegninger. Metoden for beregning av «Tap av fosfor knyttet til spredning av husdyrgjødsel» omfatter ikke:

- Effekt av at husdyrgjødsel moldes ned
- Effekt av tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel
- Tap dersom gjødsla spres om våren
- Evt. andre tapsprosesser enn overflateavrenning

«Tilførsler fra andre kilder» og «naturlig bakgrunnsavrenning» er basert på henholdsvis grove koeffisienter og regresjoner som tar lite eller ingen hensyn til lokale forhold.

1.2 Formlene i modellen

Beregningsformlene i Agricat 2 er basert på måledata og ekspertvurderinger. Det kan ofte 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 begrenset datamateriale som ligger til grunn. Noen ganger kan man ha omfattende datasett for noen «felttyper» (her definert ved feltkarakteristika som jordsmonn, terreng, klima og drift), men begrenset/manglende data for andre felttyper. Da er det vanskelig å generalisere og ekstrapolere mellom ulike felttyper.

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, 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. Dersom erosjonsrisiko er korrigert for lokal avrenning vha. f.eks. avrenningskart fra NVE, bidrar også dette til usikkerhet, både grunnet modellen som er brukt til å estimere avrenningen, og grunnet metoden for avrenningskorreksjon.
- 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 er betydelig mindre for sand- og siltjord og/eller lav erosjonsrisiko, og for driftsformer med potet, frukt, bær, høstharving og høstkorn. Det er også betydelig mindre datagrunnlag for effekter av drift på jordtap via grøfteavrenning enn for jordtap via overflateavrenning.
- Formlene for renseeffekter av grasdekte buffersoner og fangdammer (ikke relevant i dette prosjektet) er basert på målinger i norske feltforsøk, fortrinnsvis i Sørøst Norge, med et begrenset utvalg av buffersonebredden og fangdamstørrelser, jord- og klimaforhold.

For fosfortap beregnet i Agricat 2 og med metoden for fosfortap fra husdyrgjødsel, 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

VEDLEGG

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.
- Fosforinnhold i husdyrgjødsel: standardkoeffisienter er brukt, men i virkeligheten kan det være betydelige forskjeller i fosforinnholdet.

Testing av Agricat 2 mot jord- og fosfortapsdata fra norske rute- og småfelter (Kværnø et al., 2014a) indikerer at usikkerhetene i formelverket til Agricat 2 er sterkere knyttet til dagens erosjonsrisikokart enn til formlene for beregning av fosformengder på partikler, i hvert fall for de jordtypene og klimaregionene som er representert i valideringsdataene. Det er ikke kjent at metoden for å beregne tap av fosfor fra husdyrgjødsel noen gang er testet ut på/validert mot empiriske data.

1.3 Inputdata

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

- Erosjonsrisikokart: usikkerhetene i beregnet erosjonsrisiko er nevnt i avsnittet over. I dette prosjektet var det ytterligere usikkerheter knyttet til dette ettersom det ikke eksisterer noe erosjonsrisikokart for det aktuelle området. Dette måtte da lages av oppdragstaker, basert på grove og forenklete data for løsmasser, jordanalyser, etc.
- Informasjon om grasdekte bufferoner: for Balsnesvassdraget manglet det informasjon eller kart som kunne brukes til å identifisere og plassere bufferoner i feltet. Tapene kan dermed være noe overestimert dersom det er fungerende bufferoner i feltet.
- 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 fra eStil, hvilket gir en betydelig reduksjon i usikkerheten sammenliknet med tidligere versjoner av modellen der all drift måtte fordeles utfra rutiner i modellen. I regioner med spesielle krav, f.eks. forskrift om miljøkrav, kan usikkerhetene potensielt være ytterligere redusert når disse kravene er forsøkt implementert i arealfordelingen. Jordleie bidrar også til økt usikkerhet.
- Husdyrgjødsel og beite: dyr på beite er det sparsomt med informasjon om, og den informasjonen som fins sier ikke noe om hvor disse dyra går på beite, det kan like gjerne være utenfor nedbørfeltet som inne i nedbørfeltet. I dette prosjektet er denne kilden derfor ikke tatt med, utover det den koeffisientbaserte metoden for beregning fra «andre kilder» bidrar med (som er koeffisientbasert). Tallene for mengde husdyrgjødsel er basert på antall dyr og koeffisienter, i virkeligheten vil det være avvik. I dette prosjektet var det også mangelfull informasjon om gjødsellagertilstand og høstspredning, så her ble bare antakelser gjort fra oppdragstakers side.

1.3.1 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 fosfortap 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.