



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Nitrogenbelastning i Haldenvassdraget

NIBIO RAPPORT | VOL. 11 | NR. 48 | 2025



Franziska K. Fischer, Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard
Divisjon for miljø og naturresurser

TITTEL/TITLE

Nitrogenbelastning i Haldenvassdraget

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Franziska K. Fischer, Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard

DATO/DATE:	RAPPORT REPORT NO.:	NR./	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
24.03.2025	11/48/2025		Åpen	53138	22/01235
ISBN:	ISSN:		ANTALL NO. OF PAGES:	SIDER/	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03712-5	2464-1162		42		1

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Haldenvassdraget vannområde

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Lars Kristian Selbekk

STIKKORD/KEYWORDS:

Avrenning, nitrogen (N), N-tap, N-tilførsel, N-konsentrasjon, overvåking, vannkvalitet, jordbruk, avløp, industri, skog, retensjon, modellering, AGRITIL-N

Runoff, catchment, nitrogen (N) loss, N concentration, water quality, monitoring, agriculture, sewage, industry, forestry, retention, modelling, AGRITIL-N

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet, arealbruk

Water quality, land use

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Total nitrogenbelastning og de viktigste kildene til nitrogen (N) i Haldenvassdraget og Enningdalselva til Iddefjorden ble estimert ved bruk av en modell (AGRITIL-N) og forskjellige koeffisienter. Totale årlige N-tap i nedbørfeltene i Haldenvassdraget varierte mellom 1247 og 1904 tonn/år i 2013 til 2022. N-retensjon langs vassdraget var omtrent 30 %. Effektiv N-tilførsel til Iddefjorden var derfor estimert til gjennomsnittlig 1069 tonn per år. Jordbruk som kilde sto for nesten 50 % av totale N-tapene i hele vannområdet, avløp for ca. 15 % og skog, åpen fastmark, myr og deposisjon på innsjøer til sammen for ca. 25 %. En sammenligning av målte og estimerte N-konsentrasjoner viste stort sett god overensstemmelse. Se side 5 for hele sammendraget.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Akershus, Østfold

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Aurskog-Høland, Marker, Aremark, Halden

STED/LOKALITET:

Haldenvassdraget

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

GODKJENT /APPROVED



DOMINIKA KRZEMINSKA

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



FRANZISKA K. FISCHER



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten presenterer resultatene av prosjektet «Vurdering av nitrogenbelastning Haldenvassdraget», som NIBIO har gjennomført på oppdrag fra Haldenvassdraget vannområde, ved vannområdeleder Lars Kristian Selbekk. Bakgrunnen for prosjektet er økt fokus på å redusere nitrogentilførsler, som følge av helhetlig plan for Oslofjorden. Prosjektet har omfattet modellering av nitrogenbelastning fra ulike areal typer i delnedbørfeltene til seks innsjøer i Haldenvassdraget vannområde og Enningdalselva vannområde, vurdering av modellerte nitrogentilførsler opp mot tilgjengelige måledata og vurdering av total belastning fra vassdraget til Iddefjorden.

Prosjektet ble igangsatt av Kamilla Skaalsveen. Prosjektledelsen ble overtatt av Franziska Fischer, som også har hatt hovedansvar for modellering og rapportering. Stein Turtumøygard har bidratt med beregning av nitrogentilførsler fra kommunalt og spredt avløp. Sigrun H. Kværnø har bistått i rapporteringen.

Rapporten er kvalitetssikret av Dominika Krzeminska.

Ås, 24.03.2025

Franziska K. Fischer

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1 Innledning.....	8
2 Materialer og metoder	9
2.1 Områdebeskrivelse.....	9
2.1.1 Landskap og arealbruk	9
2.1.2 Vannkvalitet	10
2.2 Måledata og nedbørfeltgrenser	10
2.3 Beregning av nitrogentilførsler.....	12
2.3.1 Tilførsler fra avløp	12
2.3.2 Tilførsler fra jordbruk	13
2.3.3 Tilførsler fra andre kilder.....	13
2.4 Beregning av nitrogenkonsentrasjoner i elver og innsjøer.....	14
3 Resultater og diskusjon.....	15
3.1 Nitrogenbelastning og kildefordeling	15
3.1.1 Påvirkning fra hogst	32
3.1.2 Påvirkning fra drenering av myr	33
3.2 Nitrogenkonsentrasjoner	33
3.2.1 Målte nitrogenkonsentrasjoner	33
3.2.2 Estimerte nitrogenkonsentrasjoner	34
3.2.3 Sammenligning av målte og estimerte nitrogenkonsentrasjoner	35
3.3 Usikkerheter i beregningene	36
4 Konklusjoner	38
5 Litteraturreferanser	39
Vedlegg 1.....	40

Sammendrag

Haldenvassdraget med Iddefjorden har vannkvalitetsproblemer og stedvis dårlig miljøtilstand. Siden 1990-tallet har hovedfokus vært på sediment- og fosfortap i vannområdet, og tiltak for å redusere tap er allerede på plass. På grunn av tilstanden i Oslofjorden, har det i senere tid blitt mer fokus på å også redusere nitrogentapene. Derfor trengs det mer kunnskap om de viktigste kildene til nitrogen (N) og total N-belastning i vassdraget, noe som er undersøkt nærmere i dette prosjektet.

Vannområdet ble delt i 14 delnedbørfelter. For hvert delnedbørfelt ble det beregnet N-tap fra ulike kilder i perioden 2013 til 2022. Årlige estimater av N-avrenning fra jordbruksareal ble hentet fra tilgjengelige resultater fra AGRITIL-N-modellen. N-tap fra avløp ble beregnet utfra rapporterte tap fra renseanlegg, koeffisientbaserte estimater av lekkasjer fra kommunalt avløpsnett, og estimater for utslipp fra spredt avløp beregnet i WebGIS-Avløp. N-tap fra utmark og urbane arealer ble beregnet med koeffisienter fra TEOTIL3-modellen. Også atmosfærisk N-deposisjon på innsjøer og utslipp fra industri ble hentet fra TEOTIL3. I tillegg ble bidrag til N-tap fra hogstområder vurdert ved å kombinere data for 2021 fra en rapport om temaet og data fra kart som viser hogstområder og hogstsår (NIBIOs SR16 beta datasett). Videre ble foreløpige data for utbredelse av myr og dreneringstetthet på myr brukt for å diskutere mulig effekt på totale N-tap i nedbørfeltene. Årlig totalt N-tap ble beregnet for alle delnedbørfelter og brukt til å estimere årlige N-konsentrasjoner ved nedbørfeltens utløp. Det ble tatt hensyn til retensjon i innsjøer ved bruk av retensjonskoeffisienter fra NIVAs TEOTIL3-modell. Estimerte N-konsentrasjoner ble sammenlignet med målte N-konsentrasjoner i vannlokaliteter nær utløpet av hvert nedbørfelt.

Totale årlige N-tap i nedbørfeltene i Haldenvassdraget varierte mellom 1247 og 1904 tonn/år i 2013 til 2022. Til sammen nesten 40% av de totale N-tapene kom fra de to nedbørfeltene 'Iddefjorden' og 'Skulerud_Høland_Mjermen'. N-retensjon langs vassdraget var ca. 30 %. Effektiv N-tilførsel til Iddefjorden var derfor estimert til gjennomsnittlig 1069 tonn/år. Jordbruk sto for nesten 50 % av de totale N-tapene i hele vannområdet, avløp for ca. 15 %, og utmark og deposisjon på innsjøer for til sammen for ca. 25 %.

Dreneringstetthet i myr, korrigert for konnektivitet til vassdragene, varierte mellom 0,001 m/m² og 0,008 m/m² i de ulike nedbørfeltene. Tettheten var høyest i nedbørfeltet med minst myrareal i forhold til nedbørfeltet ('Bjørkelangen'). Anslått N-tap fra hogstområder i 2021 utgjorde ca. 2 % av de totale N-tapene til Haldenvassdraget. Hogstarealet i 2021 var på nivå med gjennomsnittet for 2015-2022. I 2020 var hogstarealet 40 % større enn i 2021, og følgelig forventes større N-tap fra skog dette året enn i 2021.

Estimerte N-konsentrasjoner varierte i gjennomsnitt for årene 2013-2022 mellom 0,4 mg/l og 2,7 mg/l. Årlige gjennomsnittlige N-konsentrasjoner målt i vannprøver varierte mellom 0,5 og 1,4 mg N/l. Ved utløpet av Haldenvassdraget (ved Tista) var det god overensstemmelse mellom estimerte og målte N-konsentrasjoner (begge i gjennomsnitt 0,8 mg N/L), mens samsvaret var mindre lenger opp i vassdraget, spesielt for mindre nedbørfelt. Det var lite samsvar for prøvepunktene i Iddefjorden. Avvikene har flere årsaker. Usikkerheten i forutsetningene for N-tapsberegninger er stor for alle kilder. Det er også usikkerheter knyttet til de målte N-konsentrasjonene, ettersom gjennomsnittene er basert på ulike perioder, ulikt antall vannprøver og bestemte vanndybder. For eksempel ble det tatt prøver fra innsjøene kun i perioden mai til oktober mens det ble tatt prøver i Tista hele året med 15 til 31 prøvetakinger hvert år.

Resultatene viser at punktkilder som utslipp fra Norske Skog Saugbrugs og store avløpsanlegg spiller også en viktig rolle. Reduksjon av tilførsler fra disse kildene kan være et effektivt tiltak for raskt å begrense N-belastningen til vassdraget og fjorden. For å redusere N-tap fra jordbruket og skog, anbefales det å evaluere omfanget av allerede gjennomførte tiltak og vurdere mulige hotspots for å finne de mest effektive tiltakene.

Summary

In the catchment area of Halden, water quality problems in lakes, rivers and Iddefjorden require a reduction of nutrient input. Since the 1990s the focus has been on sediment and phosphorus input and measures for load reductions for those are already in place. Anyhow, nitrogen (N) inputs still need to be reduced. For this, main sources of N input along the waterway from the spring to the fjord have to be known, and the quantification of them was the aim of the project.

