



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Beregning av fosfortilførsler til vassdrag i jordbrukslandskap

Delrapport 2: Langbekken-Brubakkbekken

NIBIO RAPPORT | VOL. 8 | NR. 55 | 2022



Marie Uhlen Maurset, Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø, Stein Turtumøygard, Marianne
Bechmann

TITTEL/TITLE

Beregning av fosfortilførsler til vassdrag i jordbrukslandskap. Delrapport 2: Langbekken-Brubakkbekken

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marie Uhlen Maurset, Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø, Stein Turtumøygard, Marianne Bechmann

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
31.03.2022	8/55/2022	Åpen	52484	21/00282
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03059-1	2464-1162	17	1	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Trøndelag fylkeskommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jon Olav Veie

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannforurensning, kilderegnskap, fosfor, partikler, avløp, jordbruk

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jord og arealbruk, vannkvalitet

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Vassdrag i jordbruksdominerte nedbørfelt kan være sterkt påvirket av næringsstoffer fra jordbruksdrift, men også fra andre kilder som spredt avløp. For å redusere tilførslene er det nødvendig å vite hvilke kilder som bidrar og hvilke tiltak som gir effektiv reduksjon i tilførslene. I dette prosjektet har vi utarbeidet et kilderegnskap for fosfor og presentert tiltak og tiltakseffekter for to jordbruksdominerte nedbørfelt i Trøndelag (Hotranvassdraget i Levanger kommune og Langbekken-Brubakkbekken i Melhus kommune). Denne rapporten presenterer metoder og resultater for kilderegnskap og tiltakseffekter for nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken. Delrapport 1 presenterer tilsvarende arbeid gjort for Hotranvassdraget. Rapportene er delvis finansiert med regionale utviklingsmidler gjennom Trøndelag fylkeskommune.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Trøndelag

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Melhus

STED/LOKALITET:

Langbekken-Brubakkbekken

GODKJENT /APPROVED

JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

MARIE UHLEN MAURSET



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

1	Innledning.....	4
2	Materialer og metoder	5
2.1	Nedbørfelt	5
2.2	Målte fosfornivåer	6
2.3	Kilderegnskap for fosfortilførsel	6
2.3.1	Beregning av tilførsler fra jordbruk.....	6
2.3.2	Beregning av tilførsler fra private avløpsanlegg.....	7
2.3.3	Beregning av tilførsler fra kommunalt avløp.....	8
2.3.4	Beregning av tilførsler fra andre kilder	8
3	Resultater kilderegnskap	9
3.1	Kilderegnskap fosfor.....	9
3.2	Tilførsler fra jordbruk	11
3.3	Tilførsler fra privat og kommunalt avløp	11
3.4	Tilførsler fra andre kilder	11
3.5	Usikkerheter	11
4	Tiltak og effekter.....	12
4.1	Jordbrukstiltak.....	12
4.2	Tiltak for kommunalt og privat avløp	14
4.2.1	Private avløpsløsninger	14
4.2.2	Lekkasjer fra kommunalt avløpsnett.....	14
5	Konklusjoner	16
	Litteratur	17
	Vedlegg 1 Beskrivelse av modellen Agricat2.....	18

1 Innledning

Vassdrag i jordbruksdominerte nedbørfelt kan være sterkt påvirket av næringsstoffer fra jordbruksdrift, men kan også være påvirket av tilførsler fra spredt avløp. Noen vassdrag er også påvirket av tilførsler fra andre kilder som samferdsel og bebyggelse. Det er et mål å bedre vannkvaliteten i vassdrag som er sterkt påvirket av næringsstoffer, men for å iverksette effektive tiltak er det nødvendig med informasjon om hvor næringsstoffene kommer fra og hva som kan gjøres for å redusere tilførslene.

Formålet med dette prosjektet var å presentere et kilderegnskap for to nedbørfelt i Trøndelag (Hotranvassdraget i Levanger kommune og Langbekken-Brubakkbekken i Melhus kommune) ved å beregne tilførsler av fosfor fra jordbruk, avløp og andre kilder. Denne rapporten presenterer resultatene for Langbekken-Brubakkbekken, mens delrapport 1 presenterer tilførsler av fosfor til Hotranvassdraget i Levanger kommune. Fosfortapene er teoretiske og beregnet ved hjelp av modeller og standardkoeffisienter. Det er med andre ord usikkerheter knyttet til de faktiske utslippene fra ulike kilder i nedbørfeltet, og resultatene må behandles deretter.

2 Materialer og metoder

2.1 Nedbørfelt

Langbekken-Brubakkbekken befinner seg i Melhus kommune (se kart i figur 1). Nedbørfeltet er lokalisert nord-øst for Melhus sentrum og har et totalt areal på omtrent 11 km², der omtrent 39 % er jordbruksareal. Vannskillet finner vi på toppen av Vassfjellet og øvre del av nedbørfeltet befinner seg i et skogdominert område i vestskråningen ned fra Vassfjellet. Her består vassdraget av flere små bekker som samles i en større bekk nedenfor boligområdet ved Lauvset. Nedre del av nedbørfeltet befinner seg i et jordbruksdominert område med korn- og grasproduksjon. Bekken renner ut i Gaula ved Brubakken, nord for Melhus sentrum.



Figur 1. Kartet viser nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken i Melhus kommune. Rødt punkt markerer vassdragets utløp til Gaula.

Jordbruksarealet i nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken har en gjennomsnittlig P-AL-verdi på 12 mg/100 g. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flateerosjon) er 160 kg/daa. Det vil si at arealet ligger i snitt i erosjonsrisikoklasse 2. Tabell 2 viser fordelingen av arealet i de ulike erosjonsrisikoklassene.

Tabell 2. Fordeling av jordbruksarealet i nedbørfeltet mellom erosjonsrisikoklassene 1 – 4.

