



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2018

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 152 | 2019



Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Dominika Krzeminska, Alexander Engebretsen
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2018

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Dominika Krzeminska, Alexander Engebretsen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
14.02.2020	5/152/2019	Åpen	8890	17/01366
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02452-1	2464-1162	17		

OPPDRA GSGIVER/EMPLOYER:

Vannområde PURA

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Anita Borge

STIKKORD/KEYWORDS:

Erosjon, fosforavrenning, empirisk modell, Agricat 2, jordbruk, vannkvalitet, tiltak, vannområdet PURA

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jordressurser og arealbruk, Vannkvalitet og hydrologi

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA) er den empiriske modellen Agricat 2 brukt til å beregne potensialet for erosjon og fosforavrenning fra jordbruksarealer i 16 tiltaksområder, ved faktisk drift i 2018. Arealfordelingen av faktisk drift (vekst, jordarbeiding og miljøtiltak) i 2018 har framkommet av registerdata fra Landbruksdirektoratet og føringer/informasjon fra Follo Landbrukskontor, og er fordelt på de dyrka arealene etter bestemte rutiner i modellen. Arealfordelingsrutinen i modellen ga følgende utbredelse av kombinasjon vekst/jordarbeiding i vannområdet for 2018: 28 % stubb (jordarbeiding vår eller direktesåing), 20 % gras, 17 % vårkorn med høstpløying, 20 % høstkorn med høstpløying, 13 % høstharving til vår- og høstkorn, og 2 % poteter og grønnsaker. Arealfordelingen varierte mellom tiltaksområder. Eksisterende grasdekte buffersoner og fangdammer inngikk også i beregningene. Jord- og fosfortap i vannområdet PURA i 2018 ble beregnet til henholdsvis 3,8 kilotonn SS og 6,4 tonn TP. Resultatene for 2018 er ikke direkte sammenliknbare med resultatene fra foregående år pga. at ny beregningsmetode med nye erosjonsrisikokart som grunnlag er brukt for 2018. For individuelle tiltaksområder varierte jordtapet fra nær 0 til 2 kilotonn, og fosfortap fra nær 0 til 3 tonn. Forskjeller i drift bidro til å forklare forskjellene mellom tiltaksområder.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI


LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Akershus
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Ås, Frogn, Ski, Vestby, Nesodden, Oppegård, Oslo
STED/LOKALITET: Vannområde PURA

GODKJENT /APPROVED



JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



SIGRUN H. KVÆRNØ



Forord

Dette prosjektet, med navnet «Agricat 2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget, basert på arealbruk i 2018», er gjennomført på oppdrag for vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA).

Det er gjort beregninger av jord- og fosfortap fra jordbruksområder i 16 tiltaksområder i vannområdet PURA, basert på data /opplysninger om faktisk drift på arealene i 2018. Nytt av året er at nye erosjonsrisikokart, ferdigstilt av NIBIO i april 2019, er brukt som grunnlagsdata i modellen.

Prosjektgruppa i NIBIO har bestått av Sigrun H. Kværnø (prosjektleder, rapportering), Stein Turtumøygard (datatilrettelegging, modellkjøring, rapportering), Dominika Krzeminska og Alexander Engebretsen (datatilrettelegging).

Oppdraget er gjennomført i samarbeid med prosjektleder for vannområdet PURA, Anita Borge, og landbrukssjef Lars Martin Julseth ved Follo landbrukskontor. Tormod Solem ved Follo landbrukskontor har gitt innspill /kommet med bidrag til driftsopplysninger.

Ås, 14.02.20

Sigrun H. Kværnø

Innhold

1 Innledning.....	6
2 Metoder.....	7
2.1 Endringer i metode og datagrunnlag.....	7
2.2 Modelloppsett for PURA 2018.....	8
2.2.1 Inputdata og kartgrunnlag.....	8
2.2.2 Arealfordeling av drift.....	8
3 Resultater og diskusjon.....	10
3.1 Arealfordeling av drift i 2018.....	10
3.2 Jord- og fosfortap ved faktisk drift 2018.....	13
3.3 Konsekvenser av innføring av ny beregningsmetode.....	14
3.4 Begrensninger og usikkerheter.....	14
4 Konklusjon/sammendrag.....	16
Litteraturreferanse.....	17

1 Innledning

Vannforskriften krever at alle vannforekomster skal ha minimum god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021. PURA inngikk i planfase 1, og skulle derfor i utgangspunktet oppnå dette målet innen 2015. Det er for de fleste tiltaksområder bedt om utsettelse av fristen til 2021 fordi det ikke er gjennomførbart å nå målet innen 2015. I revidert tiltaksanalyse for PURA 2016-2021 framgår det at avlastningsbehovet for fosfor er beregnet til ca. 3,9 tonn. Follo landbrukskontor har foreslått en tiltakspakke som gir en reduksjon i tilførsler tilsvarende avlastningsbehovet. Til tross for dette er alle vannforekomster klassifisert med risiko for ikke å nå miljømålet innen 2021.