The total catchment area was split into 14 sub-catchments. For each sub-catchment N loads from several contributors were calculated for the period 2013 to 2022. Annual estimates of N losses from agricultural area were taken from recent AGRITIL-N results. N losses from wastewater were derived from reports from wastewater treatment plants, from estimated losses from the sewerage system calculated with a coefficient from the number of persons connected to the system, and from numbers from NIBIO's application 'WebGIS-Avløp' for losses from scattered, private households which are not connected to the sewerage system. N losses from peatland, forest, upland, and urban area were calculated with coefficients taken from NIVA's TEOTIL3 model. Also, direct deposition of nitrogen on lakes and contribution from industry was taken from there. In addition, contribution of N losses from logging areas were considered by combining data for the year 2021 from a reported case study and NIBIO's map of logging area and year of clearing (SR16 beta dataset). Moreover, preliminary data from estimations of drained peatland and its drainage density were used to discuss its possible effect on total N losses in the sub-catchments. Annual total N losses were calculated for all sub-catchments and used to estimate annual N concentrations at their outlets. For this, retention factors from NIVA's TEOTIL3 model were applied to consider nitrogen retention in lakes. The estimated concentrations were compared with annual averages of measured N concentrations at or near the outlets of each catchment.

Total annual N losses in the Halden catchment area ranged between 1247 and 1904 tons/yr in the years 2013 to 2022. Almost 40 % of the total N losses occurred in the two sub-catchments 'Iddefjorden' and 'Skulerud_Høland_Mjermen'. Nitrogen retention in the lakes along the watercourse reduced the input of N to Iddefjorden by around 30 % to 1069 tons/yr on average. Regarding the different sources, agricultural management accounted for almost 50 % of the losses, wastewater for around 15 % and forest, upland, peatland and deposition on lakes together for around 25 % in the total catchment.

Drainage density of peatland, weighted by the connectivity of the peatland to the water courses, varied between 0.001 m/m² and 0.008 m/m² for the sub-catchments. It was highest in the sub-catchment with the smallest area of peatland relative to the sub-catchment area ('Bjørkelangen'). Estimated N losses from logging areas in 2021 accounted for around 2 % of total losses in the Halden catchment area. In 2021, the logging area was of intermediate size compared to 2015-2022. Therefore, somewhat higher contribution could be expected in e.g. 2020 when the logging area was about 40 % larger than in 2021.

Estimated N concentrations ranged between 0.4 mg/L and 2.7 mg N/L and measured annual averages between 0.5 and 1.4 mg N/L. There was a good fit of N concentrations at Tista, an outlet of Haldenvassdraget close to Iddefjorden. However, the goodness of fit decreased with decreasing size of the catchments, and it was low for sampling points in Iddefjorden. The deviations can have several reasons. Uncertainties in the assumptions for N loss estimations are high and exist for all sources including runoff data. Annual averages of measured N concentrations are based on different periods, number of water samplings, and sampling depth. For example, samples from lakes were taken in May to October exclusively while the 15 to 31 samples throughout the year were taken at Tista each year.

The results show that point sources like input from Norske Skog Saugbrugs and large wastewater plants also play an important role and a further reduction of their losses could be most efficient and fastest to reduce N loads to the water bodies. For reduction of scattered N losses from agriculture and forestry, an evaluation of the extent of already applied measures and an assessment of possible hotspots is recommended to find most efficient ways to reduce these N losses.

1 Innledning

Haldenvassdraget er et sterkt eutrofiert vassdrag, med sterk påvirkning fra jordbruk, avløp og industri. Det har i lang tid vært jobbet med å forbedre vannkvaliteten i vassdraget, ved å gjennomføre tiltak som reduserer næringsstoffbelastningen til vannforekomstene. Tiltakene har hovedsakelig vært målrettet mot å redusere tap av partikler og fosfor fra jordbruksarealene og fosfor fra spredt avløp. Siden midten av 1990-tallet har nitrogentilførslene til Oslofjorden økt, og det er i dag overkonsentrasjon av nitrogen i fjorden og miljøtilstanden er kritisk. I 2021 vedtok Regjeringen en femårig tiltaksplan for å bedre tilstanden for miljø og friluftsliv i Oslofjorden (Klima- og miljødepartementet, 2021). Med dette har det blitt større fokus på å få redusert også nitrogentilførslene. I den forbindelse har Haldenvassdraget vannområde behov for en vurdering av ulike kilders bidrag til nitrogenbelastning i vannforekomster i de to vannområdene Haldenvassdraget og Enningdalselva. De to vannområdene samlet vil i det følgende bli omtalt som «Haldenvassdraget».

Formålet med prosjektet som presenteres i denne rapporten, har vært å

- estimere, med modeller og koeffisienter, nitrogentap fra alle relevante kilder til seks av de store innsjøene i Haldenvassdraget, til utvalgte elver og til Iddefjorden, og
- sammenlikne estimerte og målte nitrogenkonsentrasjoner i resipientene.

2 Materialer og metoder

2.1 Områdebeskrivelse

2.1.1 Landskap og arealbruk

Haldenvassdraget (figur 1) er et stort elve- og innsjøsystem som strekker seg fra den sørlige delen av Nes kommune i Akershus i nord, til Halden kommune i sør. I øst grenser vassdraget mot Sverige. Vassdragets totale lengde er ca. 150 km, og det samlede nedbørfeltarealet er 1588 km². Vassdraget har sitt utløp, via elva Tista, til Iddefjorden, en sidefjord til Oslofjorden. Iddefjorden har også tilløp fra Enningdalsvassdraget som ligger sør for Haldenvassdraget, og utgjør et eget vannområde. De indre og midtre delene av Iddefjorden er sterkt ferskvannspåvirket, mens den ytre delen er et strømrict sund.

Det er flere store og forholdsvis grunne innsjøer i Haldenvassdraget. Innsjøene i den nordlige delen av vannområdet, Bjørkelangen og Hemnessjøen (Øgderen), er moderat kalkrike og humøse. De store innsjøene øst og sør for Bjørkelangen og Hemnessjøen, er kalkfattige og humøse. Den største innsjøen er Rødenessjøen, med et areal på 15,9 km². Innsjøene er forbundet av korte elver. Deler av vassdraget er regulert, med dammer, sluser og kanaler.

Haldenvassdraget er et lavlandsvassdrag som foruten de mange større innsjøene preges av sletter med marin leire brutt opp av skogkledte åser og koller, myrer og vann (arealtyper 30, 60, 81). Det er også et betydelig jordbruksareal (arealtyper 21, 22, 23), som utgjør ca. 10-25 % av totalarealet i ulike nedbørfelt. Korn og oljevekster er viktigste jordbruksproduksjon i området. Andel av innmarksbeite er mindre enn 1 % i hvert (del-)nedbørfelt. Tabell 1 gi en oversikt om arealfordeling av forskjellige arealtyper i hvert (del-)nedbørfelt i Haldenvassdraget.

Tabell 1: Andeler (%) av forskjellige arealtyper i arealressurskart FKB-AR5 per (del-)nedbørfelt og totalt areal i daa av (del-)nedbørfeltene. Arealtypekodene i FKB-AR5 i parentes.

(Del-)nedbørfelt	Totalt areal (daa)	Bebyggelse (11)	Samferdsel (12)	Jordbruk (21, 22, 23)	Skog (30)	Åpen fastmark (50)	Myr (60)	Ferskvann (81)
Ara_Aseren	166514	1,1	0,7	9,8	71,2	0,5	5,9	10,8
Bjørkelangen	48989	2,6	0,9	16,6	68,2	1,5	2,4	7,8
Enningdalselva	226669	0,5	0,5	4,3	76,1	0,3	7,0	11,1
Femsjøen	230612	0,5	0,4	4,1	76,8	0,3	6,4	11,4
Hemnessjøen_Dalselva	89260	1,3	0,5	17,0	62,0	1,0	3,3	14,9
Iddefjorden	150 924	9,1	1,8	17,6	58,4	1,9	3,2	0,5
Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken	100646	3,0	0,9	13,0	72,4	0,9	6,6	3,2
Rødenessjøen	177466	1,1	0,7	13,0	66,0	0,8	6,2	11,7
Setten	169395	0,6	0,5	1,6	76,4	0,3	9,3	11,2
Skulerud_Høland_Mjermen	296782	1,7	0,6	13,8	71,5	0,8	6,2	5,5
Svenskebekken	14370	2,0	1,0	28,6	66,0	1,5	0,6	0,3
Tista_øvre	1748	33,8	4,8	29,8	22,7	2,1	0	6,8
Øvre_Lierelva_Aurskog	109866	2,3	0,7	12,2	75,0	0,9	4,6	4,3
Øymarksjøen	148344	1,4	0,8	10,3	68,2	0,8	6,2	12,3

2.1.2 Vannkvalitet

Jordbruksdrift, avløp fra befolkningen og industri har hatt sterk påvirkning på vannkvaliteten i elver og innsjøer i Haldenvassdraget. I dag er den økologiske tilstanden i de største innsjøene stort sett god eller moderat (Vann-nett, 2024). Unntaket er Bjørkelangen, som er sterkt eutrof og har dårlig økologisk tilstand. Økologisk tilstand i noen hovedelver er f.eks. moderat i Lierelva (tilløp til Bjørkelangen) og Hølandselva (tilløp til Skulerudsjøen), mens den i Dalselva (tilløp til Hemnessjøen) og Tista (utløp til Iddefjorden) er dårlig. Økologisk tilstand i Iddefjorden er klassifisert som moderat. Nitrogen, som denne rapporten omhandler, er et av de kjemiske kvalitetselementene som inngår i total vurdering av økologisk tilstand. Tilstanden mht. nitrogen er svært god i Setten og Rømsjøen samt Dalselva, dårlig i Bjørkelangen, god til moderat i resten av de store innsjøene og i Lierelva, Hølandselva, Tista, og moderat i Iddefjorden.