	1	2	3	4
Erosjonsrisiko	(0 – 50 kg/daa/år)	(50 – 200 kg/daa/år)	(200 – 800 kg/daa/år)	(> 800 kg/daa/år)
Andel jordbruksareal	50 %	21 %	27 %	1 %

2.2 Målte fosfornivåer

Vannprøver tatt ulike steder i nedre del av vassdraget 05.03.21 viser fosforkonsentrasjoner (total fosfor (TP)) på mellom 22 og 93 µg/l (opplysninger hentet fra vannmiljo.miljodirektoratet.no). Det er i vann-nett lagt inn tiltak for å begrense avrenning fra fulldyrket mark (miljøavtaler i jordbruket) og spredt bebyggelse (utbedring av separate avløpsanlegg).

2.3 Kilderegnskap for fosfortilførsel

Dette delkapitlet beskriver metodene som er benyttet for å beregne tilførsler fra jordbruk (2.2.1), private avløpsanlegg (2.2.2), kommunalt avløpsnett (2.2.3) og andre kilder (2.2.4).

2.3.1 Beregning av tilførsler fra jordbruk

2.3.1.1 Jord- og fosfortap fra jordbruksareal

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealet i nedbørfeltet ble beregnet med en empirisk modell, Agricat2 (Kværnø m.fl. 2014). Modellen beregner jordtap for ulike kombinasjoner av vekst og jordarbeiding («drift») ut fra erosjonsrisiko ved høstpløying (tallgrunnlag er NIBIOs erosjonsrisikokart), korrigeret for annen drift gjennom bruk av jordarbeidingsfaktorer. Jordtap fra arealer som drenerer til eventuell grasdekt kantsone i åker og/eller fangdammer blir videre modifisert gjennom beregning av disse tiltakenes renseeffekter (ikke inkludert i dette prosjektet). Fosforinnholdet på partiklene blir beregnet utfra P-AL i jord, teksturklasse og en anrikningsfaktor som korrigerer for at de små, mest eroderbare jordpartiklene er mer fosforrike enn større partikler. Til slutt blir fosfortapet fra arealene beregnet som en funksjon av jordtapet og fosforinnholdet på partiklene. Modellen beregner dermed hovedsakelig tap av partikkelbundet fosfor. Biotilgjengelig fosfor er for avrenning fra jordbruksareal satt til 20 % av total fosfor (TP). Agricat2 kjøres for definerte beregningsenheter, og beregnet jord- og fosfortap blir til slutt summert opp for de enkelte nedbørfeltene, uten å ta høyde for beregningsenhetenes nærhet til vassdrag og prosesser som medfører tilbakeholdelse av partikler og fosfor i landskapet. Modellen og resultatene er beheftet med diverse andre begrensninger og usikkerheter, som er nærmere beskrevet av Kværnø m. fl. (2014).

Agricat 2 er kun kjørt for areal som er jordsmonnsskartlagt. Det gjelder 74 % av jordbruksarealet i nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken. Resultatene for kartlagt areal er ekstrapolert til ikke kartlagt areal under antakelse av like forhold med tanke på erosjonsrisiko, drift og P-AL. Nærmere beskrivelse av Agricat 2 er gitt i vedlegg 1.

Agricat 2 ble kjørt med driftsdata for 2020, hentet fra søknad om produksjonstilskudd og e-Stil.

I tillegg til beregninger for registrert drift i 2020, er det også beregnet effekter av ulike tiltaksscenarioer:

- Ingen jordarbeiding om høsten på kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4
- Ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal
- Gras på areal i erosjonsrisikoklasse 3-4
- Grasdekt vannvei i dråg på kornareal
- Ingen jordarbeiding om høsten på kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4 og grasdekt vannvei i dråg på kornareal
- Ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal og grasdekt vannvei i dråg på kornareal
- Gras på areal i erosjonsrisikoklasse 3-4 og grasdekt vannvei i dråg på kornareal
- Grasdekt kantsone i åker på kornareal
- P-AL redusert til 10 mg/100 g der P-AL er høyere enn 10 mg/100 g på alt areal
- P-AL redusert til 7 mg/100 g der P-AL er høyere enn 7 mg/100 g på alt areal
- Ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal og P-AL redusert til 7 mg/100 g der P-AL er høyere enn 7 mg/100 g på alt areal
- Ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekt vannvei i dråg på kornareal P-AL redusert til 7 mg/100 g der P-AL er høyere enn 7 mg/100 g på alt areal

I tiltaksscenariene er grasdekt vannvei antatt å gi 100% eliminering av jord- og fosfortap som er forårsaket av erosjon i selve dråget, mens effekt på partikkeltransport fra tilførende areal ikke er beregnet. Grasdekt kantsone er lagt til på alt kornareal, uavhengig av nærhet til vassdrag.

Tiltakseffektene er angitt som prosent reduksjon i jord- og fosfortap i forhold til beregnet jord- og fosfortap for registrert drift i 2020.

2.3.1.2 Fosfortap fra jordbrukets punktkilder

Det er ikke gjort spesielle undersøkelser av lekkasjer fra gjødsel- og silolagre innenfor dette prosjektet. Det er tatt som utgangspunkt at alle gjødsel- og silolagre er tette. Det vil likevel alltid være en risiko for punktkilder fra melkerom, gjødsel- og silolager og risikoen er større jo flere husdyr der er.

2.3.2 Beregning av tilførsler fra private avløpsanlegg

Data om private avløpsanlegg er mottatt fra Melhus kommune. Listen som er oversendt anses for å være relevante for mulig utslipp til Langbekken-Brubakkbekken og består av totalt 84 anlegg, hvorav 8 er tilknyttet offentlig nett og derfor holdt utenfor beregningen. Kommunen opplyser at de fleste rensanleggene er gamle, og at det finnes lite informasjon om anlegg og plassering i kommunens arkiver. Dataene som er oversendt fra kommunen stammer fra prosjektet «Opprydding i spredte avløp» med opplysninger fra spørreskjema sendt ut i 2008. Informasjon om anleggstype er oppdatert der kommunen har opplysninger om endringer i senere tid.