Hvert år utarbeider PURA et kilderegnskap som ligger til grunn for vannområdets tiltaksanalyser. Kilderegnskapet er basert på modellerte estimater for fosfortilførsler. Fosfortilførsler fra jordbruksarealene ble t.o.m. 2013 estimert med modellen Limno-Soil (Krogstad, 2001). I 2013 ble det gjort en vurdering av ulike modellens egnethet for slike beregninger (Greipsland et al., 2013). På bakgrunn av dette besluttet PURA å gå over til å bruke modellestimater fra Agricat (Borch et al., 2014) i stedet for Limno-Soil i sine kilderegnskaper. På bakgrunn av vurderingen i 2013 ble det av vannregionmyndigheten besluttet at Agricat også skulle benyttes for de fleste vannområdene i hele vannregion Glomma. Agricat er en enkel, empirisk modell, designet for å beregne langsiktige gjennomsnittsverdier for jord- og fosfortap; men den skiller ikke mellom vær- og avrenningsforhold de enkelte år, og den har en rekke andre usikkerheter og begrensninger. Resultatene fra modellen er derfor ment å brukes til å vurdere relative forskjeller mellom ulike driftsformer og tiltak, og til sammenligning mellom år om drift endres. I tillegg gir modellen estimater som kan brukes direkte inn i kilderegnskapet (gitt de usikkerheter og begrensninger modellen innehar).

Som del av prosjektet med Agricat-beregninger for vannområder i vannregion Glomma i 2013, ble Agricat kjørt for PURA for «faktisk» jordbruksdrift i 2012, samt for syv scenarier med ulike tiltak som omfattet redusert jordarbeiding, redusert fosforstatus i jord og grasdekte buffersoner (Kværnø et al., 2014a). PURA benyttet resultatene fra disse modellkjøringene som grunnlag for fastsetting av tiltakenes effekt på fosfortap. For PURAs tiltakspakke ble tiltakseffekten satt lik resultatet for scenario 6 + 10 %.

Vannområde PURA har behov for å oppdatere sitt kilderegnskap med jevne mellomrom, og ønsker derfor at Agricat skal kjøres jevnlig for faktisk drift i enkeltår fra 2014 til 2021. I PURAs tilfelle vil det være nyttig å kunne isolere og sammenlikne effektene av ulik arealfordeling mht. vekster, jordarbeiding, buffersoner og fangdammer de enkelte år. F.o.m. 2014 er informasjon om RMP-tiltak kartfestet gjennom eStil-systemet, hvilket medfører noe lavere usikkerhet i modellens arealfordeling av vekster og jordarbeiding enn i tidligere år.

På oppdrag fra vannområdet PURA har den nyeste versjonen av modellen, Agricat 2 (Kværnø et al., 2014b), blitt kjørt for faktisk jordbruksdrift slik den var registrert i søknad om produksjonstilskudd og Søknad om regionalt miljøtilskudd for 2014, 2015, 2016 og 2017, for å estimere jord- og fosfortap fra jordbruksarealer i hvert tiltaksområde gitt arealtilstanden i disse tre årene (Kværnø et al., 2015; 2016; 2017). Modellen er nå også kjørt for arealtilstanden i 2018, og resultatene presenteres i denne rapporten. Beregninger for tilførsler fra andre kilder, inklusive skog og utmark, er ikke inkludert. Nytt for beregningen for 2018 er at beregningsmetoden er modifisert: Nye erosjonsrisikokart er brukt som datagrunnlag, noe som også har medført noen nødvendige endringer i Agricat 2. Dette gjør at resultatene for 2018 ikke er direkte sammenliknbare med resultatene fra foregående år.

2 Metoder

Metodikken som er brukt i prosjektet er i det vesentlige beskrevet av Kværnø et al. (2015), men med modifikasjoner grunnet vannområde PURAs ønske om at modellen i år skulle kjøres med nye erosjonsrisikokart. Endringene er beskrevet i avsnitt 2.1 og informasjon som er spesifikk for modellkjøringen for 2018 er beskrevet i avsnitt 2.2.

2.1 Endringer i metode og datagrunnlag

Fram til nå har erosjonsrisikokart basert på en metode beskrevet av Lundekvam (1990) vært brukt som datagrunnlag i Agricat 2. Den underliggende modellen er en enkel, empirisk modell USLE, «den universelle jordtapslikningen» (Wischmeier and Smith, 1960) tilpasset til norske forhold av Lundekvam (1990). NIBIO har de siste årene jobbet med produksjon av nye erosjonsrisikokart, basert på den mer prosessorienterte modellen PESERA (Kirkby et al., 2008), og disse ble ferdigstilt i april 2019 (Kværnø et al., in prep.). I utgangspunktet skulle de nye erosjonsrisikokartene tas inn i tilskuddsordningen høsten 2019, men dette ble utsatt til høsten 2020. Agricat 2 har nå like fullt blitt kjørt for vannområdet PURA, driftsår 2018, med de nye erosjonsrisikokartene som datagrunnlag.

