



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Beregning av fosfortilførsler til vassdrag i jordbrukslandskap

Delrapport 1: Hotranvassdraget

NIBIO RAPPORT | VOL. 8 | NR. 54 | 2022



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

TITTEL/TITLE

Beregning av fosfortilførsler til vassdrag i jordbrukslandskap. Delrapport 1: Hotranvassdraget

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	8/54/2022	Åpen	52484	21/00282
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03058-4	2464-1162	18	1	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Trøndelag fylkeskommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jon Olav Veie

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannforurensing, kilderegnskap, fosfor, partikler, avløp og 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 Hotranvassdraget. Delrapport 2 presenterer tilsvarende arbeid gjort for Langbekken-Brubakkbekken. Rapportene er delvis finansiert med regionale utviklingsmidler gjennom Trøndelag fylkeskommune.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Trøndelag

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Levanger

STED/LOKALITET:

Hotranvassdraget

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	Kilderegnskap for fosfortilførsel	6
2.2.1	Beregning av tilførsler fra jordbruk.....	6
2.2.1	Beregning av tilførsler fra private avløpsanlegg.....	7
2.2.2	Beregning av tilførsler fra kommunalt avløp.....	7
2.2.3	Beregning av tilførsler fra andre kilder	8
2.3	Målte fosfornivåer	8
3	Resultater kilderegnskap	10
3.1	Kilderegnskap fosfor.....	10
3.2	Tilførsler fra jordbruk	12
3.3	Tilførsler fra privat og kommunalt avløp	12
3.4	Tilførsler fra andre kilder	12
3.5	Beregnete og målte fosfortap.....	12
4	Tiltak og effekter.....	14
4.1	Jordbrukstiltak.....	14
4.2	Tiltak for kommunalt og privat avløp	16
4.2.1	Private avløpsløsninger	16
4.2.2	Lekkasjer fra kommunalt avløpsnett.....	16
5	Konklusjoner	17
	Litteratur	18
	Vedlegg 1. Beskrivelse av Agricat2.....	19

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.

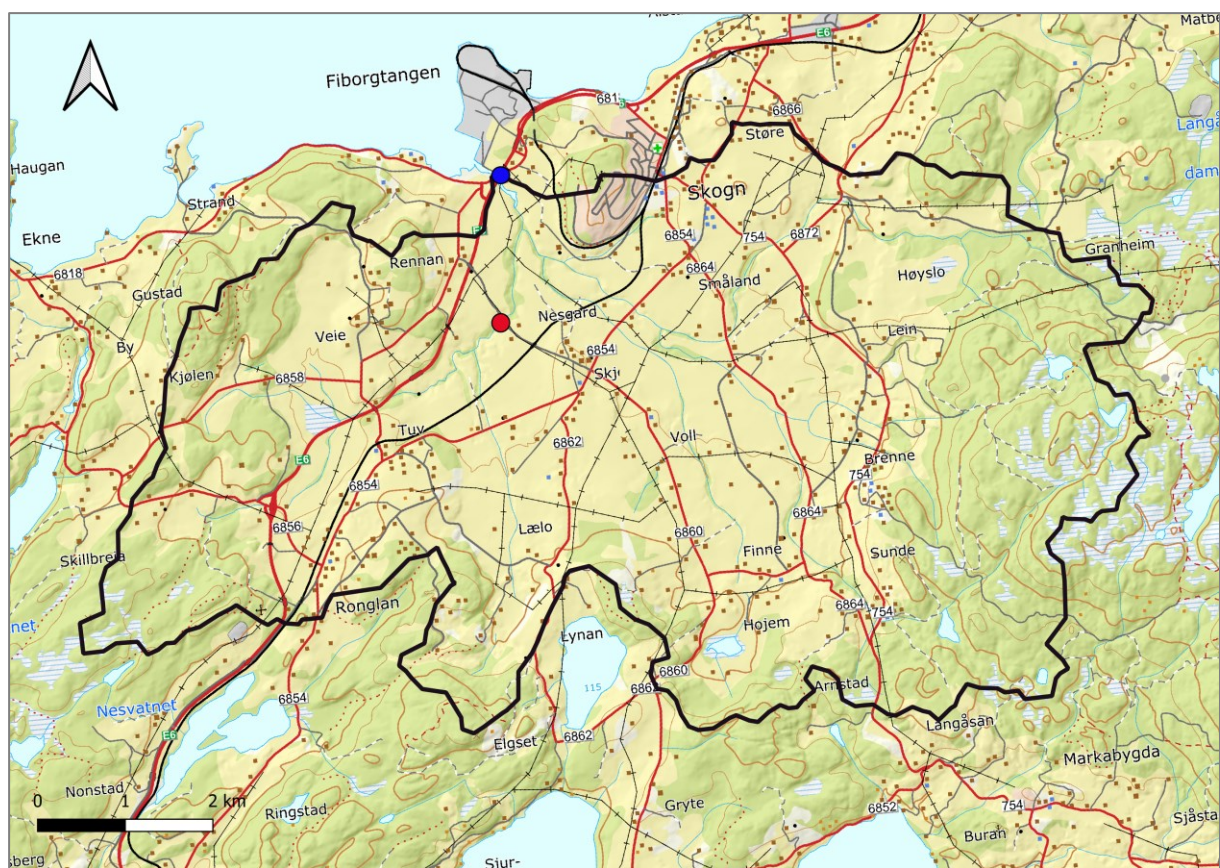
Formålet med dette prosjektet var å presentere et kilderegnskap og effekter av tiltak mot fosfortap fra jordbruk, avløp og andre kilder for to nedbørfelt i Trøndelag (Hotranvassdraget i Levanger kommune og Langbekken/Brubakkbekken i Melhus kommune). Denne rapporten presenterer resultatene for Hotranvassdraget, mens delrapport 2 presenterer tilførsler av fosfor til Langbekken-Brubakkbekken i Melhus 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