For beregningene gjort i dette prosjektet har anleggsår for anleggene som manglet opplysninger om dette blitt satt til 1970. Dette gjelder 35 anlegg. Anlegg med manglende informasjon om anleggstype har blitt satt til direkte utslipp. For manglende informasjon om slamavskiller antas utslipp til

resipient. Utslipp for hvert anlegg er beregnet på grunnlag av anleggstype, belastning, alder, bygningstype og resipientavstand. Antall personer pr husstand er satt til 2.4 for alle anlegg.

Utslipp av fosfor ble for hvert anlegg beregnet i WebGIS avløp (Turtumøygard og Hensel 2021) og summert for hele nedbørfeltet. Biotilgjengelig fosfor er satt til 80 % av total fosfor (TP) i utslipp fra private avløpsanlegg og utlekking fra kommunalt avløpsnett. For å vurdere effekten av tiltak har vi valgt å beregne et scenario der alle private avløpsanlegg er oppgradert til en anleggstype som tilfredsstiller 90%-kravet.

2.3.3 Beregning av tilførsler fra kommunalt avløp

Tilførsler av fosfor fra kommunalt avløpsnett er beregnet på bakgrunn av belastning og sannsynlighet for lekkasje basert på avløpsledningens alder.

Alderen på avløpsnettet er usikker, men i samråd med kommunen velger vi å anta at ca. 7 % er bygget før 1970. Kommunen har opplyst at 1632 personer er tilknyttet kommunalt avløpsnett. Kommunen har opplyst at det ikke er utslipp fra kommunale renseanlegg til Langbekken-Brubakkbekken, men det finnes tre kloakkpumpestasjoner med overløp til vassdraget. Det er ikke gitt opplysninger om utslipp fra overløp.

2.3.4 Beregning av tilførsler fra andre kilder

Beregning av fosfortilførsler fra «andre kilder» er kilder som ikke er omfattet av landbruk og avløp. I dette prosjektet er disse kildene delt inn i naturlige og menneskeskapt arealtype, definert av arealtype i NIBIOs arealressurskart AR5; bebygd areal, samferdsel, innmarksbeite, skog, åpen fastmark, myr og ferskvann.

For å beregne fosfortilførselene for hver arealtype er det brukt koeffisienter for hver arealtype (Bechmann m.fl. 2016, Kvernø m.fl. 2019), multiplisert med det totale arealet av hver enkelt arealtype innenfor nedbørfeltet. Følgende koeffisienter ble benyttet:

- Skog: 11 og 6 g P /daa/år (med og uten marin leire). Andel biotilgjengelig P er satt til 10 %.
- Åpen fastmark: 5 g P /daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 10 %.
- Myr: 8 g P/daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 10 %.
- Deposisjon på ferskvann: 16 g P /daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 50 %.
- Innmarksbeite: 15 g P /daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 80 %.
- Bebyggelse og samferdsel: 7,5 g P /daa/år. Andel biotilgjengelig P er satt til 33 %

Arealene med skog ble delt inn i arealer med og uten marin leire. Områdene med marin leire (jordart = 41 og 43) ble plukket ut i løsmassekart fra Norges geologiske undersøkelse (NGU, lastet ned 15.02.22). Årsaken til denne inndelingen er at en antar at arealer med marin leire bidrar med høyere tilførsel av fosfor enn andre jordtyper. Fosforkoeffisientene for skog er satt til 11 g P /daa/år for arealer med marin leire og 6 g P /daa/år for arealer uten marin leire.

3 Resultater kilderegnskap

Resultatene fra kilderegnskapet for Langbekken-Brubakkbekken er beregnet for 2020.

3.1 Kilderegnskap fosfor

Resultatene for kilderegnskapet for fosfor viser at det tilføres ca. 1,4 tonn P/år til Langbekken-Brubakkbekken (tabell 1). Ifølge beregningene er det jordbruket som står for de største fosfortapene til Langbekken-Brubakkbekken (ca. 1,2 tonn P /år, noe som tilsvarer omtrent 85 % av de totale fosfortilførselene). Utslipp fra private avløpsanlegg står for omtrent 9 % av de totale fosfortilførselene (ca. 130 kg P/år). Utlekking fra kommunalt avløpsnett, avrenning fra samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og deposisjon på ferskvann står til sammen for de resterende 6 % av beregnede fosfortilførsler (totalt ca. 85 kg P/år).

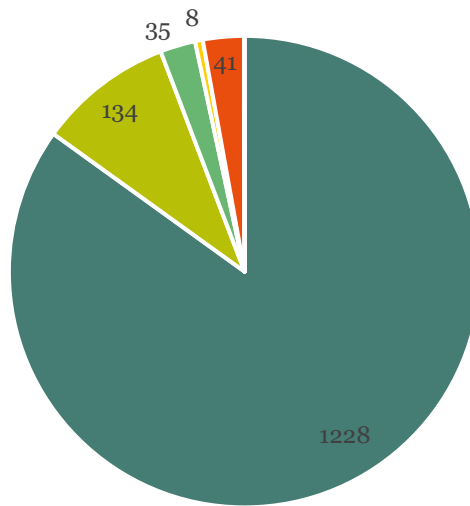
De største utslippene av biotilgjengelig fosfor stammer også fra jordbruket (ca. 250 kg/år) og tilsvarer omtrent 64 % av de totale årlige utslippene av biotilgjengelig fosfor. Private avløpsanlegg bidrar med omtrent 28 % av de årlige tilførselene av biotilgjengelig fosfor (ca. 110 kg/år), mens kommunalt avløp bidrar med ca. 7 % (ca. 30 kg/år).

Tabell 1. Oversikt over beregnet utslipp av TP (kg/år) og biotilgjengelig P fra ulike kilder. Jordbruk inkluderer her også innmarksbeite, mens skog og utmark inkluderer arealtypene skog, åpen fastmark og myr.