Med nye erosjonsrisikokart har det også skjedd endringer i Agricat 2 som foreløpig ikke er offisielt dokumentert: For det første hadde Agricat og Agricat 2 en egen rutine for å splitte total erosjonsrisiko i jordtap ved overflateavrenning og jordtap ved grøfteavrenning, og denne rutinen er nå fjernet ettersom erosjonsrisikoen kommer ferdig fordelt i de nye erosjonsrisikokartene. For det andre har modellen tidligere hatt en rutine for å korrigere erosjonsrisiko for lokale klima- og avrenningsforhold ettersom de gamle erosjonsrisikokartene ikke tok hensyn til dette. Denne rutinen har også utgått, da modellen bak det nye erosjonsrisikokartet tar hensyn til lokale klima- og avrenningsforhold (på langsiktig gjennomsnittlig basis).

Videre er det slik at nytt erosjonsrisikokart framstiller *kun* flateerosjon, dvs. at resultatene fra Agricat 2 kun representerer jord- og fosfortap grunnet flateerosjon. Flateerosjon er på noen jordtyper godt dokumentert med målinger på rutefelt- og småfelt skala rundt omkring i landet, mens betydningen av andre erosjonsprosesser er dårligere dokumentert. Selv om Agricat 2 først og fremst er en modell som skal beregne relative forskjeller i effekter av drift/tiltak på forfortap, skjer det (til tross for høy usikkerhet i tallene) utstrakt bruk av de faktiske fosfortapsverdiene fra modellen, ettersom slike tall er nødvendige og/eller nyttige ved utarbeiding av f.eks. forurensingsregnskap. Et forurensingsregnskap blir imidlertid ikke fullstendig dersom kun flateerosjonen regnes med. Det er ikke mulig å estimere nivået på alle kilder til erosjon, men NIBIO har likevel valgt å lage en enkel tilleggsmodell for en av de prosessene vi tror kan være av størst betydning, nemlig fureerosjon. Denne modellen er nærmere beskrevet av Kværnø et al. (in prep.), og vi har brukt den i dette prosjektet. Modellen bruker følgende data:

- Lengdemeter potensiell fureerosjon fra kart framstilt av NIBIO. Kartet er utviklet ved å bruke en digital terrengmodell i kombinasjon med tall for mengde overflateavrenning fra det nye erosjonsrisikokartet.
- Gjennomsnittlig eroderbarhet i furene som er identifisert på kartet over. Bakgrunnsdata er eroderbarhetsfaktorer som er brukt i det nye erosjonsrisikokartet.
- Totalt fosforinnhold i jorda, beregnet utfra fosfortap fra Agricat2. Det er antatt null fosforanrikning ved fureerosjon.
- Arealfordeling av drift, fra Agricat 2. Det er antatt at fureerosjonen reduseres med 95% ved grasdekke og 50% ved overvintring i stubb, og at den øker med 50% på høstkorn og potetåker.

Denne beregningen gjøres på nedbørfeltskala, og tar ikke hensyn til hvordan potensielle furer og arealfordeling sammenfaller på enkeltteiger. Modellen er kalibrert mot data på nedbørfeltskala, innhentet fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA).

2.2 Modelloppsett for PURA 2018

2.2.1 Inputdata og kartgrunnlag

For dette prosjektet har vi brukt følgende datakilder som input til Agricat 2:

- Kart over nedbørfeltgrenser – levert av PURA i februar 2015. Inneholder 19 tiltaksområder, nummerert fra 1-9 og 11-20 (tiltaksområde 11 omfatter også det som tidligere var tiltaksområde 10). Tre av tiltaksområdene har ikke dyrka arealer, og er derfor ikke med i beregningene (gjelder Kolbotnvann, Bunnebotn og Bunnefjorden).
- Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkeldata), samme kart som for 2014.
- Jordsmonniskart med informasjon om jordart og bakkeplanering, og kart med kontinuerlige verdier for erosjonsrisiko ved høstpløying («EHP») – fra NIBIO. Temakartet for erosjonsrisiko er nytt av april 2019.
- Arealressurskart AR5 – fra NIBIO. Dette er brukt til å identifisere areal i jordsmonniskartet som er tatt ut av drift.
- Informasjon om/kart over jordbruksdrift (vekst, jordarbeiding), grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier i 2018 – fra Landbruksdirektoratet gjennom søknad om produksjonstilskudd og RMP-tilskudd (via eStil). Dekningsgrad av registerdata og ekstrapolert arealfordeling er gitt i Tabell 1.
- Informasjon om jordleie – fra Landbruksdirektoratets Jordleieregister.
- Kart over fangdammer og deres nedbørfeltgrenser – levert av PURA i februar 2015. Inneholder 15 fangdammer og disses nedbørfeltgrenser. Det har i løpet av 2018 ikke kommet til nye fangdammer.
- Informasjon om fosforstatus i jord (PAL) – fra Jordatabanken ved Bioforsk/NIBIO. Det har i løpet av 2018 ikke kommet til nye analysedata for PAL i Jordatabanken.