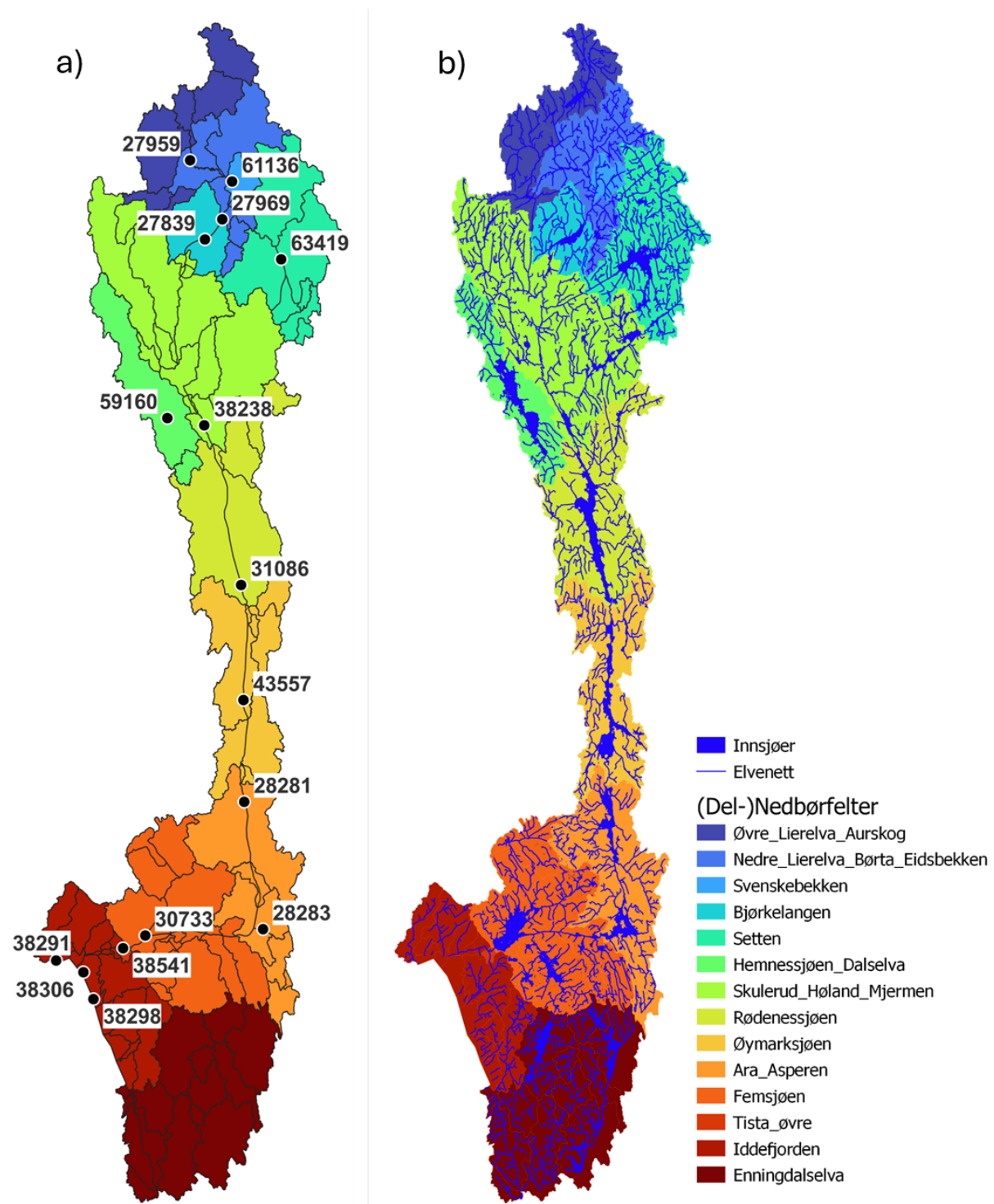
2.2 Måledata og nedbørfeltgrenser

Måledata for nitrogen (N) fra 16 vannlokaliteter/prøvepunkter (Tabell 2) ble lastet ned fra www.vannmiljo.miljodirektoratet.no i oktober 2023. Tre av ni innsjøer hadde ingen prøvetaking i perioden 2013 til 2022. Til sammen ble det i dette prosjektet brukt måledata fra seks prøvetakingspunkter i innsjøer, fire punkter i elver og tre punkter i fjorden. Antall prøver og tidspunkt for prøvetaking varierte mellom vannlokaliteter.

Tabell 2: Oversikt over prøvetakingspunkter i 16 vannlokaliteter, samt navn på nedbørfelt og vannforekomstenes nasjonale vanntype.

Vannlokalitet	Type	Vannlokalitets-kode	Måledata for total-nitrogen?	Nedbørfelt
Svenskebekken	Elv	001-61136	Ja	Svenskebekken
Lierelva ved Berger	Elv	001-27959	Ja	Øvre_Lierelva_Aurskog
Lierelva, innløp Bjørkelangen	Elv	001-27969	Ja	Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken
Bjørkelangen	Innsjø	001-27839	Ja	Bjørkelangen
Setten	Innsjø	001-63419	Nei	Setten
Hemnessjøen	Innsjø	001-59160	Ja	Hemnessjøen_Dalselva
Skulerudsjøen	Innsjø	001-38238	Ja	Skulerud_Høland_Mjermen
Rødenessjøen	Innsjø	001-31086	Ja	Rødenessjøen
Øymarksjøen	Innsjø	001-43557	Nei	Øymarksjøen
Ara (Aremarksjøen)	Innsjø	001-28281	Ja	Ara_Asperen
Asperen	Innsjø	001-28283	Nei	Ara_Asperen
Femsjøen	Innsjø	001-30733	Ja	Femsjøen
Tista	Elv	001-38541	Ja	Tista_øvre
Iddefjorden, Kjellvik	Fjord	001-38298	Ja	Iddefjorden
Iddefjorden, Skysskafferen	Fjord	001-38306	Ja	Iddefjorden
Ringdalsfjorden, Isebakke (RA-5)	Fjord	001-38291	Ja	Iddefjorden

Nedbørfeltene til prøvetakingspunktene er basert på REGINE-enhetene (Figur 1). I flere tilfeller ligger prøvetakingspunkt lit opp- eller nedstrøms den nærmeste REGINE-enhetsgrensen. Nedbørfeltet til hvert prøvetakingspunkt består av alle nedbørfelt som ligger oppstrøms prøvetakingspunktet. Det betyr at f.eks. totalt nedbørfelt til prøvetakingspunktet i innsjøen Bjørkelangen, er sammensatt av delnedbørfeltet 'Bjørkelangen' og nedbørfeltene 'Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken', 'Svenskebekken' og 'Øvre_Lierelva_Aurskog'.



Figur 1: Prøvetakingspunkter (kart a) og innsjøer med elvenett (kart b) i (del-)nedbørfelter i Haldenvassdraget og Enningdalselva som brukt i dette prosjektet. Svarte linjer i kart a) viser REGINE-enheter.

2.3 Beregning av nitrogentilførsler

Det er beregnet nitrogentilførsler fra følgende kilder i hvert nedbørfelt: utslipp fra private avløpsanlegg, utslipp fra kommunale renseanlegg, lekkasjer fra avløpsnett, overløpsdrift, utslipp fra industri, og arealavrenning fra jordbruk, skog, åpen fastmark, myr, samferdsel og bebyggelse, samt direkte deponisjon (avsetning) på innsjøer.

2.3.1 Tilførsler fra avløp

Utslipp fra private avløpsanlegg: Nitrogentilførsler fra private avløpsanlegg (septiktanker, etc.) ble beregnet ved bruk av WebGIS avløp. WebGIS avløp er et fagsystem for kommunenes registrering, oppfølging og rapportering av private avløpsløsninger (Turtumøygard & Hensel, 2021). WebGIS avløp er tatt i bruk av de aktuelle kommunene. Systemet beregner renseeffekt og utslipp fra renseanlegg, utslipp til resipienter og påvirkning på miljøet.

Beregningen tar hensyn til antall anlegg og antatt lekkasje avhengig av alder på anlegget, type anlegg, bygningstype og avstand til resipient. Det er anslått en standard belastning (én husstand) per anlegg. Beregningene bygger på et usikkert datagrunnlag, spesielt når det gjelder anleggstype, anleggsår, belastning og lokale infiltrasjonsforhold. Der data mangler, har vi generelt valgt å være pessimistiske, både når det gjelder anleggstype og anleggsår. Som standard husstandsstørrelse er det benyttet 2,1 personekvivalenter (*pe*). Standard brukstid for hytter er satt til 3 mnd pr år.

Lekkasje fra kommunalt avløpsnett: Nitrogenlekkasje fra kommunalt avløpsnett ble beregnet på bakgrunn av avløpsledningenes alder og antall personer tilknyttet. Haldenvassdraget vannområde (Selbekk pers. medd.) har levert digitale kart over det kommunale avløpsnett med informasjon om anleggsår. Der anleggsåret ikke er oppgitt, har vi pessimistisk antatt at dette er eldre enn 1970. Det er benyttet standardkoeffisienter for lekkasjer: For ledningsnett bygget før 1970 har vi benyttet en gjennomsnittlig årlig lekkasje på 6 %. For nyere avløpsledninger benyttes 3 % lekkasje. Nedlagte og erstattede ledninger er ikke inkludert i beregningene. Lekkasjer beregnes utfra den totale N-tilførselen til ledningsnett. N-tilførsel (kg N/år) til avløpsnett beregnes fra antall personer tilknyttet nettet og en gjennomsnittlig tilførsel for hver person på 4,4 kg N/år. Antall personer i hver REGINE-enhet ble estimert ut fra befolkningstall på grunnkrets nivå (datasett fra Geonorge, <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/befolkning-paa-grunnkrets-niv/7eb907de-fdaa-4442-a8eb-e4bdo6da9ca8>, nedlastet på 24.1.25). Befolkning registrert i boliger med privat avløpsanlegg (i WebGIS avløp) ble trukket fra total befolkning i hver grunnkrets.

N-lekkasje pr år (kg N/år) beregnes utfra N-tilførselen multiplisert med faktoren 0,06 eller 0,03 (jf. 6 og 3 % lekkasje) for avløpsnett anlagt henholdsvis før og etter 1970.

Det er ikke kjent hvor i nedbørfeltene lekkasjene finner sted. Derfor ble verste alternativ antatt, dvs. at lekkasjene går direkte til resipienten uten rensing i terrenget. Det var heller ikke mulig å ta hensyn til at lekkasjer av N tilført avløpsnett i ett nedbørfelt ikke nødvendigvis skjer i det samme nedbørfeltet, men i stedet i et nedstrøms nedbørfelt.

Utslipp fra kommunale renseanlegg: Årlige tilførsler fra de kommunale renseanleggene Bjørkelangen sentralrenseanlegg, Løken renseanlegg, Skotsberg, Setskog renseanlegg, Remmendalen avløpsanlegg og Bommen avløpsanlegg ble lastet ned fra <https://www.norskeutslipp.no/no/Avlopsanlegg/?SectorID=100> 7.6.2024.

Overløpsdrift: Beregninger av utslipp fra eventuelle overløp ble levert av Haldenvassdraget vannområde (Selbekk pers. medd.).