Hotranvassdraget befinner seg i Levanger kommune (se kart i figur 1). Vassdraget har flere forgreininger (bl.a. Leiraelva, Ståbekken og Hovselva), samt flere mindre bekker lenger opp i vassdraget. Nedbørfeltet har et totalt areal på ca. 57 km² og er lokalisert på Skogn/Ronglan. Vassdraget har sitt utløp i Trondheimsfjorden ved Fiborgtangen. Jordbruksarealet dekker omtrent 54 % av nedbørfeltet (ca. 31 km²), og består hovedsakelig av korn- og grasareal.

Gjennom JOVA-programmet har NIBIO data på vær, vannføring og tap av næringsstoffer fra målestasjonen i Hotranvassdraget fra de siste 30 årene. JOVA-målestasjonen er lokalisert i et av de mindre vassdragene som inngår i Hotranvassdraget. I dette prosjektet har vi sett på hele Hotranvassdraget. Dataene fra JOVA-programmet er derfor ikke direkte overførbare, men gir en god indikasjon på de faktiske nivåene av fosfor og suspendert stoff i vannet.



Figur 1. Kartet viser nedbørfeltet til Hotranvassdraget i Levanger kommune. Blått punkt markerer utløpet av Hotranelva til Trondheimsfjorden. Rødt punkt markerer målestasjonen i JOVA-programmet.

Jordbruksarealet innenfor nedbørfeltet til Hotranvassdraget bestod i 2020 av omtrent 40 % gras og 60 % korn ifølge Søknad om produksjonstilskudd. Omtrent 40 % av kornarealet (5724 daa) lå i stubb gjennom vinteren i 2020. Gjennomsnittlig P-AL for jordbruksarealet er 11 mg/100g og gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flateerosjon) er 90 kg/daa. Det vil si at arealet i snitt ligger i erosjonsrisikoklasse 2. Tabell 2 viser fordelingen av arealet i de ulike erosjonsrisikoklassene.

Tabell 2. Fordeling av jordbruksareal 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 %	41 %	7 %	1 %

Det har gjennom flere år vært et stort fokus på vannkvaliteten i Hotranvassdraget og mulighetene for forbedring, blant annet gjennom prosjektene «Opprydding i mindre avløpsanlegg Hotranvassdraget» (Kolstad 2018) og «Redusert landbruksforurensning i Hotran, Levanger kommune» (Kolstad 2017).

2.2 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).

2.2.1 Beregning av tilførsler fra jordbruk

2.2.1.1 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), korrigert 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 renses effekter (ikke inkludert i dette prosjektet). Fosforinnholdet på partiklene blir beregnet ut fra 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 hele nedbørfeltet, 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 79 % av jordbruksarealet i nedbørfeltet til Hotranvassdraget. 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% eliminasjon 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.

2.2.1.2 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. Dessuten kan utslipp av vaskevann fra fjørfeproduksjon være en kilde til næringsstoffer i vassdraget, men dette er ikke vurdert her.