2.2.2 Arealfordeling av drift

Agricat 2 er i dette prosjektet kjørt for drift slik den var registrert for året 2018. 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. For PURA har vi imidlertid modifisert arealfordelingsrutinen for å utnytte informasjon som framkommer av PURAs forskrift om miljøkrav og Landbrukskontorets lokalkunnskap om faktiske forhold på arealene. Dette er nærmere beskrevet av Kværnø et al. (2015).

For 2018 har Follo Landbrukskontor, ved landbrukssjef Julseth (pers.medd.), gitt informasjon om høstkornareal. Det er estimert at 50 % av totalt kornareal var tilsådd med høstkorn. Tidligere år har estimert høstkornareal vært 5% i 2017, 25% i 2016, 2% i 2015, 30% i 2014 og 12% i 2013. Det er videre estimert at ca. 60% av høstkornarealet har vært høstpløyd i 2018, 35% høstharvet og 5% direktesådd. Den endelige prosentfordelingen som kommer ut av arealfordelingsrutinen i modellen avviker litt fra dette, slik at modellert arealdekning av høstkorn er på 47%, og hhv. 55%, 35% og 10% høstpløyd, høstharvet og direktesådd. Det aller meste av høstkornarealet er lagt i erosjonsrisikoklasse 1 og 2 (82%) og noe i klasse 3 (18%).

Dagens arealfordelingsrutine er basert på opp- og nedskalering av høstkornarealet utfra hvilke driftsenheter som tidligere har hatt høstkorn. Det er i rutinen ikke mulig å identifisere om høstharvet areal har høstkorn eller vårkorn. Vi påpeker at modellen opererer med jordarbeidingsfaktorer for å skille mellom ulik drift, og jordarbeidingsfaktoren for høstharving er den samme enten det er høstkorn eller vårkorn.

Landbrukskontoret har også kommentert at areal med «grønnsaker i jorda» som er basert på registerdataene, var for høyt, så dette ble redusert fra 1929 daa til 712 daa.

Tabell 1. Dekningsgrad av registerdata (eStil og søknad om produksjonstilskudd) for arealbruk i tiltaksområdene i vannområdet PURA, 2018.

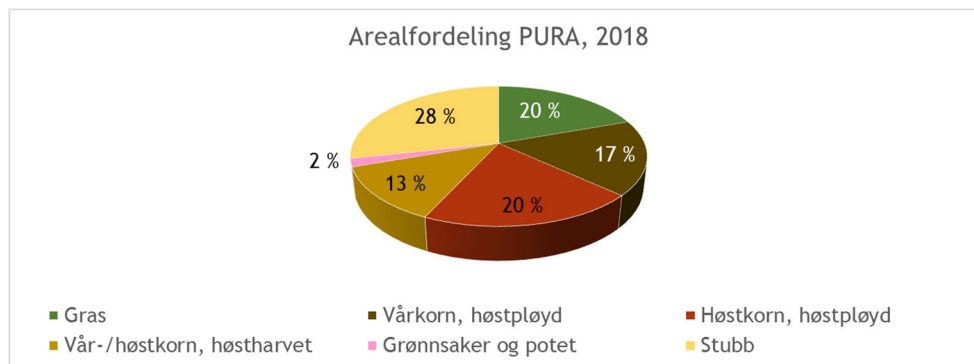
Tiltaksområde	Fra register (daa)	Fra ekstrapolering* (daa)	Jordbruksareal (daa)	% fra register	% fra ekstrapolering*
1 Gjersjøelva	0	0	52	0	0
2 Gjersjøen	1203	262	1465	82	17
3 Kolbotnvann	-	-	-	-	-
4 Greverudbekken	114	191	305	37	62
5 Tussebekken	766	190	956	80	19
6 Dalsbekken	2778	824	3602	77	22
7 Midtsjøvann	1783	423	2206	80	19
8 Nærevann	1533	179	1713	89	10
9 Ås/Oppegård til Bunnefjorden	587	152	739	79	20
11 Fålebekken/ Kaksrudbekken	1947	151	2098	92	7
12 Pollevann	76	14	90	84	15
13 Årungenelva	219	2	222	98	1
14 Årungen	15209	3008	18217	83	16
15 Østensjøvann	4161	1471	5632	73	26
16 Bonnebekken	1090	497	1587	68	31
17 Frogn til Bunnebotn	90	162	252	35	64
18 Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	3326	1153	4479	74	25
19 Bunnebotn	-	-	-	-	-
20 Bunnefjorden	-	-	-	-	-
PURA	34880	8679	43611	80	20

* Ekstrapolering av arealbruk til områder med manglende informasjon.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Arealfordeling av drift i 2018

Prosentvis arealfordeling av ulik drift i vannområdet PURA i 2018, basert på eStil-data og modifisert arealfordelingsrutine i Agricat 2, er vist i Tabell 2 og Figur 1. I 2018 utgjorde vårkorn med høstpløying 17 % og vårkorn med stubb 28 % av totalt dyrka areal i vannområdet PURA. Stubbarealet var dermed omtrent på samme nivå som årene før (26-31%), mens vårkorn med høstpløying var mindre utbredt enn tidligere (27-38%). Areal med høstkorn med høstpløying var imidlertid høyere i 2018 enn i foregående år; 20% mot tidligere 4-16%. Høstharving (inkludert frukt og bær, som har samme jordarbeidingsfaktor som høstharving) utgjorde 13 %, som er tilsvarende registrert/estimert areal i foregående år (10-20%). Gras (eng, permanent grasdekke, grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier) utgjorde 20% av totalt dyrka areal, dvs. noe høyere enn i foregående år (13-17%). Arealet av grønnsaker og poteter var 2 %, som er på nivå med årene før (1-6 %).