Tilførsler fra kommunale renseanlegg er de eneste avløpsdataene som foreligger per år. Tilførsler fra de andre avløpskildene antas å være tilnærmet konstante.

2.3.2 Tilførsler fra jordbruk

Nitrogentap fra jordbruksareal ble estimert med den empiriske modellen AGRITIL-N, som er nærmere beskrevet av Kværnø m.fl. (2024). Modellen beregner årlig nitrogentap utfra:

- Total årlig avrenning (data fra NVE),
- Gjennomsnittlig lufttemperatur i månedene mai til august (data fra Meteorologisk Institutt),
- Nitrogenbalanse i gjennomsnitt for to siste år (data fra Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd, Mattilsynet og Statistisk Sentralbyrå),
- Andel av jordbruksarealet med leir- og siltjord og med organisk jord (data fra NIBIOs jordsmonnkart),
- Andel av jordbruksarealet som det dyrkes eng på (data fra Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd),
- Andel av jordbruksarealet med overvintring i stubb, dvs. ingen jordarbeiding om høsten eller direktesådd høstkorn (data fra Landbruksdirektoratets eStil/RMP),
- Andel av jordbruksarealet med fangvekst (data fra Landbruksdirektoratets eStil/RMP).

AGRITIL-N ble brukt til å beregne årlig nitrogentap for perioden 2013-2022. De nødvendige inngangsdataene til modellen var tilgjengelige fra prosjektet der AGRITIL ble utviklet. Nitrogentap ble beregnet for REGINE-enhetene som ble brukt i AGRITIL-prosjektet (Kværnø m.fl., 2024).

AGRITIL-N ble også brukt til å beregne bakgrunnsavrenning fra jordbruksareal, definert som det teoretiske nitrogentapet fra jordbruksareal uten menneskelig påvirkning (se kapittel 3.5 i Kværnø m.fl., 2024).

2.3.3 Tilførsler fra andre kilder

Nitrogentap fra andre kilder enn jordbruk og avløp omfatter nitrogentap fra arealtypene skog, åpen fastmark, myr, bebygd areal og samferdsel, nitrogendeposisjon i innsjøer og utslipp fra industri. Nitrogentap fra disse kildene beregnes utfra nitrogenkonsentrasjon, årlig avrenningsmengde og arealutbredelse av de enkelte arealtypene. Areal av arealtypene i hvert nedbørfelt (Tabell 1) er tilgjengelig fra NIBIOs arealressurskart FKB-AR5, som ble lastet ned i 2023.

Ved beregning av N-tap fra **skog**, ble det brukt avrenningsmengde og koeffisienter for N-konsentrasjon fra TEOTIL3-modellen (Sample, 2024; Sample m. fl., 2024), og areal av skog fra FKB-AR5 (skog = arealtype 30). Årlig N-tap i hver REGINE-enhet ble beregnet som:

$$\text{N-tap (kg)} = \text{N-koeff} (\mu\text{g N/l}) \times \text{ar30-areal (m}^2\text{)} \times \text{avrenning (mm/år)} / 10^9 (\mu\text{g/kg}) \quad (\text{I})$$

Koeffisienter for N-avrenning (N-koeff) fra skog varierte mellom 446 og 449 $\mu\text{g N/l}$ for de enkelte nedbørfeltene og gjennomsnittet var 477 $\mu\text{g N/l}$.

Årlig N-tap grunnet skogsdrift er ikke inkludert i TEOTIL3 på grunn av manglende data. Derfor ble resultater fra prosjektet «Beregning av næringsstoffavrenning fra skogarealer og skogsdrift til Oslofjorden med vurdering av kunnskaps- og databehov» (Skarbøvik m. fl., 2024) brukt som grunnlag for å diskutere mulige effekter av skogsdrift i de enkelte nedbørfeltene. Resultatene fra Skarbøvik m. fl. (2024) gjelder bare for året 2021. Følgelig er bidrag til N-tap fra hogst kun beregnet for 2021. I tillegg ble data fra NIBIOs skogressurkart SR16 Beta (<https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16/sr16-beta?locationfilter=true>) brukt for å diskutere mulig bidrag fra hogst de andre årene. Kartet gir informasjon om hogstarealer (hogstvolum og hogstår) siden 2011. Kartet ble lastet ned fra NIBIOs nedlastningsportal (<https://kart8.nibio.no/nedlasting/dashboard>) 14. mai 2024. Årlig utbredelse av hogstarealer i hvert nedbørfelt ble beregnet for å diskutere mellomårlige variasjoner i N-avrenning fra hogstareal.

N-tap fra **åpen fastmark** ble også beregnet med koeffisienter fra TEOTIL3 (Sample, 2024; Sample m.fl., 2024) og ligning I for arealtype 50 i FKB-AR5 i hver REGINE-enhet. Koeffisientene for N-avrenning fra åpen fastmark varierte mellom 274 og 318 µg N/l og gjennomsnittet var 299 µg N/l.

N-tap fra **myr** ble beregnet med ligning II og en standardkoeffisient på 0,15 kg N/daa (Bratli m. fl., 1995). Myr er arealtype 60 i FKB-AR5.

$$\text{N-tap (kg)} = \text{N-koeff (kg/daa)} \times \text{areal (daa)} \quad (\text{II})$$

Koeffisienten for myr er tidligere brukt i flere andre prosjekter (f.eks. Simonsen & Bendixby, 2010; Skaalsveen m. fl., 2022), men gir usikre tall på grunn av manglende data for variasjon i N-avrenning fra myr. Det er usikkert i hvilken grad standardkoeffisienten tar hensyn til grøfting av myr, som kan forårsake økt N-avrenning. Denne påvirkningen er derfor ikke kvantifisert. Omfang av drenering av myr er imidlertid vurdert basert på data fra et prosjekt som nylig ble gjennomført i deler av Haldenvassdraget (Barneveld, 2024). Dataene omfatter bl.a. tall for utbredelse av myrareal (kartlegging som er gjort uavhengig av arealressurskartet), grøftetetthet (lengde av grøfter per arealenhet myr) og konnektivitet (forbindelse) mellom myrareal og vassdrag i delnedbørfeltet Øymarksjøen og i (del-) nedbørfelter nord for dette. Utfra disse dataene ble det for hvert av disse nedbørfeltene beregnet to forskjellige koeffisienter som ble brukt som grunnlag for å diskutere betydning av drenert myr i (del-)nedbørfeltene: a_{myr} , som er det totale arealet av drenert myr i forhold til det totale arealet av nedbørfeltet, og t_{myr} , som er den totale lengden av grøfter i myr, multiplisert med en konnektivitetsindeks, i forhold til det totale arealet av myr i nedbørfeltet.

N-tap fra **industri** ble hentet fra TEOTIL3 (Sample, 2024; Sample m.fl., 2024). Informasjon om N-tap fra industri er kun tilgjengelig for treforedlingsbedriften Norske Skog Saugbrugs, som slipper ut nitrogen til Iddefjorden. Der varierte de årlige N-tapene mellom 31400 og 91088 kg N/år.

N-deposisjon fra **atmosfæren** direkte på vannoverflater ble hentet fra TEOTIL3 (Sample, 2024; Sample m.fl., 2024). Total årlig deposisjon varierte mellom 0 og 14 tonn N/år per nedbørfelt.

N-tap fra **urbane** arealer (bebyggelse, næringsområder o.l.) ble også hentet fra TEOTIL3 (Sample, 2024; Sample m.fl., 2024). De årlige N-tapene fra urbane områder var mellom ca. 140 kg og 19 tonn kg N for de enkelte nedbørfeltene. Differensiering av N-tap mellom arealer med forskjellige bygningstyper var ikke mulig på grunn av manglende data.

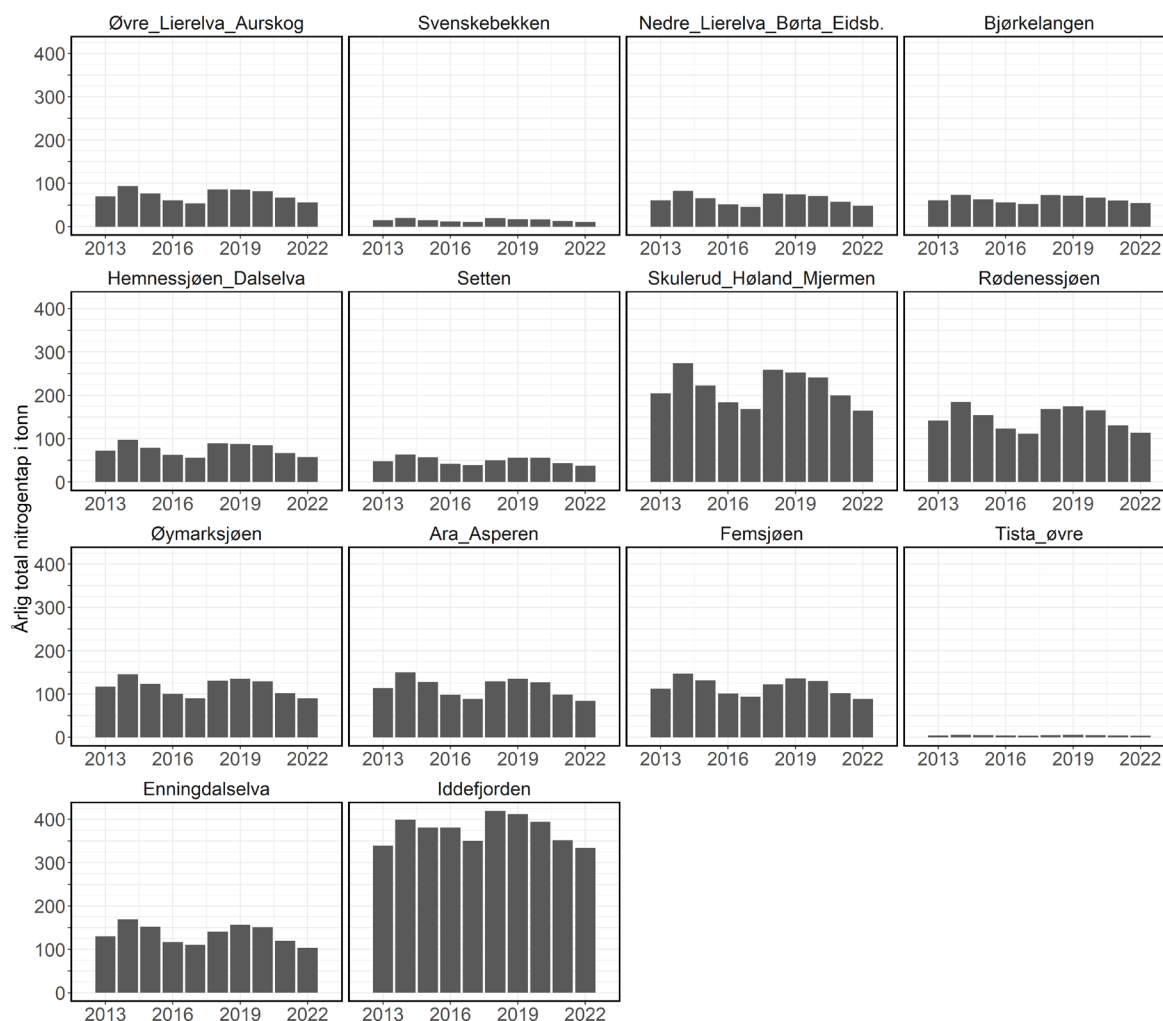
2.4 Beregning av nitrogenkonsentrasjoner i elver og innsjøer

Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av nitrogen i prøvetakingspunktene/ vannlokalitetene ble beregnet utfra de estimerte nitrogentapene fra alle kilder presentert i kapittel 2.3 og nedbørfeltets totale avrenning, korrigert for retensjon av totalnitrogen i innsjøer langs vassdraget. Retensjonsfaktorer ble hentet fra TEOTIL3 (Sample, 2024; Sample m.fl., 2024).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Nitrogenbelastning og kildefordeling

De beregnede totale årlige nitrogentapene fra alle kilder i Haldenvassdraget (inkludert Enningdalselva), varierte mellom 1248 tonn (i 2022) og 1904 tonn N/år (i 2014), og var i gjennomsnitt 1567 tonn N/år i perioden 2013-2022. Årlige nitrogentap i hvert (del-)nedbørfelt er vist i Figur 2. Tallene gjelder for de individuelle nedbørfeltene, eksklusive tapene i nedbørfelt oppstrøms og uten at retensjon er hensyntatt. Nedbørfeltet 'Iddefjorden', som er det syvende største nedbørfeltet (151 km²), bidro med størst andel av de totale N-tapene, 24 % i gjennomsnitt for 2013-2022. Det kommer av at nedbørfeltet har store arealer med jordbruk, bebyggelse og samferdsel (til sammen ca. 30 % av alt slikt areal i hele vannområdet), og høye utslipp fra avløp og industri. Nedbørfeltet 'Skulerud_Høland_Mjermen' bidro med nest størst andel av nitrogentap, 14%, pga. stort totalareal (321 km²), mye jordbruksareal (ca. 20 % av alt jordbruksarealet i vannområdet) og betydelig utslipp av nitrogen fra avløp. Nedbørfeltene 'Asperen_Ara_nedre', 'Enningdalselva', 'Femsjøen', 'Øvre_Lierelva_Aurskog', 'Øymarksjøen' og 'Rødenessjøen', alle nedbørfelt med relativt mye jordbruksareal og noen også med betydelig utslipp fra avløp, bidro med mellom 5 og 10 % av totalt N-tap. Resten av nedbørfeltene bidro med mindre enn 5 % av N-tapene. De enkelte (del-)nedbørfeltenes bidrag til totale N-tap varierte lite mellom år.



Figur 2: Årlig totalt nitrogentap i tonn i (del-)nedbørfeltene i Haldenvassdraget fra 2013 til 2022. Tallene er i vedlagt Tabell V 1.

På grunn av retensjon i innsjøene, kommer bare deler av vannområdet totale N-tap på 1567 tonn/år fram til Iddefjorden. Ved inkludering av retensjon i beregningene ble estimert total N-tilførsel fra Haldenvassdraget og Enningdalselva til Iddefjorden 1069 tonn N/år. Retensjonen medfører forholdsmessig økende betydning av N-tap fra arealene nedover i vassdraget, slik at f.eks. delnedbørfeltet Iddefjordens bidrag til den totale N-tilførselen til fjorden øker fra 24 % til 35 % når retensjon tas høyde for. N-avrenning i gjennomsnitt for perioden 2013-2022, for alle (del-)nedbørfeltene, med og uten retensjon, er vist i Tabell 3. Kolonnen A i tabellen viser lokalt N-tap i hvert delnedbørfelt, uten at N-tap fra (del-)nedbørfelt oppstrøms er inkludert og uten påvirkning av retensjon. I kolonne B er N-tapene akkumulert, slik at N-tap fra nedbørfelt oppstrøms er inkludert i tillegg til lokalt N-tap, men fortsatt uten at retensjon er hensyntatt. Kolonnen C viser de akkumulerte N-tilførslene til resipienten i delnedbørfeltet, korrigert for retensjon oppstrøms, og kolonnen D viser N-tilførsler til nedbørfelt nedstrøms etter retensjon i oppstrøms nedbørfelt. For eksempel:

Estimert N-tap fra kildene i det delnedbørfeltet 'Bjørkelangen' til innsjøen Bjørkelangen, er 63 tonn N/år. N-tap fra alle kilder i hele nedbørfeltet til Bjørkelangen, er 214 tonn N/år, som fordeler seg på de 63 tonn fra lokalt nedbørfelt og til sammen 151 tonn fra delnedbørfeltene Svenskebekken (15 tonn), Øvre_Lierelva_Aurskog (90 tonn) og Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken (46 tonn). Noe av nitrogenet holdes tilbake i hvert nedbørfelt, slik at den «faktiske» N-tilførselen til innsjøen Bjørkelangen er 203 tonn, dvs. de 63 tonn fra lokalt nedbørfelt pluss 140 tonn fra oppstrøms nedbørfelt. De oppstrøms nedbørfeltene bidrar altså med mer N inn i innsjøen enn det lokale nedbørfeltet bidrar med, også når retensjon i disse nedbørfeltene tas med i betraktning. Av de 203 tonn N som kommer inn i innsjøen, holdes 29 tonn (14 % retensjon) tilbake, og Bjørkelangen med oppstrøms nedbørfelt bidrar dermed med 174 tonn N/år til neste nedbørfelt, som er Skulerud_Høland_Mjermen.

Tabell 3: Gjennomsnittlig årlig nitrogentap (N-tap) uten retensjon i (del-)nedbørfelt eksklusive (A) og inklusive (B) N-tap fra delnedbørfelt oppstrøm. Kolonne C viser sum av N-tilførsler, med retensjon hensyntatt, fra oppstrøms til delnedbørfelt og N-tap i lokalt delnedbørfelt. Kolonne D viser N-tilførsel fra totalt nedbørfelt til nedstrøms delnedbørfelt. Alle verdier er gjennomsnitt over 2013-2022. Pilene viser vannføring og dermed N-transport langs vassdraget.

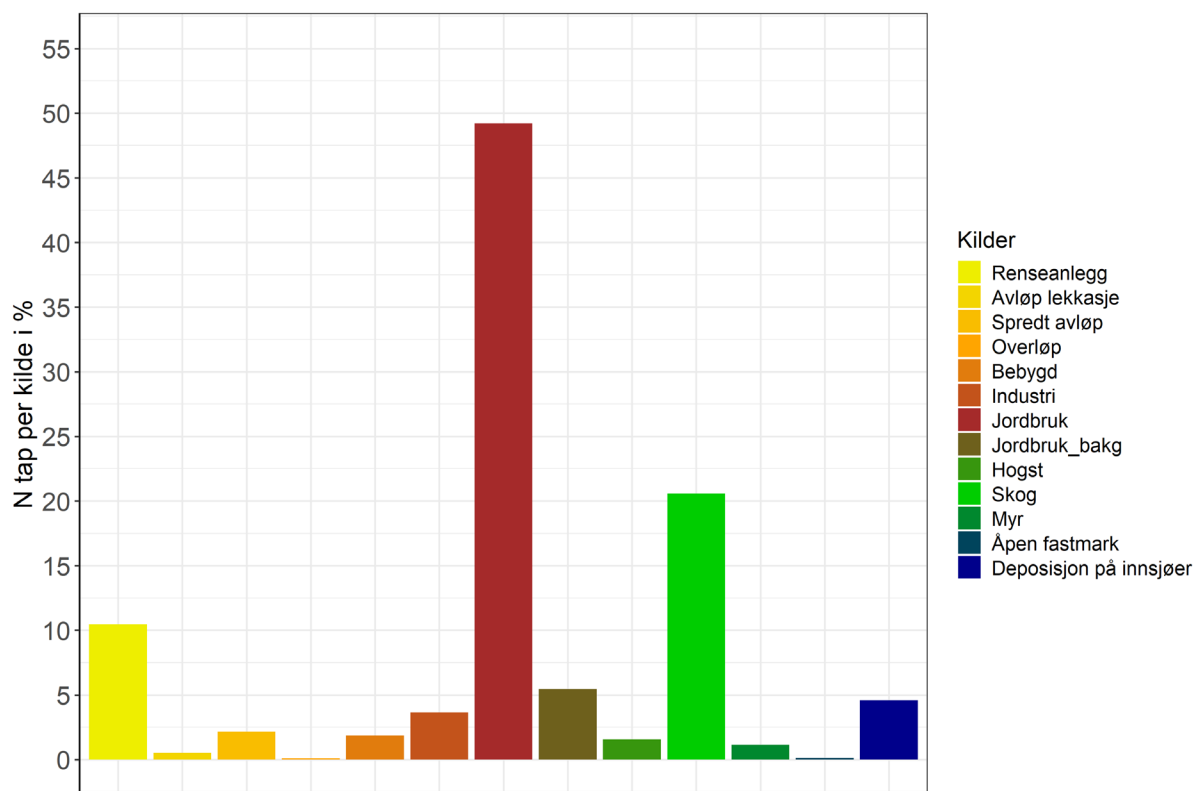
	A N-tap (tonn/år) i delnedbørfelt	B N-tap (tonn/år) i totalt nedbørfelt	C N-tilførsel (tonn/år) til resipient i delnedbørfelt	D N-tilførsel (tonn/år) til nedstrøms nedbørfelt
Svenskebekken	15	15		15
Øvre_Lierelva_Aurskog	90	90		83
Nedre_Lierelva_Børta_Eidsb.	46	151	144	140
Bjørkelangen	63	214	203	174
Setten	49	49		29
Hemnessjøen_Dalselva	75	75		27
Skulerud_Høland_Mjermen	217	556	447	417
Rødenessjøen	147	703	564	467
Øymarksjøen	116	819	583	501
Ara_Asperen	115	934	616	546
Femsjøen	116	1051	662	596
Tista_Øvre	5	1055	601	601
Enningdalselva	135	135		94*
Iddefjorden	376	1567	1071	1069

*Det er ikke tatt hensyn til retensjon langs vassdraget i den delen som ligger i Sverige, på grunn av manglende data.