2.2.1 Beregning av tilførsler fra private avløpsanlegg

Data om private avløpsanlegg er mottatt fra kommunen. Disse er innhentet i forbindelse med rapporten *Opprydning i mindre avløpsanlegg Hotranvassdraget* (Kolstad 2018).

En del av de mottatte anleggene var koordinatfestet. De øvrige har fått koordinat ved kobling mot senterpunktet for grunneiendommen. 2 anlegg lot seg ikke stedfeste og i tillegg er 8 anlegg til gjødsellager holdt utenfor. Det er registrert 197 private avløpsanlegg.

Utslipp for hvert anlegg er beregnet på grunnlag av anleggstype, belastning, alder, bygningstype og avstand til resipient. 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 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.

2.2.2 Beregning av tilførsler fra kommunalt avløp

Tilførsler av fosfor fra kommunalt avløpsnett er beregnet på bakgrunn av sannsynlighet for lekkasje basert på avløpsledningens alder. Kommunen har opplyst at alle ledninger er bygget etter 1970. På dette grunnlaget har vi valgt å beregne en gjennomsnittlig lekkasje på 3 %. Kommunen har opplyst at det er 1858 personer tilknyttet kommunalt avløpsnett i nedbørfeltet. Kommunen har opplyst at det ikke er utslipp fra kommunale renseanlegg til Hotranvassdraget, men det finnes 12

kloakkpumpestasjoner med nødoverløp til vassdraget. Det er ikke gitt opplysninger om utslipp fra overløp.

2.2.3 Beregning av tilførsler fra andre kilder

Beregning av fosfortilførsler fra «andre kilder» er kilder som ikke er omfattet av landbruk og avløp. I denne rapporten er disse kildene delt inn i naturlige og menneskeskapt kilder, definert av fosfortilførsler fra arealtypene i NIBIOs arealressurskart AR5: bebygd areal, samferdsel, innmarksbeite, skog, åpen fastmark, myr og deponisjon på ferskvann.

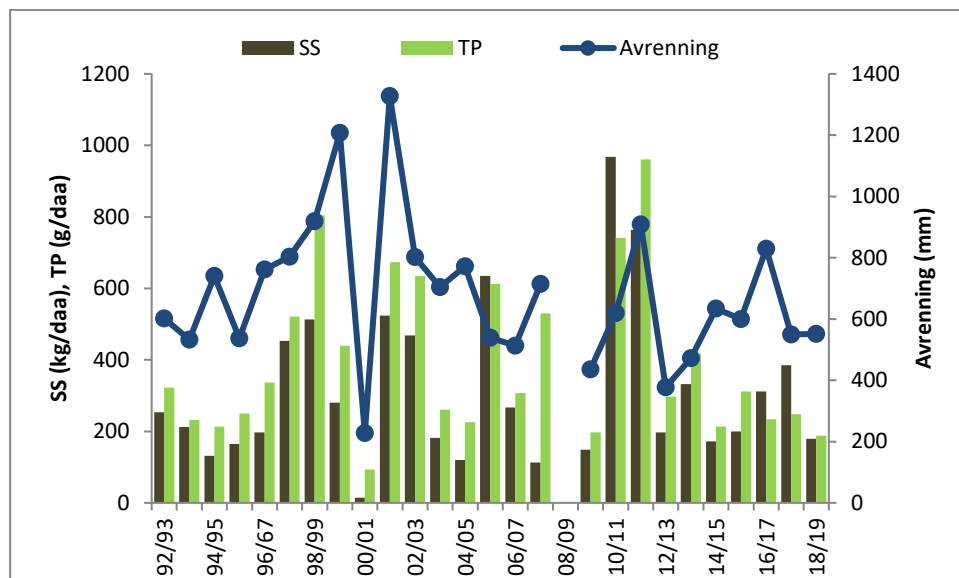
For å beregne fosfortilførselene for hver arealtype er det brukt koeffisienter for hver arealtype (Bechmann m.fl. 2016, Kværnø m.fl. 2019), multiplisert med det totale arealet av hver enkelt arealtype innenfor nedbørfeltet. Følgende koeffisienter ble benyttet:

- 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 %.
- Deponisjon 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 undersøkelser (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.