Figur 1. Arealfordeling i PURA, ved faktisk drift 2018, basert på data fra offentlige registre, inklusive eStil-data, og arealfordelingsrutiner i Agricat 2.

Tabell 2. Prosentfordeling av vekst/jordarbeiding i 2018 i tiltaksområdene i PURA.

Tiltaksområde	Gras	Stubb	Høstpløyd vårkorn	Høstharving	Høstpløyd høstkorn	Grønnsaker og poteter
1 Gjersjøelva	100	0	0	0	0	0
2 Gjersjøen	26	63	1	4	5	1
4 Greverudbekken	90	0	0	10	0	0
5 Tussebekken	31	20	4	24	21	0
6 Dalsbekken	22	28	19	10	22	0
7 Midtsjøvann	5	37	18	18	22	0
8 Nærevann	2	49	12	26	11	0
9 Ås/Oppegård til Bunnefjorden	35	39	13	1	12	0
11 Fålebekken/ Kaksrudbekken	6	40	13	11	23	7
12 Pollevann	17	22	0	33	28	0
13 Årungenelva	2	21	0	33	17	27
14 Årungen	14	25	22	14	23	2
15 Østensjøvann	22	24	16	12	26	0
16 Bonnebekken	20	28	38	2	3	9
17 Frogn til Bunnebotn	85	15	0	0	0	0
18 Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	40	25	7	12	17	0
PURA	20	28	17	13	20	2

Stubb = vårkorn med vårpløying, vårkorn med vårharving, og direktesådd vår- og høstkorn. Høstharving inkluderer både høst- og vårkorn. Gras = permanent beite, eng, grasdekt buffersoner og grasdekt vannvei.

Arealfordelingen varierte mellom de ulike tiltaksområdene (Tabell 2, og mer detaljert i Tabell 3).

Det var størst andel grasareal (>30%) i tiltaksområdene Gjersjøelva, Greverudbekken, Frogn til Bunnebotn, Frogn/Nesodden til Bunnefjorden, Ås/Oppegård til Bunnefjorden og Tussebekken.

Andelen stubb var høyest i Gjersjøen (drøyt 60%), og også relativt høy (40-50 %) i Nærevann og Fålebekken/Kaksrudbekken. Av de tiltaksområdene som *ikke* hadde høy andel grasareal, var andelen stubb *lavest* i Pollevann og Årungenelva (ca. 20% stubb).

Andelen vårkorn med høstpløying var stort sett lavere enn 20%, kun Årungen og Bonnebekken hadde høyere andel (hhv. 22 og 38%).

Pollevann og Østensjøvann høyest andel høstkorn med høstpløying (26-28%).

Andel høstharving var høyest i Pollevann og Årungenelva (ca. 30%).

Andelen grønnsaker og poteter var høyest i Årungenelva, hele 27 %, men flere andre tiltaksområder hadde større faktisk areal av grønnsaker enn Årungenelva, særlig Årungen (ca. 430 daa), Fålebekken/Kaksrudbekken og Bonnbekken (begge ca. 150 daa).

Tabell 3. Arealfordeling av vekster, jordarbeiding og miljøtiltak i 2018 i tiltaksområdene i PURA. Tall i daa.