Totalt var jordbruk største kilde til nitrogen i Haldenvassdraget. Jordbruk bidro i gjennomsnitt med 49 % av de totale tilførslene, fulgt av skog med 21 % og kommunalt avløp med 10 % (Figur 3). N-deposisjon på innsjøer og bakgrunnsavrenning av N fra jordbruk bidro med om lag 5 % av de totale N-

tapene hver. Industri (kun i 'Iddefjorden') bidro med om lag 4 % av totale N-tapene, spredt avløp og bebyggelse/samferdsel 2 % hver, og myr 1 %. Nitrogentap fra hogst bidro med mindre enn 2 % av de totale N-tapene i 2021 (basert på data fra Skarbøvik m.fl. (2024), se avsnitt 2.3).

Når retensjon av nitrogen i innsjøene tas høyde for, er kildefordelingen i Iddefjorden omtrent den samme som når retensjon ikke tas hensyn til (Tabell 4). Kun andelen av N-tap fra industri og kommunalt avløp var litt høyere når retensjon var hensyntatt. Tabell 4 gir en oversikt over kildefordelingen for de *totale* nedbørfeltene, inkludert tilførsler fra alle kilder i alle nedbørfelt oppstrøms og nitrogenretensjon langs vassdraget, i gjennomsnitt for 2013-2022. Jordbruk var den viktigste kilden i alle nedbørfeltene, unntatt i Setten, der det er lite jordbruksareal og avrenning fra utmark dominerer. Det bemerkes at det ikke er differensiert mellom ulike nitrogenfraksjoner ved beregning av retensjon, det er kun brukt én retensjonsfaktor, for totalnitrogen. I virkeligheten kan retensjonen være forskjellig for organisk og uorganisk nitrogen. Antakelig er derfor det relative bidraget fra kilder med stor andel organisk nitrogen, underestimert.



Figur 3: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder i Haldenvassdraget i gjennomsnitt for 2013-2022. Det er ikke tatt hensyn til retensjon langs vassdraget. Obs: Data for hogst er kun for ett år (2021).

Tabell 4: Fordeling (%) av nitrogentilførsler til nedstrøms nedbørfelt på kilder i vannlokalitetenes totale nedbørfelt (alt oppstrøms areal inkludert, og retensjon hensyntatt), i gjennomsnitt for perioden 2013-2022.

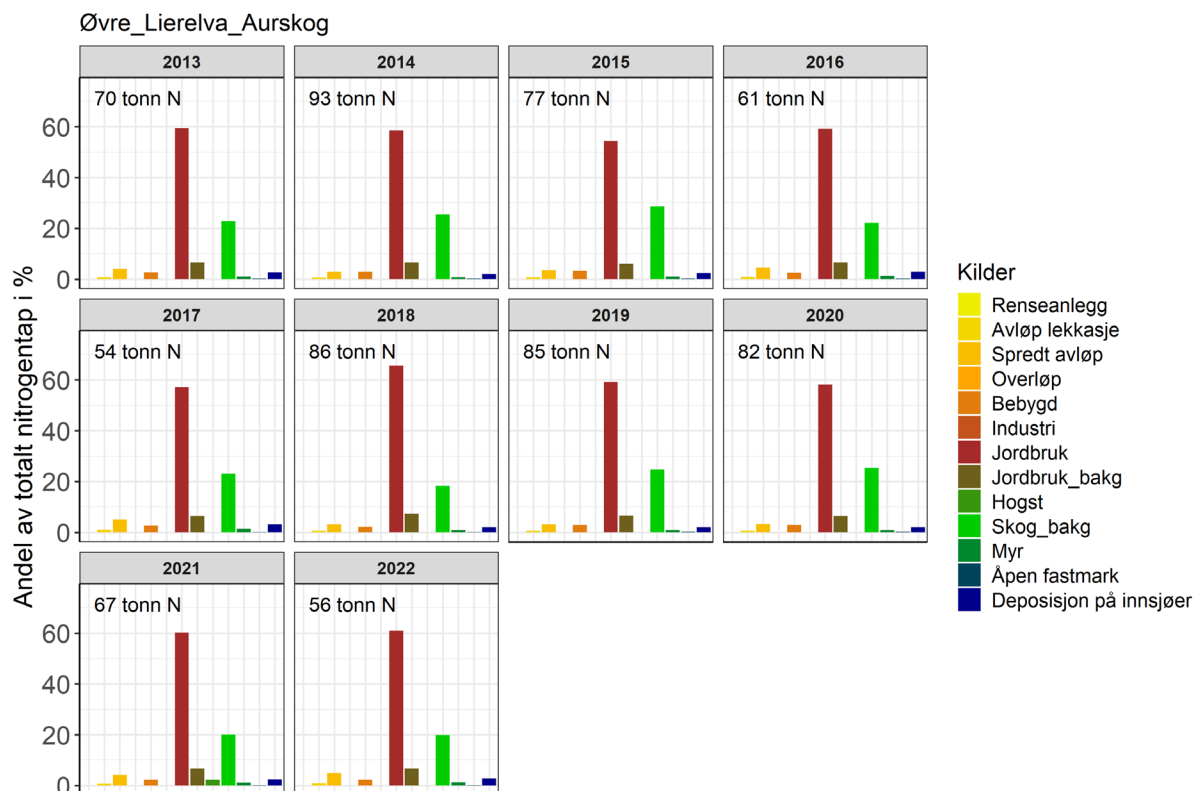
(Del-)nedbørfelt	Kommunalt avløp	Spredt avløp	Bebyggelse/ samferdsel	Industri	Jordbruk	Jordbruk bakgrunn	Skog	Åpen fastmark	Myr	Deposisjon ferskvann
Svenskebekken	0 %	5	1	0 %	73	8 %	11	0 %	0 %	0 %
Øvre_Lierelva_Aurskog	0 %	4 %	3 %	0 %	64 %	7 %	18 %	0 %	1 %	2 %
Nedre_Lierelva_Børta_Eids- bekken	0 %	3 %	3 %	0 %	64 %	7 %	18 %	0 %	1 %	2 %
Bjørkelangen	13 %	3 %	2 %	0 %	56 %	6 %	15 %	0 %	1 %	2 %
Setten	5 %	3 %	2 %	0 %	23 %	3 %	48 %	0 %	4 %	12 %
Hemnessjøen_Dalselva	0 %	3 %	1 %	0 %	65 %	7 %	16 %	0 %	1 %	7 %
Skulerud_Høland_Mjermen	8 %	3 %	2 %	0 %	56 %	6 %	19 %	0 %	1 %	3 %
Rødenessjøen	6 %	3 %	2 %	0 %	58 %	6 %	19 %	0 %	1 %	4 %
Øymarksjøen	6 %	3 %	2 %	0 %	57 %	6 %	19 %	0 %	1 %	4 %
Ara_Aasperen	5 %	3 %	1 %	0 %	57 %	6 %	21 %	0 %	1 %	5 %
Femsjøen	5 %	2 %	1 %	0 %	55 %	6 %	23 %	0 %	1 %	6 %
Tista_Øvre	5 %	2 %	1 %	0 %	55 %	6 %	23 %	0 %	1 %	6 %
Enningdalselva	0 %	3 %	1 %	0 %	48 %	5 %	36 %	0 %	1 %	6 %
Iddefjorden	13 %	2 %	2 %	5 %	49 %	5 %	18 %	0 %	1 %	4 %

Figur 5 til Figur 17 viser nivå på totale nitrogentap for hvert (del-)nedbørfelt, og hvordan nitrogentapene fordeler seg i prosent på ulike kilder i (del-)nedbørfeltene. Her er det kun tapene i de respektive (del-)nedbørfeltene som er tatt med i beregningen, og tilførsler fra nedbørfelt oppstrøms er ikke inkludert. Kildefordeling for de totale nedbørfeltene, med nitrogenretensjon hensyntatt (Tabell 4), vil derfor avvike i større eller mindre grad fra kildefordelingene for de enkelte (del-)nedbørfeltene.

Tallene er angitt per år i perioden 2013-2022, og de viser at det ikke har vært noen signifikant endring i nitrogentilførsel over tid i noen av nedbørfeltene. Jordbruk var den dominerende kilden i flere nedbørfelt, mens avløp dominerte i flere år i delnedbørfelt 'Bjørkelangen' og utgjorde også en stor andel i delnedbørfeltet 'Iddefjorden'. Skog bidro med store andeler av total nitrogentilførsel i Setten, Enningdalselva og Femsjøen. Tallene for gjennomsnittlig fordeling av nitrogentapene på kilder i (del-)nedbørfeltene i Haldenvassdraget er presentert i Tabell V 2 i vedlegget.