	Jordbruk	Privat avløp	Kommunalt avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Ferskvann (deposisjon)
Areal (daa)	4033	-	-	1020	5706	27
P (kg/år)	1228	134	35	8	41	0,4
Andel av total P-tilførsel (%)	85	9	2	1	3	0
Biotilgjengelig P (kg/år)	247	107	28	3	4	0,2
Andel av total biotilgjengelig P (%)	64	28	7	1	1	0

Figur 2 og 3 viser fordelingen av de beregnede utslippene av TP og biotilgjengelig fosfor til Langbekken-Brubakkbekken.

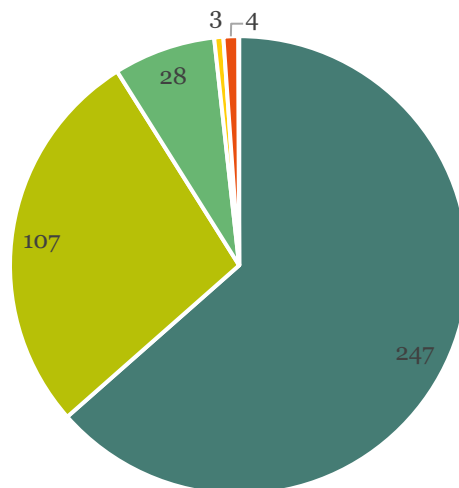
TP (1446 kg/år)



■ Jordbruk ■ Spredt avløp ■ Kommunalt avløpsnett ■ Samferdsel og bebyggelse ■ Skog og utmark

Figur 2. Beregnede årlige fosfortilførsler (kg TP/år) fra ulike kilder i nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken. Deposisjon på ferskvann utgjør veldig lite av totaltilførselen (0,4 kg) og er derfor ikke synlig i figuren.

Biotilgjengelig P (389 kg/år)



■ Jordbruk ■ Spredt avløp ■ Kommunalt avløpsnett ■ Samferdsel og bebyggelse ■ Skog og utmark

Figur 3. Beregnede årlige tilførsler av biotilgjengelig fosfor (kg/år) fra ulike kilder i nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken. Deposisjon på ferskvann utgjør veldig lite av totaltilførselen (0,2 kg) og er derfor ikke synlig i figuren.

3.2 Tilførsler fra jordbruk

Beregningene viser at jordbruket i nedbørfeltet til Langbekken-Brubakkbekken bidrar med et jordtap (suspendert stoff, SS) på ca. 610 tonn per år (157 kg/daa jordbruksareal), og et fosfortap på ca. 1,2 tonn P/år (316 g P /daa jordbruksareal) (figur 2 og 3). Utslippene av biotilgjengelig fosfor fra jordbruket er beregnet til ca. 250 kg/år og tilsvarer omtrent 64 % av de totale utslippene av biotilgjengelig fosfor. Punktutslipp fra jordbruket er ikke tatt høyde for i beregningene.

3.3 Tilførsler fra privat og kommunalt avløp

Ifølge beregningene bidrar private avløpsanlegg med omtrent 9 % av de totale fosforutslippene til Langbekken-Brubakkbekken (ca. 130 kg/år), mens utlekking fra kommunalt avløpsnett bidrar med omtrent 2 % av de totale fosfortilførselene (ca. 35 kg/år) (figur 2). Årlige utslipp fra private avløpsanlegg tilsvarer 110 kg biotilgjengelig fosfor (ca. 28 % av de totale utslippene av biotilgjengelig P), mens utlekking fra kommunalt avløpsnett tilsvarer ca. 30 kg biotilgjengelig P /år (omtrent 7 % av de totale utslippene av biotilgjengelig P) (figur 3). Disse resultatene er oppsummert i tabell 1, samt visualisert i figur 2 og 3.

3.4 Tilførsler fra andre kilder

Andre kilder enn jordbruk og avløp (skog og utmark, samferdsel og bebyggelse) bidrar med til sammen ca. 50 kg TP/år og 7 kg biotilgjengelig P/år, noe som tilsvarer 4 % av de totale fosforutslippene og 2 % av de biotilgjengelige fosforutslippene i kilderegnskapet (figur 2 og 3). Av disse kildene er det skog og utmark som bidrar med mest fosfor (ca. 40 kg TP/år). Bidraget av biotilgjengelig fosfor fra samferdsel/bebyggelse og skog/utmark bidrar med henholdsvis ca. 3 og 4 kg biotilgjengelig P årlig (tabell 1). Deposisjon på ferskvann utgjør minimalt av de totale fosfortilførselene til Langbekken-Brubakkbekken (ca. 0,4 kg TP / år).