2.3 Målte fosfornivåer

NIBIO har to målestasjoner i Hotranvassdraget som inngår i JOVA-programmet (program for jord- og vannovervåking i jordbruket). Målestasjonene er lokalisert i to ulike deler av vassdraget (Leiraelva og Ståbekken). Den nyeste målestasjonen (i Ståbekken) ble bygget i 2021 og er ikke 100 % operativ enda. Målestasjonen i Leiraelva ble etablert i 1992 og har i 30 år levert data om vær, avrenning og tap av jord og næringsstoffer. Ved målestasjonen tas det vannprøver flere ganger i døgnet som samles opp i en vandunk i et kjøleskap i målehytta. Hver 14. dag hentes det ut en vannprøve (blandprøve) fra vandunken. Vannprøvene analyseres for blant annet næringsstoffer og suspendert stoff (SS). Gjennomsnittlig årlig tap av totalfosfor (TP) lå i perioden 1992-2019 på 385 g P/daa jordbruksareal, med laveste og høyeste målte årlige tap på henholdsvis 93 og 960 g P/daa. Gjennomsnittlig tap av SS lå i samme periode på 305 kg/daa jordbruksareal, med laveste og høyeste årlige tap på henholdsvis 10 og 968 kg/daa (Bechmann m.fl. 2021). Figur 2 viser avrenning, samt tap av suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) for jordbruksarealet i Hotran i perioden 1992 – 2019. Hver overvåkingssesong går fra mai måned et år til mai måned neste år. Dataene er derfor presentert for overvåkingssesongene 1992/1993 – 2018/2019.



Figur 2. Avrenning og tap av suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) for jordbruksarealene i nedbørfeltet til JOVA-målestasjonen i perioden 1992 - 2019.

I JOVA-feltet i Hotranvassdraget er andelen dyrka mark ca. 56 % og totalt sett i hele nedbørfeltet til Hotranvassdraget er den ca. 54 %. Gjennomsnittlig erosjonsrisiko (flateerosjon) er noe høyere i JOVA-feltet (120 kg/daa) enn totalt i nedbørfeltet til hele Hotranvassdraget (90 kg/daa). Det er kun små forskjeller mellom de to nedbørfelteten når det gjelder andel korn og gras, andelen kornareal i stubb og gjennomsnittlig P-AL. Det vil uansett være noe usikkerhet knyttet til disse arealtallene fordi de er basert på søknad om produksjonstilskudd. Det mangler her data for en rekke driftsenheter og det er ikke tatt hensyn til jordleie. Vi kan dermed ikke si at det er vesentlige forskjeller mellom arealene i JOVA-feltet og arealene i Hotranvassdraget totalt sett når en vurderer forhold som kan ha betydning for tap av jord og næringsstoffer til vassdraget.

3 Resultater kilderegnskap

Resultatene fra kilderegnskapet for Hotranvassdraget er beregnet for år 2020.

3.1 Kilderegnskap fosfor

Resultatene for kilderegnskapet for fosfor viser at det tilføres ca. 6 tonn P/år til Hotranvassdraget (tabell 1). Ifølge beregningene er det jordbruket som står for de største fosfortapene til Hotranvassdraget (5,6 tonn P /år, noe som tilsvarer om lag 92 % av de totale fosfortilførselene). Utslipp fra private avløpsanlegg står for litt over 4 % av de totale fosfortilførselene (ca. 260 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 4 % av beregnede fosfortilførsler (totalt ca. 225 kg P/år).