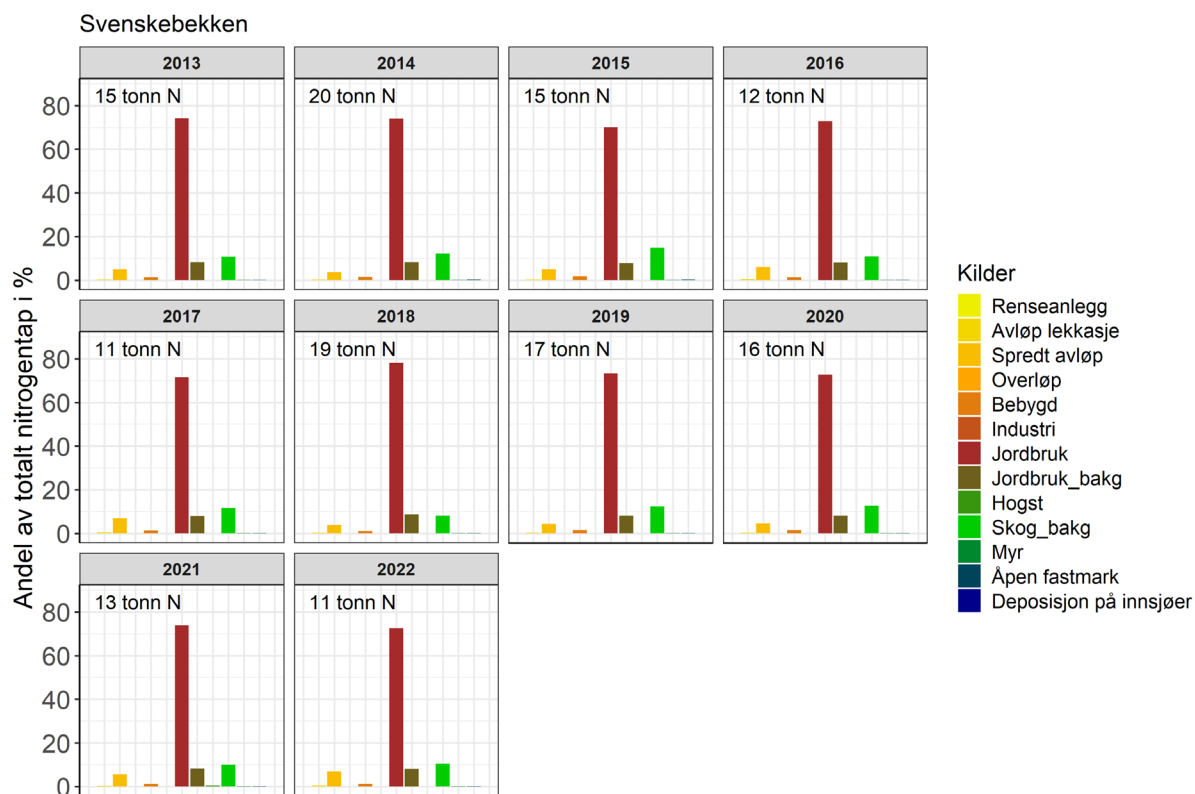
Herunder følger en mer detaljert oppsummering av årlige nitrogentap og kildefordeling for de individuelle (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for de totale nedbørfeltene (Tabell 4) blir også kommentert til sammenlikning.

Det totale N-tapet i nedbørfeltet 'Øvre_Lierelva_Aurskog' varierte mellom 54 tonn N i 2017 og 93 tonn N i 2014 (Figur 4). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig omtrent 60 % av total tilførsel, og skog med 23 %. Hogst bidro med ca. 2 % av N-tapene i 2021.



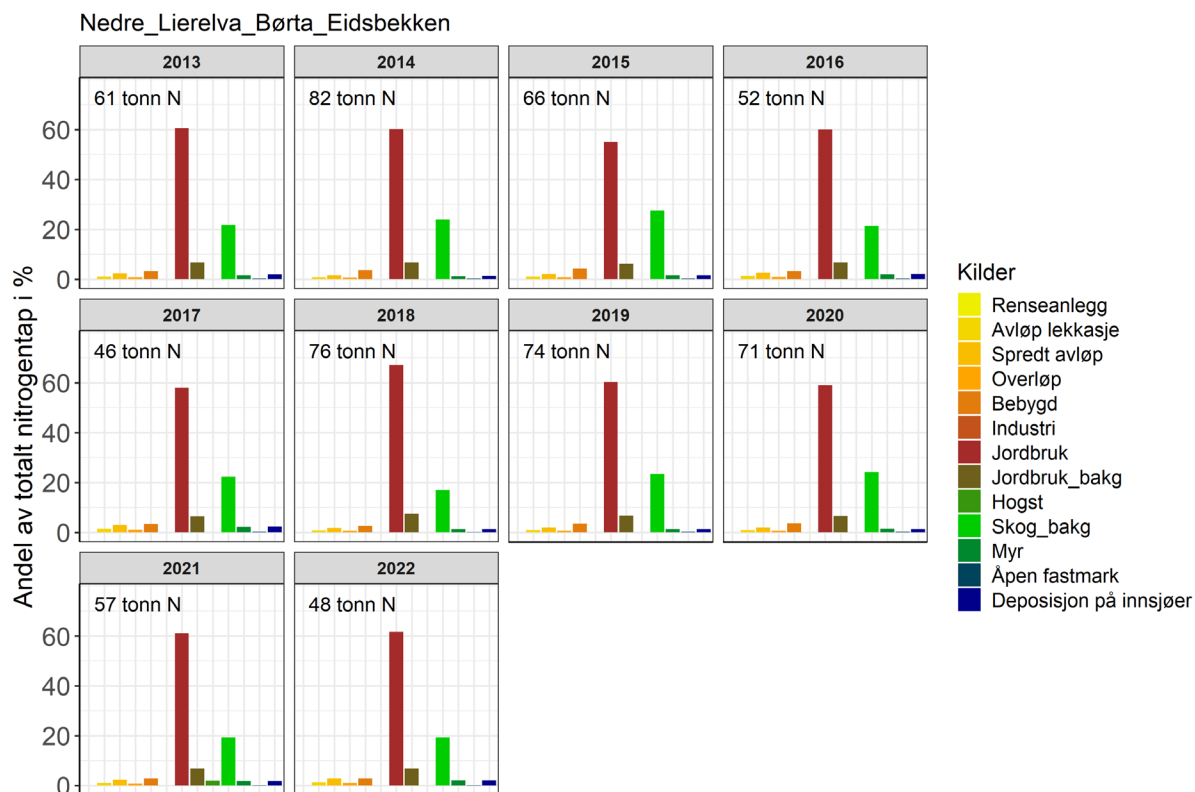
Figur 4: Fordeling (%) av nitrogentilførsler på kilder og årlig nitrogentap i tonn i nedbørfeltet 'Øvre_Lierelva_Aurskog'.

Det totale N-tapet i nedbørfeltet 'Svenskebekken' varierte mellom 11 tonn N i 2022 og 20 tonn N i 2014 (Figur 5). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig 73 % av totalt N-tap, og skog med 11 %. Hogst bidro med mindre enn 1 % av N-tapene i 2021. Ettersom nedbørfeltet er lite, er usikkerheten i beregnet nitrogentap spesielt stor.



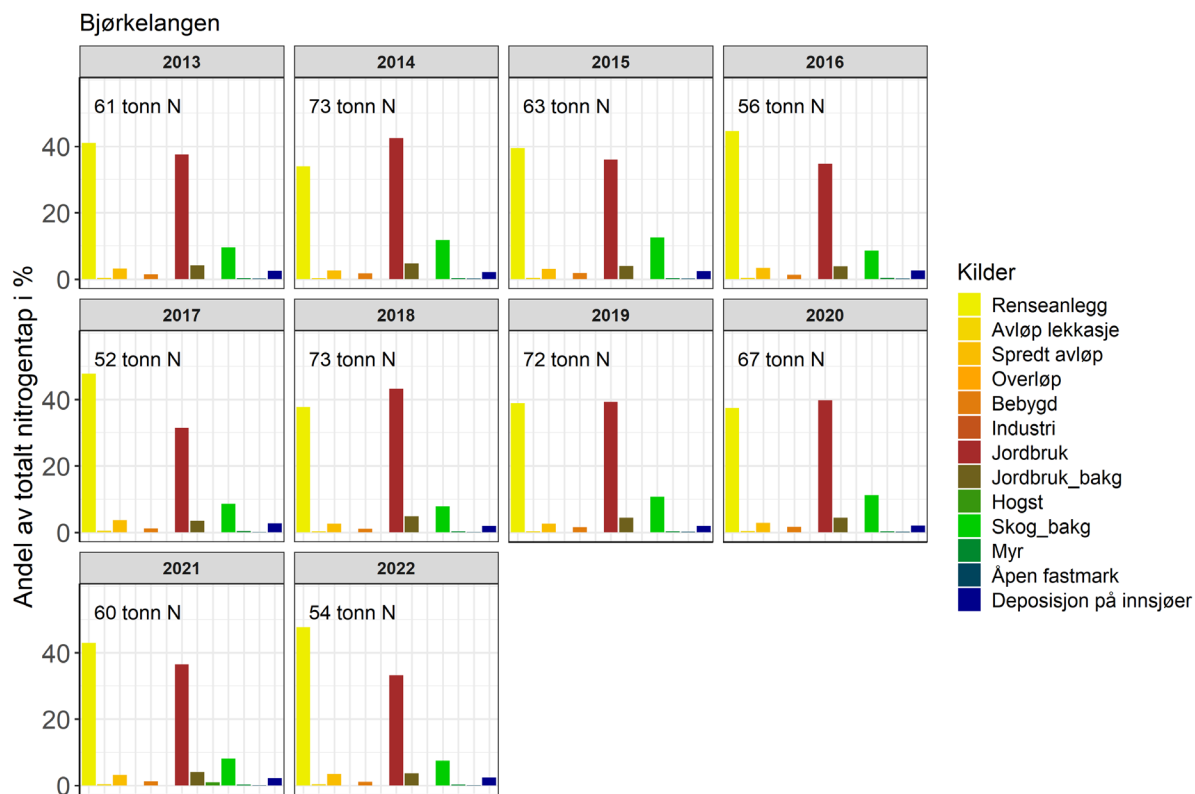
Figur 5: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i nedbørfeltet 'Svenskebekken'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken' varierte mellom 46 tonn N i 2017 og 82 tonn N i 2014 (Figur 6). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig 60 % av totalt N-tap, og skog med 22 %. Hogst bidro med ca. 2 % av N-tapene i 2021. 'Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken' har tilførsler fra begge de ovennevnte nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), var tilnærmet lik som for delnedbørfeltet, med litt høyere andel fra jordbruk (64 %) og litt mindre andel fra skog (18%).