Drift	1 Gjersjø- elva	2 Gjer- sjøen	4 Greve- rud- bekken	5 Tusse- bekken	6 Dals- bekken	7 Midtsjø- vann	8 Nære- vann	9 Ås/ Oppegård til Bunne- fjorden	11 Fåle- bekken/ Kaksrud- bekken	12 Polle- vann	13 År- ungen- elva	14 Årunge- n	15 Østen- sjø - vann	16 Bonne- bekken	17 Frogn til Bunne- botten	18 Frogn/ Nesodden t/Bunne- fjorden	PURA
Totalt dyrka areal	52	1459	304	952	3598	2200	1709	734	2091	87	219	18208	5626	1581	251	4472	43543
Kornareal	0	1056	31	656	2818	2087	1670	478	1810	72	155	15199	4363	1124	38	2687	34244
Poteter og grønnsaker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	180	0	116	0	2	298
Grønnsaker over jorden (bladgrønnsaker)	0	17	0	0	0	0	0	0	154	0	60	249	0	30	0	0	510
Høstpløyd høstkorn	0	66	0	196	780	475	182	85	481	24	38	4143	1481	46	0	743	8740
Høstpløyd vårkorn	0	12	0	42	698	389	210	98	262	0	0	4028	904	606	0	296	7545
Høstharvet	0	52	31	226	347	400	441	9	222	29	72	2517	654	28	0	525	5553
Direktesådd høstkorn	0	126	0	0	0	0	0	0	0	0	45	1046	240	0	38	131	1626
Stubb klasse 1	0	61	0	60	262	155	236	37	214	9	0	468	84	93	0	114	1793
Stubb klasse 2	0	572	0	109	583	537	506	229	551	10	0	2202	683	275	0	775	7032
Stubb klasse 3	0	167	0	23	148	131	95	20	80	0	0	775	297	76	0	103	1915
Stubb klasse 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	40
Eng	52	170	273	270	596	84	14	143	32	15	4	2134	809	311	141	1337	6385
Permanent gras	0	216	0	26	173	5	14	113	93	0	0	421	400	0	72	411	1944
Buffersone	0	0	0	0	8	24	11	0	0	0	0	20	54	0	0	35	152
Grasdekt vannvei	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	5	0	0	0	0	10

3.2 Jord- og fosfortap ved faktisk drift 2018

Tabell 4 viser totalt jord- og fosfortap ved faktisk drift i 2018, beregnet i Agricat 2. Totalt jord- og fosfortap i vannområdet PURA ble beregnet til omtrent 3,8 kilotonn SS/år og 6,4 tonn TP/år.

For individuelle tiltaksområder varierte jordtap fra nær 0 til ca. 2 kilotonn, og fosfortap fra nær 0 til ca. 3 tonn. De høyeste tapene var det store tiltaksområder med mye dyrka mark som sto for: Årungen, Østensjøvann, Frogn/Nesodden til Bunnefjorden og Dalsbekken. Tap per arealenhet dyrka mark var omtrent 90 kg SS/daa og 150 g TP/daa i snitt for vannområdet, med høyest tap per arealenhet i tiltaksområdene Årungenelva (ca. 240 g TP/daa), Årungen (180 g TP/daa), Østensjøvann og Dalsbekken (begge ca. 140 g TP/daa). Disse feltene hadde generelt lav andel gras- og stubbereal sammenliknet med felt med høyere fosfortap. Lavest fosfortap per arealenhet var det i felt med høy andel grasareal: Frogn til Bunnebotn, Gjersjøelva og Greverudbekken (50-60 g TP/daa).

Tabell 4. Tap av partikler (SS) og totalfosfor (TP) ved faktisk drift i 2018 for tiltaksområdene i vannområdet PURA. Tallene, inklusive oppgitt areal, gjelder for dyrka mark.

Tiltaksområde	Areal (daa)	Totalsum			Pr. arealenhet	
		Sum SS (tonn/år)	Sum TP (kg/år)	Sum TP (tonn/år)	SS (kg/daa)	TP (g/daa)
1 Gjersjøelva	52	1	3	0,0	22	60
2 Gjersjøen	1464	108	181	0,2	74	124
3 Kolbotnvann	-	-	-	-	-	-
4 Greverudbekken	305	8	19	0,0	27	61
5 Tussebekken	955	47	83	0,1	50	87
6 Dalsbekken	3601	302	488	0,5	84	135
7 Midtsjøvann	2205	121	211	0,2	55	96
8 Nærevann	1712	111	206	0,2	65	120
9 Ås/Oppegård til Bunnefjorden	738	47	80	0,1	64	109
11 Fålebekken/Kaksrudbekken	2098	138	241	0,2	66	115
12 Pollevann	89	10	11	0,0	117	121
13 Årungenelva	221	36	54	0,1	161	244
14 Årungen	18216	1955	3247	3,2	107	178
15 Østensjøvann	5631	480	798	0,8	85	142
16 Bonnebekken	1587	104	198	0,2	65	125
17 Frogn til Bunnebotn	251	6	13	0,0	22	50
18 Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	4478	360	570	0,6	80	127
19 Bunnebotn	-	-	-	-	-	-
20 Bunnefjorden	-	-	-	-	-	-
PURA	52	3834	6403	6,4	88	147

Resultatene er med den nye beregningsmetoden delt i to erosjonsformer: flateerosjon og fureerosjon. Beregningen av sistnevnte er meget grov og bygger på et tynnere datagrunnlag enn førstnevnte, og medfører dermed større usikkerhet. Oppsummert for vannområdet ble bidraget fra fureerosjon beregnet til ca. 50% for SS og 30% for TP (forskjell skyldes at det er antatt ulik fosforanrikning for de to prosessene). For de enkelte tiltaksområdene varierte andel SS fra fureerosjon mellom ca. 10 og 80%, og andel TP fra fureerosjon mellom 5 og 60%.