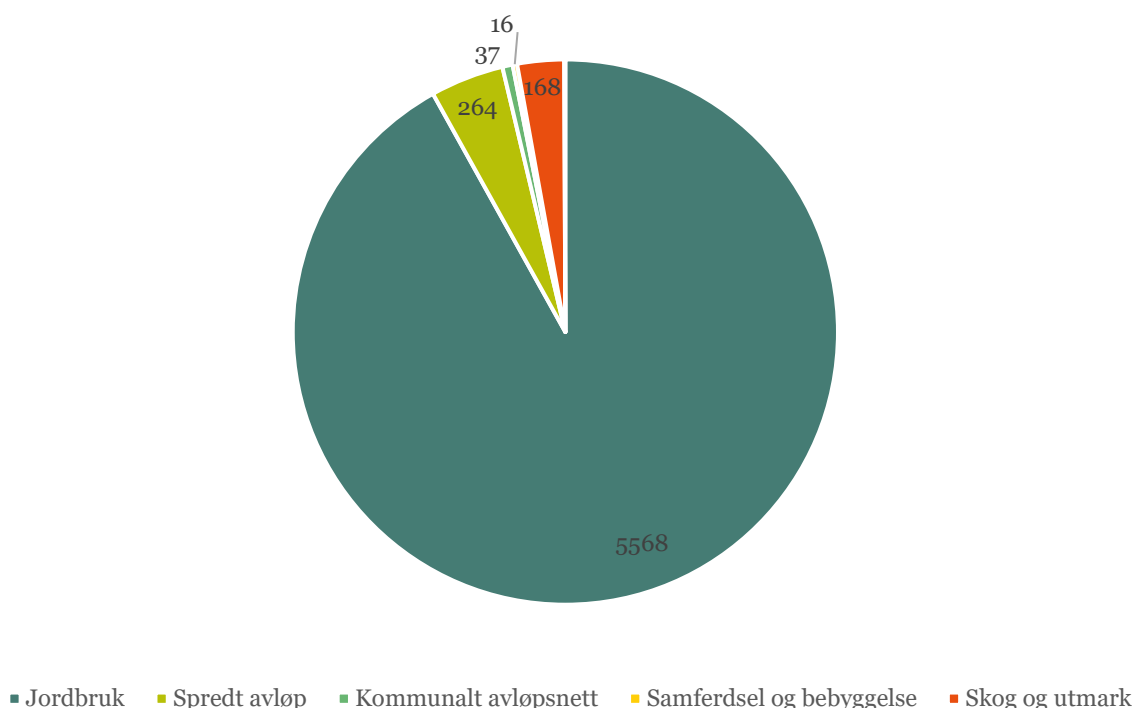
De største utslippene av biotilgjengelig fosfor stammer også fra jordbruket (ca. 900 kg/år) og tilsvarer omtrent 75 % av de totale årlige utslippene av biotilgjengelig fosfor. Private avløpsanlegg bidrar med omtrent 20 % av de årlige tilførselene av biotilgjengelig fosfor (ca. 240 kg/år), mens kommunalt avløp bidrar med ca. 2,5 % (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 arealtype skog, åpen fastmark og myr.

	Jordbruk	Privat avløp	Kommunalt avløpsnett	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Ferskvann (deposisjon)
Areal (km²)	31	-	-	2	23	0,2
P (kg/år)	5568	264	37	16	168	4
Andel av total P-tilførsel (%)	92	4	0,6	0,3	3	0,1
Biotilgjengelig P (kg/år)	898	241	30	5	17	2
Andel av total biotilgjengelig P (%)	75	20	3	0,4	1	0,2

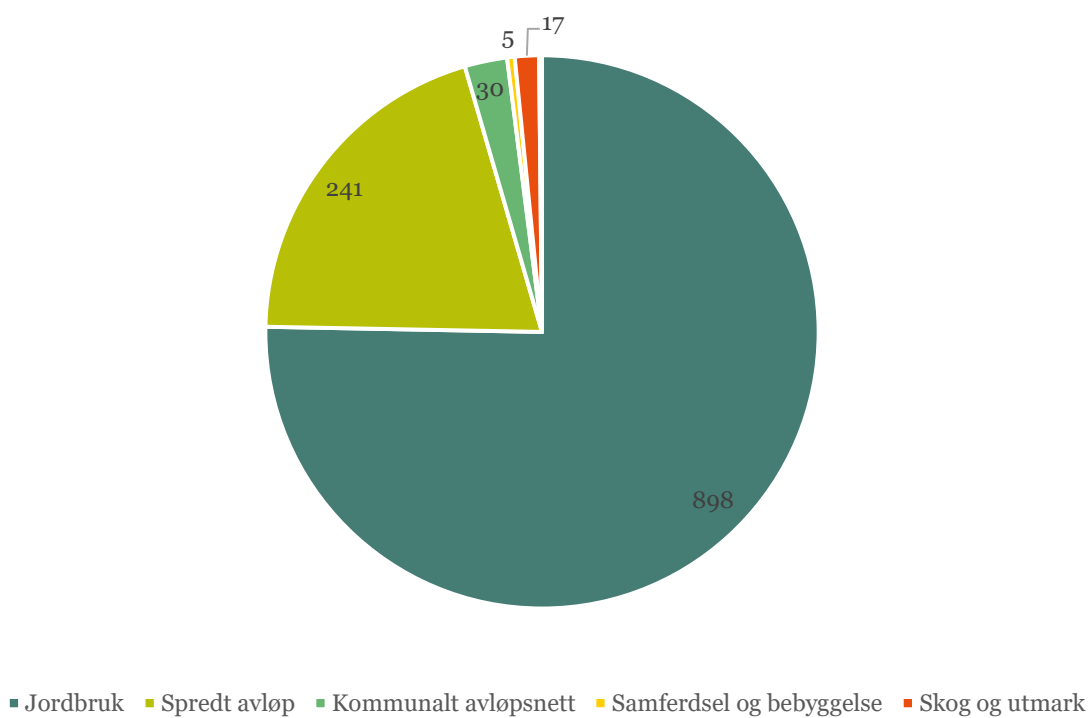
Figur 3 og 4 viser fordelingen av de beregnede utslippene av total fosfor (TP) og biotilgjengelig fosfor til Hotranvassdraget.