3.5 Usikkerheter

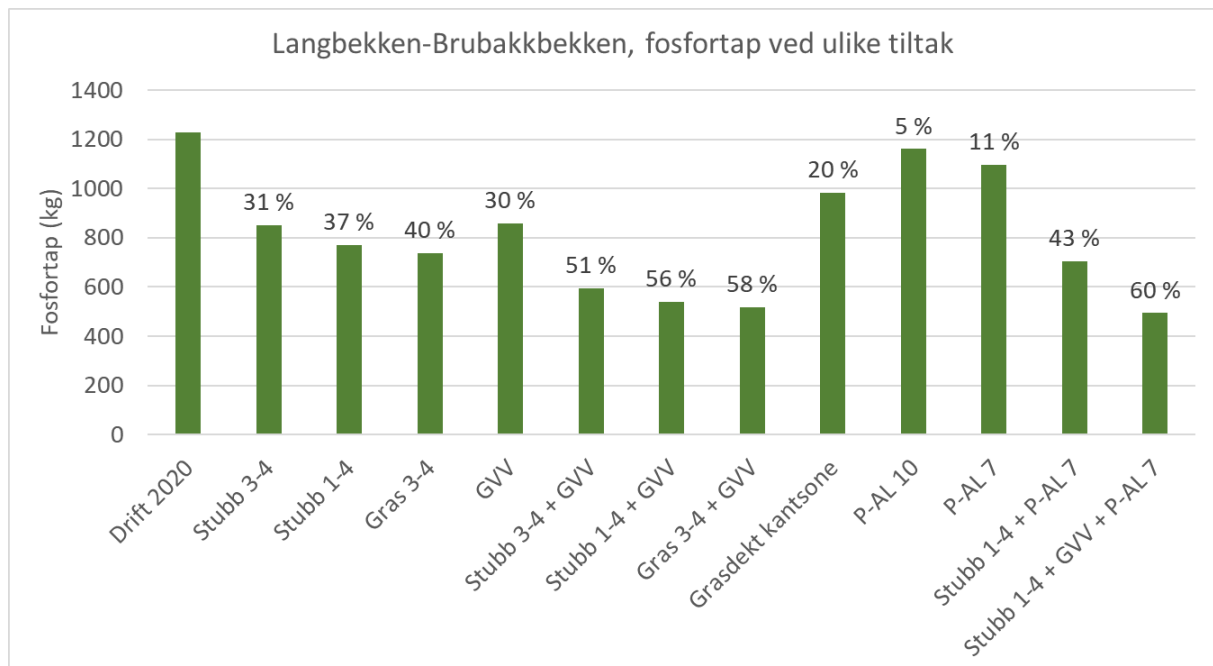
Ved beregninger gjort ved hjelp av modellene brukt i dette prosjektet vil det alltid være antakelser og usikkerheter som gjør at estimert fosfortap trolig ikke treffer akkurat på de faktiske tapene, nærmere beskrevet i kapittel 2.3.1.1 og vedlegg 1. Det er i tillegg en mulighet for at de reelle fosfortapene er noe høyere fordi vi i beregningene blant annet ikke har tatt hensyn til punktutslipp og kanterosjon/bekkeerosjon.

4 Tiltak og effekter

Påfølgende avsnitt beskriver tiltak som kan iverksettes for å redusere utslipp av fosfor fra jordbruk og avløp. Det er her gjort beregninger av hvilken effekt ulike tiltak vil ha for å redusere tapet av fosfor til vassdraget.

4.1 Jordbrukstiltak

I figur 4 er det presentert beregnede effekter av utvalgte tiltak mot erosjon og fosfortap fra jordbruksarealene. Stolpene viser mengde fosfortap for registrert drift i 2020 og for ulike scenarier der registrert drift er utgangspunktet og tiltak er gjennomført i tillegg. Over stolpene for tiltaksscenariene står prosent reduksjon i fosfortap i forhold til fosfortapet ved registrert drift i 2020. Beregningene tilsier at man kan oppnå mellom ca. 5 og 60 % reduksjon i fosfortap, avhengig av hvilke tiltak som gjennomføres. De utvalgte tiltakscenariene er ingen jordarbeiding på høsten (stubb), gras på areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 (Gras 3-4), grasdekt vannvei (GVV), grasdekt kantsone og reduksjon av P-AL til maks 10 (P-AL 10) og maks 7 (P-AL 7). Tallene 1-4 og 3-4 refererer til erosjonsrisikoklasse (flateerosjon).



Figur 4. Tap av partikkelbundet fosfor («fosfortap») ved registrert drift i 2020 og for ulike tiltaksscenarier (stolper), og prosent reduksjon i fosfortap for tiltaksscenariene i forhold til registrert drift i 2020 (tall over stolpene).

Ingen jordarbeiding om høsten (stubb): Å la åkeren overvintre i stubb, gir økt beskyttelse mot erosjon gjennom at stubben binder jorda og beskytter jorda mot løsrivelse og transport ved nedbør og overflateavrenning. Stubben kan i noe grad også fremme sedimentasjon av allerede eroderte partikler. I scenariet der alt kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4 legges i stubb, ble det beregnet 31 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 375 kg) sammenliknet med registrert drift i 2020. Ved å legge alt kornarealet i stubb, økte effektiviteten til 37 % reduksjon (ca. 460 kg) i fosfortap.

Gras på erosjonsutsatt areal: Gras er enda mer effektivt i å hindre erosjon og fremme sedimentasjon enn det stubb er. I scenariet der det ble lagt gras på alt kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4, ble fosfortapet redusert med 40 %, tilsvarende ca. 490 kg (jf. 31 % (375 kg) i tilsvarende scenario med stubb i klasse 3-4).

Grasdekt vannvei i dråg: Grasdekte vannveier beskytter mot erosjon i søkk/forsenkninger i terrenget, her kalt «dråg». De kan også redusere partikkeltransporten fra drågets tilførende areal til bekker eller kummer gjennom at partiklene sedimenterer i graset. I våre beregninger er det antatt at drågerosjon bidrar til 30 % av de totale tapene av både partikler og partikkelbundet fosfor, og det er antatt at grasdekt vannvei eliminerer jord- og fosfortap grunnet drågerosjon. Tiltakseffekten ble derfor 30 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 370 kg). I virkeligheten er det mer komplekst enn dette. Det er stor usikkerhet knyttet til hvor stor del av den totale erosjonen i dette nedbørfeltet som skyldes drågerosjon. Dessuten er effekten av grasdekt vannvei som tiltak mot erosjon, dårlig dokumentert – det er få forsøk der effekten er tallfestet. Den nevnte påvirkningen på partikkeltransport fra tilførende areal er også dårlig dokumentert, og ikke inkludert i våre beregninger.

Grasdekt kantsone i åker og liknende tiltak: Grasdekte kantsoner mot vassdragene kan gi redusert jord- og fosfortap til vassdraget ettersom kantsonen fungerer som en barriere der overflatevann kan bremses og infiltrere, og partikler kan sedimentere. Tiltakseffekten ble her beregnet til 20 % reduksjon i fosfortap (ca. 245 kg). I dette prosjektet har det ikke vært rom for analyser av hvilke arealer som vil påvirkes av kantsoner langs vassdragene. Det er derfor antatt at alt åkerareal påvirkes av tiltaket, uavhengig av vassdragsnærhet, hvilket naturligvis ikke er helt korrekt. Samtidig er det også slik at Agricat 2-modellen ikke tar hensyn til vassdragsnærhet – alt areal bidrar. Dermed kan den relative effekten likevel være noenlunde representativ.