Pga. endringer i beregningsmetode og datagrunnlag (nytt erosjonsrisikokart), er tallene for 2018 ikke direkte sammenliknbare med resultatene fra tidligere år. Vi har imidlertid resultater for 2016 som er beregnet med samme metode som for 2018, som del av et annet prosjekt (Kværnø et al., in prep.). For

2016 gir tilsvarende beregning 4,0 kilotonn SS/år og 6,7 tonn TP/år, som er litt høyere enn tallene for 2018. Forskjellene i jord- og fosfortap mellom de to årene kan forklares ved at totalt areal med jordarbeiding om høsten var høyere i 2016 (ca. 60%) enn i 2018 (ca. 50%). De største endringene i mengde fosfortap, i 2018 sammenliknet med i 2016, fant sted i tiltaksområdene Gjersjøen og Østensjøvann (reduksjon ca. 120 kg TP/år). I de andre områdene var det redusert, økt eller uendret fosfortap i 2018 sammenliknet med 2016, men endringene var små.

Det kan bemerkes at i tidsperioden som vi har beregnet for så langt (2014-2018), representerer 2016 og 2018 ytterpunktene (på vannområdenivå) mht. fordeling av jordarbeiding om høsten, jordarbeiding om våren og gras. Forskjellene i beregnet jord- og fosfortap mellom de to årene var likevel små, hvilket antyder at 10 prosentpoeng endring i hvor stort areal som jordarbeides om høsten er lite utslagsgivende. Dette betyr ikke at det ikke er noe å hente på å gjennomføre (ytterligere) tiltak, det antyder kun at en enda større innsats kan være nødvendig dersom vannkvaliteten tilsier det. Kværnø et al. (in prep.) beregnet effekter av ulike driftsscenarioer for vannområdet PURA med utgangspunkt i arealfordelingen i 2016. For den delen av fosfortapet som beregningen tilskrev *flateerosjon* (4,5 tonn/år for vannområdet), ga beste scenario (alt kornareal i legges i stubb, grasdekte bufferzoner langs alle vannflater og vannlinjer samt reduksjon av fosforstatus i jord) en reduksjon i fosfortapet på tilnærmet 45% sammenliknet med faktisk drift i 2016, og tilnærmet 60% sammenliknet med et scenario der alt kornareal er høstpløyd. Faktisk drift i 2016 ga tilnærmet 25% lavere fosfortap ved flateerosjon enn scenariet med høstpløying på alt kornareal. Ved mer utstrakt gjennomføring av andre tiltak, mot f.eks. fureerosjon (grasdekt vannvei, stubb, hydrotekniske løsninger), ville det totale fosfortapet blitt ytterligere redusert.

3.3 Konsekvenser av innføring av ny beregningsmetode

Den gamle metoden ga for vannområdet som helhet og for 2016 1,2 ganger høyere SS-tap og 1,3 ganger høyere TP-tap enn den nye metoden. Det er flere årsaker til forskjellene:

- Den nye metoden skiller eksplisitt mellom flate- og fureerosjon, mens den gamle metoden ikke gjør det. Dette medfører at den gamle metoden behandler fure- og flateerosjon likt mht. både anrikning av fosfor på partiklene ved avrenning, og mht. tiltakseffekter. Med den nye metoden er det derimot antatt *mindre* anrikning av fosfor ved fureerosjon enn ved flateerosjon, samt at enkle konstanter for effekter av tiltak mot fureerosjon er brukt i stedet for funksjonene som er brukt for flateerosjon – dette fordi vi per i dag har mindre kunnskap og ikke minst lite empiriske data for å kvantifisere tiltakseffekter for denne erosjonsformen.
- Modellene som danner grunnlaget for de to erosjonsrisikokartene fundamentalt forskjellige – forskjeller vi ikke skal gå inn på i denne rapporten. Datagrunnlaget som er brukt til kalibrering av de to erosjonsmodellene er også forskjellig: Bak det nye erosjonsrisikokartet ligger data for flere felt, med lengre tidsserier.
- Det er sannsynlig (men ikke undersøkt) at fordelingen av flateerosjon på grøfte- og overflateavrenning er noe annerledes i det nye enn i det gamle erosjonsrisikokartet, noe som også vil påvirke effektene av drift/tiltak. I Agricat2 er det antatt noe høyere jordarbeidingsfaktorer (lavere tiltakseffekt) for jordtap gjennom grøftesystemet enn for jordtap ved overflateavrenning.

3.4 Begrensninger og usikkerheter

Vi gjør oppmerksom på at resultatene som her er presentert, 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. Dette gjelder særlig for høstkorn med høstpløying, der plantedekkets utvikling om høsten, tidspunkt for jordarbeiding og såing i forhold til når de store nedbørsepisodene kommer, og grad av overvintring, har mye å si for erosjonsrisikoen. I modellen kommer høstkorn med høstpløying ut som en mer erosjonsutsatt kultur enn vårkorn med høstpløying, og dette er basert på forsøksdata fra Norge, Sverige, Finland og Danmark. Erosjonsrisikoen vil naturlig nok være lavere i år med spesielt gunstige forhold for høstkorndyrking og lite høstnedbør, og høyere i mer ugunstige år. Høstpløying og høstharving til høstkorn vil foregå tidligere om høsten enn for areal med vårkorn. Også den relative effekten av andre driftstyper vil variere mellom år, men antakelig i noe mindre grad enn for høstkorn.