TP (6057 kg/år)



Figur 3. Beregnede årlige fosfortilførsler (kg TP / år) fra ulike kilder i nedbørfeltet til Hotranvassdraget. Deposisjon på ferskvann utgjør veldig lite av totaltilførselen (4 kg) og er derfor ikke synlig i figuren.

Biotilgjengelig P (1193 kg/år)



Figur 4. Beregnede årlige tilførsler av biotilgjengelig fosfor (kg/år) fra ulike kilder i nedbørfeltet til Hotranvassdraget. Deposisjon på ferskvann utgjør veldig lite av totaltilførselen (2 kg) og er derfor ikke synlig i figuren.

3.2 Tilførsler fra jordbruk

Beregningene viser at jordbruket i nedbørfeltet til Hotranvassdraget bidrar med et jordtap (SS) på omtrent 2350 tonn per år (80 kg/daa jordbruksareal) og et fosfortap på ca. 5540 kg P/år (189 g P /daa jordbruksareal). Beregningene gjort ved hjelp av fosforkoeffisienter viser at innmarksbeite i tillegg bidrar med ca. 25 kg P /år, noe som utgjør veldig lite av totalen. Totalt utgjør bidraget fra jordbruket et tap på omtrent 5,6 tonn P/år (tabell 1 og figur 3). Utslippene av biotilgjengelig fosfor fra jordbruksarealene er beregnet til ca. 900 kg /år (figur 4) og tilsvarer omtrent 75 % 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 ca. 4 % av fosforutslippene til Hotranvassdraget (ca. 260 kg/år), mens utlekking fra kommunalt avløpsnett bidrar med omtrent 0,6 % av de totale fosfortilførslene (ca. 40 kg/år). Årlige utslipp fra private avløpsanlegg tilsvarer ca. 240 kg biotilgjengelig fosfor (ca. 20 % av de totale utslippene av biotilgjengelig P), mens utlekking fra kommunalt avløpsnett tilsvarer ca. 30 kg biotilgjengelig P /år (2,5 % av de totale utslippene av biotilgjengelig P). Disse resultatene er oppsummert i tabell 1, figur 3 og figur 4.

3.4 Tilførsler fra andre kilder

Andre kilder enn jordbruk og avløp (skog og utmark, samferdsel og bebyggelse og deponisjon på ferskvann) bidrar med til sammen rundt 190 kg TP/år og 25 kg biotilgjengelig P/år, noe som tilsvarer 3 % av de totale fosforutslippene og 2 % av de biotilgjengelige fosforutslippene i kilderegnskapet (figur 3 og 4). Av disse kildene er det skog og utmark som bidrar med mest fosfor (ca. 170 kg TP/år og ca. 20 kg biotilgjengelig P / år) (tabell 1).

3.5 Beregnede og målte fosfortap

Ifølge beregningene tilføres det årlig totalt omtrent 6 tonn P/år til Hotranvassdraget fra alle inkluderte utslippskilder (jordbruk, innmarksbeite, avløp, samferdsel/bebyggelse og andre naturlige kilder). Fra jordbruksarealene tapes det ifølge beregningene årlig ca. 189 g P/daa jordbruksareal. Dette er lavere enn målingene gjort ved JOVA-stasjonen, som viser at det i snitt tapes 385 g P/daa jordbruksareal dette arealet. For jordtap viser beregningene at det tapes ca. 80 kg/daa, mens det ved JOVA-stasjonen er målt gjennomsnittlig årlig tap på 305 kg SS/daa. Noe høyere erosjonsrisiko i JOVA-feltet kan forklare noe av forskjellene. I tillegg inkluderer beregningene ikke erosjon i bekkeskrenter, noe som kan ha betydning både i JOVA-feltet og i Hotranvassdraget totalt sett.