Redusert P-AL (reduisert gjødsling): Redusert P-AL i jord betyr mindre fosfor på partiklene som eroderes, og også mindre fosfor som kan tapes fra jorda som løst fosfat (ikke beregnet her). De to scenariene med reduksjon av P-AL til 10 eller 7 mg/100 g på areal der P-AL var høyere enn dette, ga henholdsvis 5 og 11 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 66 og 130 kg) sammenliknet med fosfortap ved registrert drift i 2020 og registrerte P-AL-verdier. Tiltakseffekten vil være høyest på arealene med høyest P-AL. Redusert P-AL kan oppnås ved å redusere fosforgjødslingen slik at fosforbalansen blir negativ. Det tar tid å få ned fosforinnholdet i jorda, så selv med negativ fosforbalanse vil en ikke se effekt av det før det har gått en del år. Redusert gjødsling gir en tilleggseffekt ved at det blir mindre risiko for direkte tap av gjødsel med overflateavrenning i tilfelle nedbør rett etter gjødsling (ikke beregnet her).

Kombinasjon av ulike tiltak: En kombinasjon av flere av tiltakene som er beskrevet over, gir enda større reduksjon i jord- og fosfortap. Tiltakseffektene varierte for de ulike kombinasjonene:

- Stubb på alt kornareal kombinert med å redusere P-AL til 7 mg/100 g, ga 43 % (ca. 520 kg) reduksjon i fosfortap;
- Stubb eller gras i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, kombinert med grasdekte vannveier på alt kornareal, ga hhv. 51 og 58 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende henholdsvis ca. 630 og 710 kg).
- Stubb og grasdekt vannveier på alt kornareal, ga 56 % reduksjon i fosfortap (ca. 690 kg).
- Stubb og grasdekt vannveier på alt kornareal, samt reduksjon av P-AL til 7 mg/100 g, ga 60 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 730 kg), og var det mest effektive tiltaket av alle som ble beregnet.

Andre tiltak: Det er også en del andre tiltak som kan gjennomføres for å redusere jord- og fosfortap, som det ikke er beregnet effekter for i dette prosjektet:

- **Fangvekst:** Fangvekster binder jorda, bremser/fanger opp partikler og tar opp næringsstoffer utenom vekstsesongen. Effekten er, som for overvintring i stubb, størst på arealer med stor erosjonsrisiko. Tiltaket er aktuelt på kornareal, og også der det dyrkes poteter og grønnsaker (lite utbredt i dette nedbørfeltet).

- **Grasstripe i åker:** I korn-, potet- eller grønnsakåker kan det i lange hellinger, der vannet ellers kan få stor fart og kraft til å erodere, anlegges en stripe med gras på tvers av fallet. Denne bidrar til å redusere den effektive hellingslengden slik at det blir mindre overflateavrenning og erosjon.
- **Fangdammer, sedimentasjonsdammer og andre tekniske løsninger:** Disse tiltakene fanger og holder tilbake partikler og næringsstoffer. Renseeffekten av fangdammer er i forskningsprosjekter målt til 45-75 % for partikler, 21-44 % for fosfor og 3-15 % for nitrogen for fangdammer som har en størrelse på 0,1-0,4 % av arealet til nedbørfeltet som drenerer til fangdammen (Hauge *m.fl.* 2008). Renseeffekten øker med fangdammens størrelse i forhold til nedbørfeltet. Slike renseløsninger anbefales der erosjonsproblemene er størst. Det er viktig at anleggene vedlikeholdes, slik at effekten ikke reduseres over tid.
- **Hydrotekniske tiltak:** Der det er problemer med at overflatevann forårsaker overflateavrenning og erosjon, kan hydrotekniske tiltak være en løsning. Aktuelle tiltak er f.eks. nedløpskummer, kumdammer og avskjæringsgrøfter. Slike tiltak kan noen ganger kombineres med grastiltak (grasdekt vannvei, grasstripe i åker). Det er avgjørende at disse tiltakene utføres på riktig måte mht. beliggenhet, utforming og dimensjonering, hvis ikke kan de virke mot sin hensikt og i verste fall gi store erosjonsskader. Evt. ødelagte/ikke-fungerende anlegg bør repareres/oppgraderes.
- **Tiltak mot fosfortilførsel fra gjødsel:** Dette er tiltak som hindrer direkte tap av fosfor fra særlig husdyrgjødsel. Det omfatter f.eks. uggjødsel kantsoner på grasareal, forhindring av beiting nært vann, og spredetidspunkt for husdyrgjødsel.

4.2 Tiltak for kommunalt og privat avløp

Tiltak for å redusere tilførselen av fosfor fra private avløpsanlegg og kommunalt avløpsnett er beskrevet i avsnitt 4.2.1 og 4.2.2.

4.2.1 Private avløpsløsninger

Forurensingsforskriften krever at alle private renselanlegg har en løsning som renser minst 90 % fosfor. Dette kan oppnås dels ved å oppgradere dårlige anlegg, dels gjennom å knytte disse husstandene til offentlig avløpsnett. For Langbekken-Brubakkbekken vil en oppgradering til 90 % rensing innebære at utslippene reduseres med ca. 118 kg P/år til ca. 16 kg P/år.

4.2.2 Lekkasje fra kommunalt avløpsnett

Norsk Vann utarbeidet i 2017 en nasjonal bærekraftstrategi for vannbransjen. Her anbefales det en gjennomsnittlig fornyelsestakt for avløpsnettet på 1% hvert år frem til 2040. I tillegg forutsettes det kontinuerlig utbedring av ledningsnettet basert på blant annet lekkasjetytting og innvendig rørinspeksjon med kamera.