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 et al. (2015) 1 gis en generell oversikt over de viktigste usikkerhetene i Agricat 2. Beskrivelsen er deskriptiv, da usikkerhetene er vanskelige å kvantifisere. Usikkerhetene er også påvirket av at ny beregningsmetode med nye erosjonsrisikokart er tatt i bruk, men endringen i usikkerheter er ikke kvantifiserbar.

4 Konklusjon/sammendrag

En enkel, empirisk modell, Agricat 2, er brukt for å framskaffe estimater for erosjon og fosforavrenning fra jordbruksarealer i 16 tiltaksområder i vannområdet PURA, gitt faktisk drift i 2018. Arealfordelingen som representerer faktisk drift 2018 har framkommet av registerdata fra Landbruksdirektoratet (søknad om produksjonstilskudd, søknad om RMP-tilskudd (eStil og jordleietabellen) og føringer/informasjon fra Follo Landbrukskontor, og er fordelt på arealene etter bestemte rutiner i modellen. Effekter av eksisterende grasdekte buffersoner, som registrert i eStil, og 15 fangdammer, inngikk også i beregningene.

I 2018 var det stubb på 28 % og gras på 20 % av det dyrka arealet i PURA. Jordarbeiding om høsten utgjorde det resterende arealet (52 %), hvorav 39 % høstpløying til vårkorn og høstkorn, poteter og grønnsaker, og 13 % høstharving til vårkorn, frukt og bær. Arealfordelingen varierte mellom tiltaksområder – noen var totalt dominert av gras, mens andre hadde en stor andel høstpløying. For vannområdet som helhet var den største forskjellen i arealfordeling sammenliknet med 2017 at høstkornarealet var høyere og arealet med høstpløying til vårkorn lavere i 2018 enn i 2017. Sammenliknet med hele tidsperioden modellen er kjørt for i dette prosjektet (2014-2018), var det i sum noe lavere andel jordarbeiding om høsten i 2018 (52%, mot 55-61% årene før).

Jord- og fosfortap i vannområdet PURA i 2017 ble beregnet til totalt 3,6 kilotonn SS/år og 6,4 tonn TP/år. For individuelle tiltaksområder varierte jordtap fra nær 0 til knapt 2 kilotonn, og fosfortap fra nær 0 til drøyt 3 tonn. Tap per arealenhet dyrka mark var omtrent 90 kg SS/daa og 150 g TP/daa i snitt for vannområdet. Gjennomsnittlig tap per arealenhet varierte mellom tiltaksområdene, fra ca. 20 til 160 kg SS/daa, og 50 til 240 g TP/daa. Ettersom det for 2018 ble brukt en oppdatert beregningsmetode med nye erosjonsrisikokart som beregningsgrunnlag, er resultatene ikke direkte sammenliknbare med resultatene for perioden 2014-2017. Den oppdaterte beregningsmåten har imidlertid også blitt brukt for året 2016 i et annet prosjekt, og resultatene for vannområdet ble da 4 kilotonn SS/år og 6,7 tonn TP/år. Disse tallene er høyere enn for 2018, noe som skyldes at det var noe større andel med jordarbeiding om høsten i 2016 enn i 2018.

Litteraturreferanse

- Borch, H., Kværnø, S., Bechmann, M., 2014. Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat. *Bioforsk* 9(38).
- Julseth, L-M., og Solem, T., pers. medd. Inputdata. E-post-korrespondanser mai 2019.
- Lundekvam, H., 1990. Open åker og erosjonsproblem. Sammen drag. Foredrag ved konferansen om landbrukspolitik k og miljøforvaltning i Drammen 30.-31. Januar, 1990.
- Kirkby, M.J., Irvine, B.J., Jones, R.J.A., Govers, G., and PESERA team, 2008. The PESERA coarse scale erosion model for Europe. Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science* 59 (6), s. 1293-1306.
- Krogstad, T. 2001. Fosfor i dyrka jord i Ski kommune. - Beregning av fosfortap og vurdering av fosforinnhold i dyrka jord. IJVF rapport nr 3/01 (Inr. 93), 11s.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014a. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. *Bioforsk rapport* 9(37).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M., 2014b. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. *Bioforsk rapport* nr. 9(108).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Nytrø, T.E., 2015. Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2014. *Bioforsk rapport* nr. 10(62).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Nytrø, T.E., 2016. Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2015. *NIBIO-rapport* nr. 2(47).
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Nytrø, T.E., 2017. Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2016. *NIBIO-rapport* nr. 3(60).
- Kværnø et al., in prep. Avrenning, tiltak og kostnader i landbruks-områder i vannregion Glomma. Helhetlig tiltaksanalyse. (arbeidstittel). *NIBIO rapport* under arbeid.
- Wischmeier, W. H., and D. D. Smith, 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Trans. Int. Congr. Soil Sci.*, 7th, s. 418-425.

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.