Nedbørfeltet som inngår i JOVA-programmet er bare en del av Hotranvassdraget, og målingene er derfor ikke direkte overførbare. Erosjonsrisiko er noe høyere i JOVA-feltet, men for øvrig er forholdene som har betydning for avrenning av fosfor- og partikkelavrenning sammenliknbare (se kapittel 2.3). Det er flere mulige forklaringer på hvorfor beregnede tap av jord og fosfor er lavere enn de målte tapene. Vi vet at erosjon i bekkeskrenter er en stor kilde til suspendert stoff og fosfortap i enkelte vassdrag, særlig i ravineområder. Bogen (1991) undersøkte erosjon i ravineområder på Romerike, og konkluderte med at sedimentbidraget fra naturlig erosjon i elve- og bekkeløp var om lag like stort som bidraget fra erosjon på jordbruksareal. Bekkeerosjon bidrar trolig med en del jord- og fosfortap i Hotranvassdraget, men hvor mye det utgjør er usikkert. Det er ikke gjort beregninger av bekkeerosjon i dette prosjektet. Det er også en mulighet at drågerosjonen i området er høyere enn antatt i beregningene, men dette har vi ikke informasjon om.

Når det gjelder fosfortap gjelder stort sett samme prosesser som for sediment, men i tillegg kan også punktutslipp være en mer eller mindre vesentlig kilde. Det er ikke gjort beregninger av punktutslipp i dette prosjektet, men Kolstad (2017) gjorde en kartlegging av jordbruksdrift og mulige kilder til

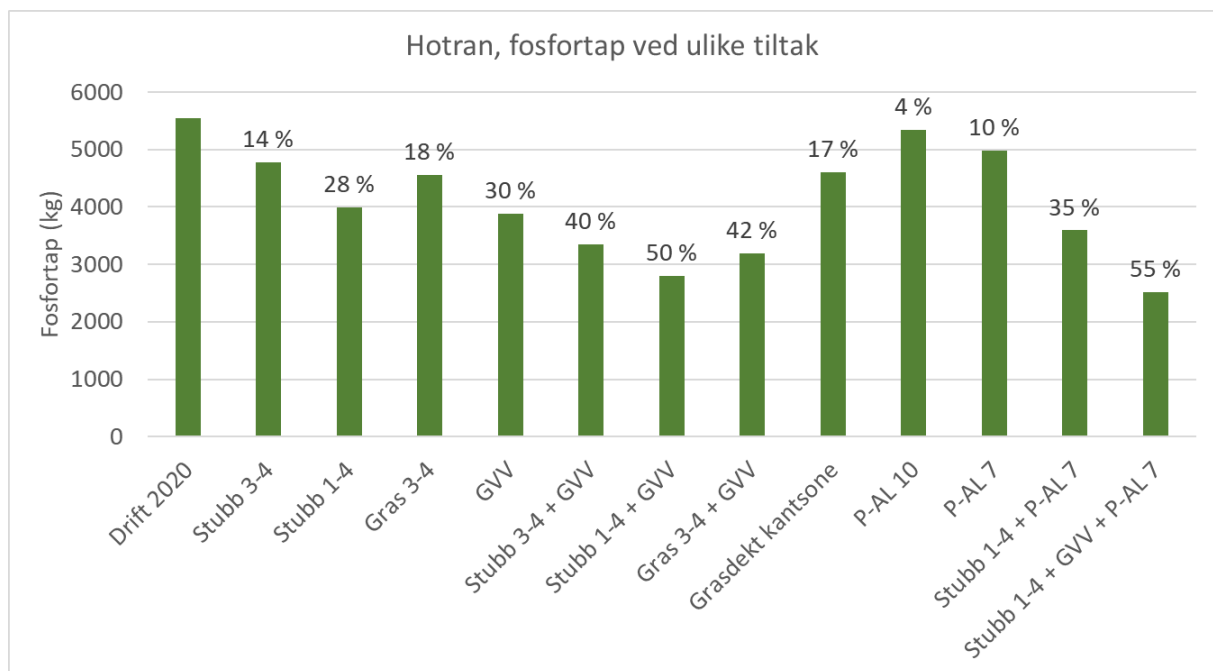
punktutslipp i Hotranvassdraget, der blant annet gjødsellagre og lagring av surfôr ble undersøkt. Ifølge Kolstad (2017) er det fare for lekkasje fra omtrent 10 % av de undersøkte gjødsellagrene (11 av 97). På tidspunktet da kartleggingen ble utført var det også lagret en del rundballer i nærheten av bekk/elv og drenering, noe som kan gi utslipp til vassdraget. Vaskevann fra kyllingfjøs kan også være en kilde til utslipp, noe som Kolstad (2017) anbefalte å undersøke nærmere.