Det er vanskelig å tallfeste effekten av slike tiltak. I en tilsvarende utredning for Tunevannet i 2016 valgte man å benytte 0-2 % lekkasjer for ledningsnett bygget etter 1980 (Bechmann *m.fl.* 2016). Et mulig scenario for Langbekken-Brubakkbekken kan være at man klarer å redusere lekkasjene i avløpsnettet til 1%. I et slikt scenario vil P-utslippet fra lekkasjer bli redusert med ca. 25 kg P/år til ca. 10 kg P/år.

Tabell 3 viser beregnet utslipp før og etter tiltaksgjennomføring på private avløpsanlegg og kommunalt avløpsnett.

Tabell 3. Beregnet utslipp av fosfor (kg P/år) før og etter tiltaksgjennomføring og prosentvis reduksjon i årlige utslipp etter tiltaksgjennomføring.

	Før tiltak		Etter tiltak	
	Private avløp	Kommunalt avløpsnett	Private avløp	kommunalt avløpsnett
Utslipp (kg P/år)	134	35	16	10
Utslippsreduksjon (%)	-	-	88 %	71 %

5 Konklusjoner

Langbekken-Brubakkbekken er påvirket av fosfortilførsler fra både jordbruk og avløp, men jordbruket står for de største tilførslene (85 %, ca. 1,2 tonn TP/år). Punktutslipp fra jordbruket er ikke medregnet i disse tallene og det er usikkert hvor mye fosfor som tilføres vassdraget gjennom punktutslipp.

Fosfortilførsler fra spredt avløp og utlekking fra kommunalt avløp utgjør til sammen omtrent 11 % av de totale tilførslene i kilderegnskapet, der spredt avløp bidrar med mest fosfor (ca. 134 kg TP /år) mens utlekking fra kommunalt avløpsnett tilsvarer ca. 35 kg TP/år. Andre kilder bidrar med til sammen omtrent 4 % av de totale tilførslene av fosfor til Langbekken-Brubakkbekken, hvor avrenning fra skog utgjør den største delen (3 % av de totale tilførslene). Hvis en ser på biotilgjengelig fosfor tyder beregningene på at jordbruket fortsatt er den dominerende kilden, men med en noe mindre andel av totalen (ca. 64 %, tilsvarende ca. 250 kg/år) og spredt avløp / kommunalt avløpsnett med noe mer (henholdsvis ca. 28 og 7 %, tilsvarende ca. 110 og 30 kg/år).

I jordbruket er det flere tiltak som kan gjøres for å redusere fosfortilførselene i større eller mindre grad. Ved å legge alt kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4 i stubb gjennom vinteren vil man kunne redusere tilførslene av partikkelbundet fosfor med 31 % av nåværende tilførsler fra jordbruket, tilsvarende en reduksjon på ca. 375 kg/år. Dersom alt kornareal (erosjonsrisikoklasse 1-4) legges i stubb gjennom vinteren, vil denne reduksjonen tilsvare ca. 460 kg/år (37 %). Størst effekt vil man få dersom kornarealet legges i stubb, i tillegg til at P-AL nivåene reduseres til maks 7 og det etableres grasdekte vannveier. Dersom dette utføres på alt areal (grasdekte vannveier i alle dråg) vil dette tilsvare en utslippsreduksjon på 60 % av dagens fosforutslipp fra dyrket mark, tilsvarende ca. 730 kg/år.

Ved oppgradering av private avløpsanlegg til å rense minst 90 % fosfor (eventuelt kobling til kommunalt nett) vil en kunne redusere utslippene med ca. 120 kg TP / år, noe som tilsvarer 88 % reduksjon i fosfortilførselene fra spredt avløp, sammenliknet nåværende tilstand. Ved oppgradering av kommunalt avløpsnett slik at man klarer å redusere lekkasjene til 1 % vil man kunne redusere tilførslene med ca. 25 kg TP /år.

Litteratur

- Bechmann, M., Haande, S., Kværnø, S., Poverud, L.M., Turtumøygard, S. 2016. Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. NIBIO Rapport, 2 (115). 48 s.
- Hauge, A., Blankenberg, A-G. B., Hanserud, O. S. 2008. Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL. Bioforsk-rapport 3(140). 43 s.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M. 2014. 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., Bechmann, M., Engebretsen, A. Krzeminska, D. 2019. Tiltaksanalyse for vannregion Glomma. Avrenning, tiltak og kostnader i landbruksområdene. NIBIO-rapport 5(173), 169 s.
- Turtumøygard, S. og Hensel, G. 2021. WebGIS avløp. Fagsystem for avløp fra private avløpsanlegg. NIBIO pop 7(31).
- Øygarden, L., Skjevdal, R., Eggestad, H. O. og Vandsemb, S. 2003. Kartlegging av erosjonsformer i JOVÅ felt. Jordforsk-rapport 34+v.

Vedlegg 1 Beskrivelse av modellen Agricat2

I grunnlagsberegningene i Agricat 2 inngår kart over nedbørfeltgrenser, jordsmonnkart med data for erosjonsrisiko ved høstpløying og annen jordsmonninformasjon, kart over eiendomsgrenser og data for fosforstatus i jord (P-AL). Jord- og fosfortap er beregnet for ett utvalgt år (2020), basert på registerdata fra Landbruksdirektoratet (søknad om produksjonstilskudd og eStil). Herunder følger en mer detaljert beskrivelse av hvordan dette er gjort.

Agricat2 bruker en datatabell på fast format som input. Denne tabellen inneholder:

1. ID-felt (her: navn/nummer på nedbørfelt);
2. kontinuerlige verdier for areal av hver beregningsenhet, i dekar;
3. kontinuerlige verdier for erosjonsrisiko ved høstpløying, i kg/daa/år, fordelt på overflate- og grøfteavrenning;
4. klasseverdi for avsetningstype;
5. klasseverdi som viser om arealet er bakkeplanert eller ikke;
6. klasseverdi for tekstur/kornfordeling;
7. kontinuerlige verdier for P-AL i mg/100 g jord;
8. klasseverdi for driftskategori;

Disse verdiene har vi framskaffet på følgende måte:

Kart over nedbørfeltgrenser – laget i NVEs kartløsning NEVINA.