4 Tiltak og effekter

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

4.1 Jordbrukstiltak

I figur 5 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 55 % reduksjon i fosfortap, avhengig av hvilke tiltak som gjennomføres. De utvalgte tiltakene 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 5. 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 14 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende omtrent 770 kg) sammenliknet med registrert drift i 2020. Ved å legge alt kornarealet i stubb, økte effektiviteten til 28 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 1550 kg).

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 18 % (jf. 14 % i tilsvarende scenario med stubb i klasse 3-4), noe som tilsvarer en reduksjon på ca. 980 kg.

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 gras. I våre beregninger er det antatt at drågerosjon bidrar til 30% av de totale tapene av både partikler og partikkelbundet fosfor, og det antatt at grasdekt vannvei eliminerer jord- og fosfortap grunnet drågerosjon. Tiltakseffekten ble derfor 30 % reduksjon i fosfortap (ca. 1660 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 det få forsøk der effekten av grasdekt vannvei som tiltak mot erosjon er tallfestet.

Grasdekt kantsoner 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 17 % reduksjon i fosfortap, tilsvarende ca. 950 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 4 og 10 % reduksjon i fosfortap, tilsvarende henholdsvis ca. 210 og 560 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 tiltaket 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 35 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 1950 kg);
- Stubb eller gras i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, kombinert med grasdekte vannveier på alt kornareal, ga om lag 40% reduksjon i fosfortap (tilsvarende henholdsvis ca. 2200 og 2350 kg).
- Stubb og grasdekt vannveier på alt kornareal, ga 50 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende ca. 2750 kg).
- Stubb og grasdekt vannveier på alt kornareal, samt reduksjon av P-AL til 7 mg/100 g, ga 55 % reduksjon i fosfortap (tilsvarende 3030 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 fosfortap fra gjødsel:** Dette er tiltak som hindrer direkte tap av fosfor fra særlig husdyrgjødsel. Det omfatter f.eks. ugjødsla 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 renses minst 90% fosfor. Dette kan oppnås dels ved å oppgradere dårlige anlegg, dels gjennom å knytte disse husstandene til offentlig avløpsnett. For Hotranvassdraget vil en oppgradering til 90 % rensing innebære at utslippene reduseres med ca. 230 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 Hotran 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.

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

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

	Før tiltak		Etter tiltak	
	Private avløp	Kommunalt avløpsnett	Private avløp	kommunalt avløpsnett
Utslipp (kg P/år)	264	37	31	12
Utslipps-reduksjon (%)	-	-	88 %	68 %

5 Konklusjoner

Hotranvassdraget er påvirket av fosfortilførsler fra både jordbruk og avløp, men jordbruket står for de største tilførslene (drøyt 90 %, 5,6 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 5 % av de totale tilførslene i kilderegnskapet, der spredt avløp bidrar med mest fosfor (ca. 260 kg TP /år) mens utlekking fra kommunalt avløpsnett tilsvarer ca. 40 kg TP/år. Andre kilder bidrar med til sammen ca. 3 % av de totale tilførslene av fosfor til Hotranvassdraget. 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. 75 %, tilsvarende ca. 900 kg/år) og spredt avløp / kommunalt avløpsnett med noe mer (henholdsvis ca. 20 og 2,5 %, tilsvarende ca. 240 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 14 % av nåværende tilførsler fra jordbruket, tilsvarende en reduksjon på ca. 770 kg/år. Dersom alt kornareal (erosjonsrisikoklasse 1-4) legges i stubb gjennom vinteren, vil denne reduksjonen tilsvare 1550 kg/år (28 %). 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 55 % av dagens fosforutslipp fra jordbruket, tilsvarende ca. 3030 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. 230 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.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Kværnø, S.H., Eggestad, H.O. 2021. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt - Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2019. NIBIO Rapport 7 (135). 106 s.
- Bogen, J. 1991. Sedimentkilder, erosjonsprosesser og sedimenttransport i Leira-vassdraget på Romerike. NVE-publikasjon nr. 20 1991. 123 s.
- Hauge, A., Blankenberg, A-G. B., Hanserud, O. S. 2008. Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL. Bioforsk-rapport 3(140). 43 s.
- Kolstad, A. 2017. Redusert landbruksforurensning i Hotran, Levanger kommune. Innherred Samkommune, rapport 2017. 16 s.
- Kolstad, A. 2018. Opprydding i mindre avløpsanlegg Hotranvassdraget. Levanger kommune, rapport 2018. 14 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. og 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 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 Levanger kommune ble klippet mot kart over nedbørfeltgrensen for Hotranvassdraget. 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 Levanger kommune, og dette ble klippet mot kart over nedbørfeltgrenser 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 denne verdien 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.