Jordsmonnkart – fra NIBIOs lokale databasesystem, samt kart lastet ned fra Kilden (03.01.22). Kart og tilhørende datatabeller for Melhus kommune ble klippet mot kart over nedbørfeltgrensen for Langbekken-Brubakkbekken. Polygonene i kartet som er resultat av å kombinere nedbørfeltkartene og jordsmonnkartet, ble brukt som beregningsenheter i Agricat2, og tilhørende datatabell ga input til punkt 1.-6. i punktlisten over.

Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkelen - Eiendomskart Teig). Det ble lastet ned (03.01.22) kart for Melhus kommune, og dette ble klippet mot kart over nedbørfeltgrensen og jordsmonnkart for å ekskludere de eiendommene som ikke ligger i nedbørfeltet og for å få med kun eiendommer med dyrka mark. Eiendomskart ble kombinert med nedbørfeltkart for å identifisere hvilke eiendommer som har areal i nedbørfeltet.

Verdier for P-AL – fra Jorddatabanken ved NIBIO. Tallene ble hentet ut per eiendom i de tilrettelagte eiendomskartene (se over). Det ble beregnet gjennomsnittlig P-AL per eiendom for hvert år mellom 1995 og 2016. For hver eiendom ble nyeste gjennomsnittsverdi valgt og lagt inn i jordsmonnpolygonene som ligger innenfor eiendommen. Det ble også beregnet gjennomsnittlig P-AL for nedbørfeltet, og disse verdiene ble lagt inn i jordsmonnpolygoner innenfor eiendommer som manglet P-AL-data. P-AL-verdiene dekker punkt 7. i punktlisten over.

Arealfordeling av drift i 2020 – fra Landbruksdirektoratet (søknad om produksjonstilskudd, eStil). Arealfordeling av aktuelle vekster ble definert ved å koble eiendommene i nedbørfeltet med en tabell fra søknad om produksjonstilskudd, der det foreligger tall for areal av vekst per eiendom per år. Vekstene ble kategorisert i fire *vekstkategorier*:

V1 – vårkorn

V2 – høstkorn, potet og grønnsaker

V3 – frukt og bær

V4 – overflatedyrka og fulldyrka eng

Vekstkategoriene ble videre delt i fem *driftskategorier*, som representerer vekst kombinert med jordarbeiding, på følgende måte:

D1a – vårkorn med ingen jordarbeiding om høsten eller fangvekst: Dette arealet ble stedfestet ved å koble jordsmonnkartet med kart over RMP-tiltak (eStil, omsøkt areal tegnet inn av søker) der kun de relevante tiltakene var plukket ut (kodet som «ingen jordarbeiding om høsten» og «fangvekst som undervekst»).

D1b – vårkorn med høstpløying: Areal av D1b = areal av V1 minus arealet av D1a.

D2 – høstkorn, potet og grønnsaker: Areal av D2 = areal av V2.

D3 – frukt og bær: Areal av D3 = areal av V3.

D4 – overflatedyrka og fulldyrka eng: Areal av D4 = areal av V4.

Det ble valgt å fordele driftskategoriene D1b-D4 jevnt over hele «restarealet» (arealet som ikke er kategorisert som D1a), utfra prosentfordelingen i nedbørfeltet. Fordeling av driftskategorier per nedbørfelt dekker punkt 8. i punktlisten over. Det bemerkes at det var mange eiendommer i nedbørfeltene (Hotransvassdraget og Langbekken-Brubakkbekken) der det ikke fantes data i produksjonstilskuddsregisteret, og vi har ikke tatt hensyn til jordleie. Tallene for arealfordeling er derfor usikre.

Agricat 2 ble først kjørt for de beregningsenhetene som hadde driftskategori D1a. Deretter ble Agricat 2 kjørt fire ganger for beregningsenhetene i restarealet, med 100% dekning av hver av de fire driftskategoriene D1b-D4. Sum jord- og fosfortap for hele arealet, gitt arealfordelingen i 2020, ble beregnet slik:

$$SS_{2020} = SS_{D1a} + SS_{D1b} \times A_{D1b} + SS_{D2} \times A_{D2} + SS_{D3} \times A_{D3} + SS_{D4} \times A_{D4} \quad (\text{Formel 1})$$

$$P_{2020} = P_{D1a} + P_{D1b} \times A_{D1b} + P_{D2} \times A_{D2} + P_{D3} \times A_{D3} + P_{D4} \times A_{D4} \quad (\text{Formel 2})$$

der

SS_{2020} og P_{2020} er henholdsvis jord- og fosfortap beregnet for arealfordelingen i 2020;

SS_{D1a} og P_{D1a} er jord- og fosfortap beregnet for areal med driftskategori D1a;

SS_{D1b} - SS_{D4} og P_{D1b} - P_{D4} er henholdsvis jord- og fosfortapet for restarealet ved 100% dekningsgrad av driftskategori D1b – D4;

$A_{D1b} - A_{D4}$ er andel av restareal innenfor driftskategori D1b – D4 i 2020.

Erosjonsrisikoen som ligger i jordsmonnkartets datatabell, er kun representativ for prosessene flate- og rilleerosjon og jordtap gjennom grøftene. Vi har i sluttberegningen økt det totale jord- og fosfortapet slik at erosjon i søkk/forsenkninger (drågerosjon) utgjør 30% av det totale jord- og fosfortapet i nedbørfeltene. Dette er basert på beregninger (Kværnø, unpubl.) og feltobservasjoner (Øygarden m.fl. 2003; Barneveld, unpubl.) fra nedbørfeltet Skuterud i kommunene Ås og Nordre Follo.

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.