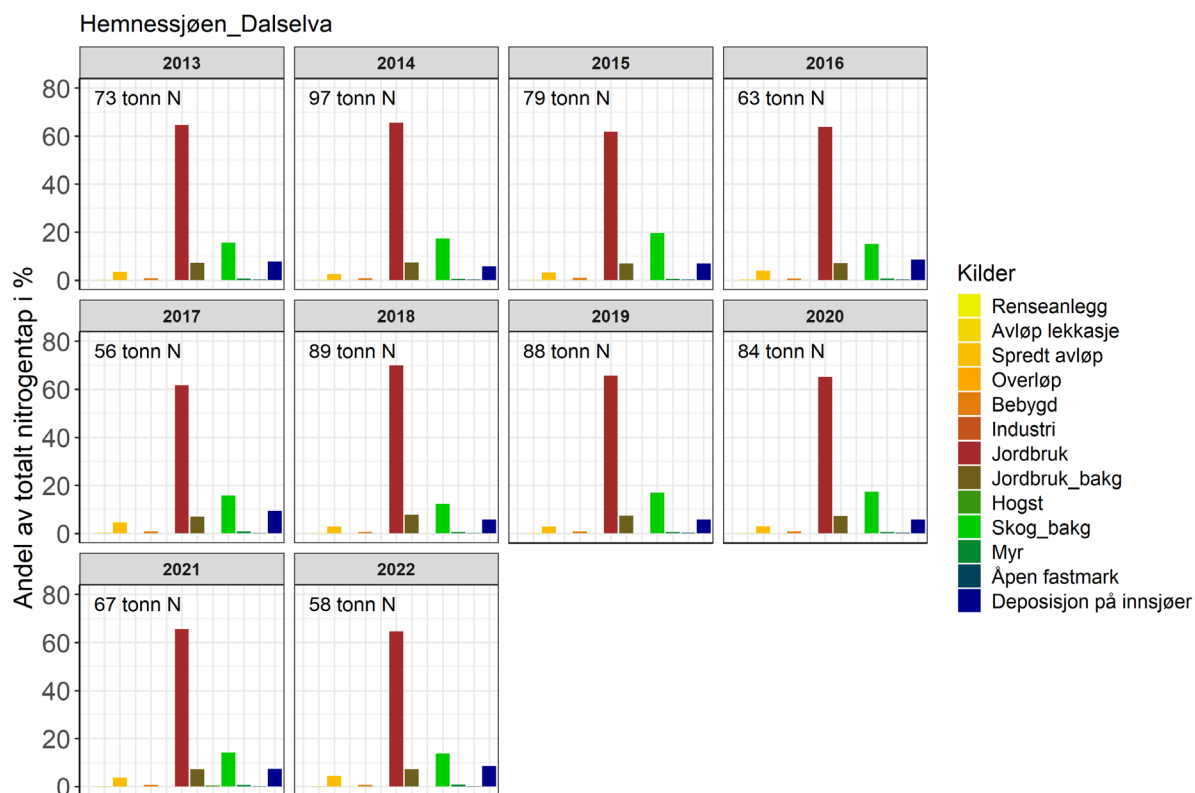
Figur 6: Fordeling (%) av nitrogen tap på kilder og årlig nitrogen tap i tonn i delnedbørfeltet 'Nedre_Lierelva_Børta_Eidsbekken'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Bjørkelangen' varierte mellom 52 tonn N i 2017 og 73 tonn N i 2014 og 2018 (Figur 7). De største N-kildene var utslipp fra kommunalt avløp, med gjennomsnittlig 41 % av totalt N-tap, og jordbruk med 37 %. Hogst bidro med ca. 1 % av N-tapene i 2021. 'Bjørkelangen' har tilførsler også fra de tre ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste større bidrag fra jordbruk (56 %) og mindre fra avløp (13 %).



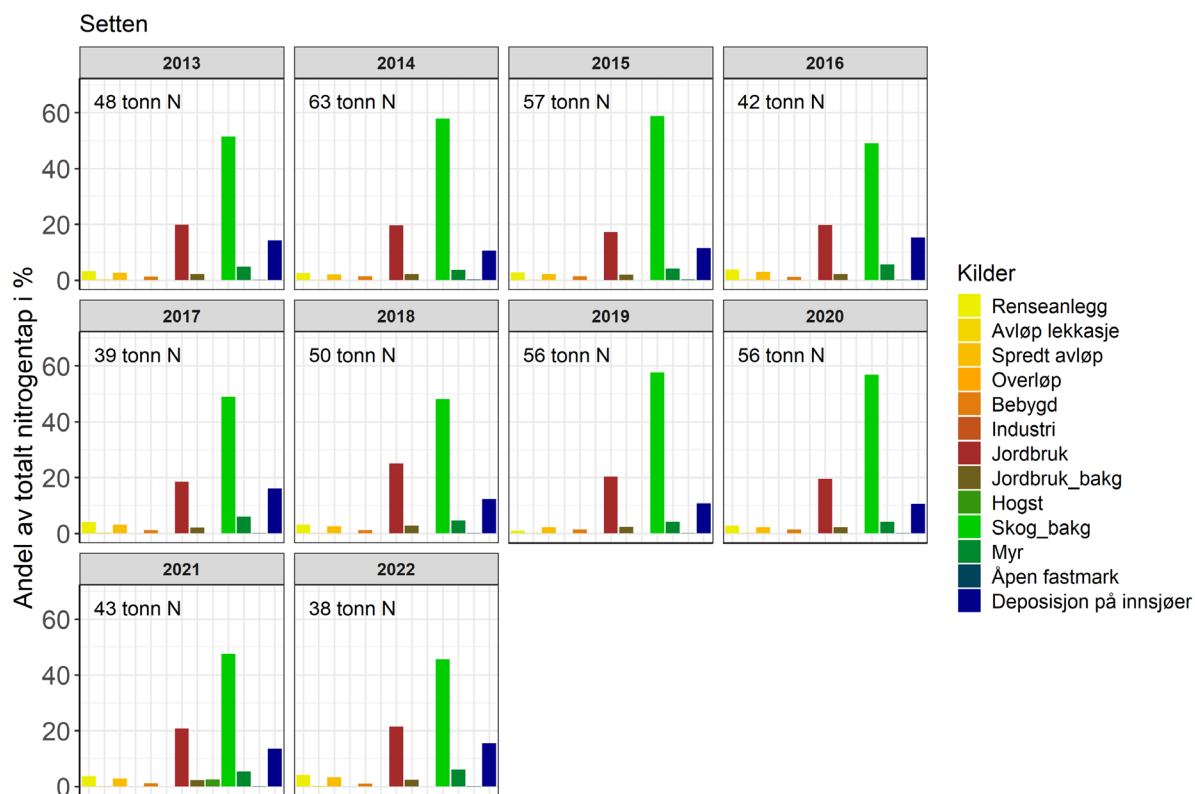
Figur 7: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet 'Bjørkelangen'.

Det totale N-tapet i nedbørfeltet 'Hemnessjøen_Dalselva' varierte mellom 56 tonn N i 2017 og 97 tonn N i 2014 (Figur 8). De største N-kildene var jordbruk med gjennomsnittlig 65 % av totalt N-tap, og skog med 16 %. Den tredje største kilden var N-deposisjon på innsjøer med 7 % av N-tapene. Hogst bidro med mindre enn 1 % av N-tapene i 2021. Kildefordelingen med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4) var den samme som uten.



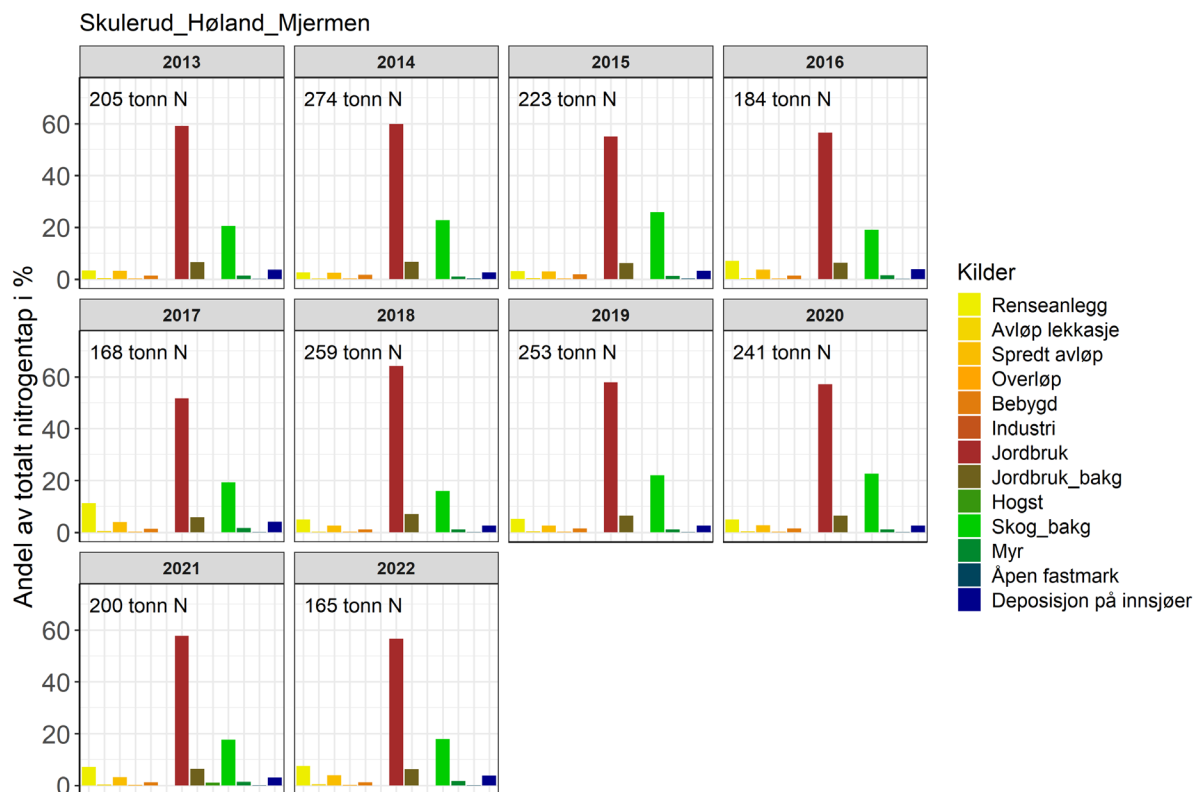
Figur 8: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i nedbørfeltet 'Hemnessjøen_Dalselva'.

Det totale N-tapet i nedbørfeltet 'Setten' varierte mellom 38 tonn N i 2022 og 63 tonn N i 2014 (Figur 9). Den største N-kilden var skog, med gjennomsnittlig 52 % av totalt N-tap. N-tapene fra jordbruk utgjorde 20 %, og N-deposisjon på innsjøer 13 %. Hogst bidro med nærmere 3 % av N-tapene i 2021. Kildefordelingen med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste lit mindre bidrag fra skog (48 %) og lit høyere fra jordbruk (23 %).



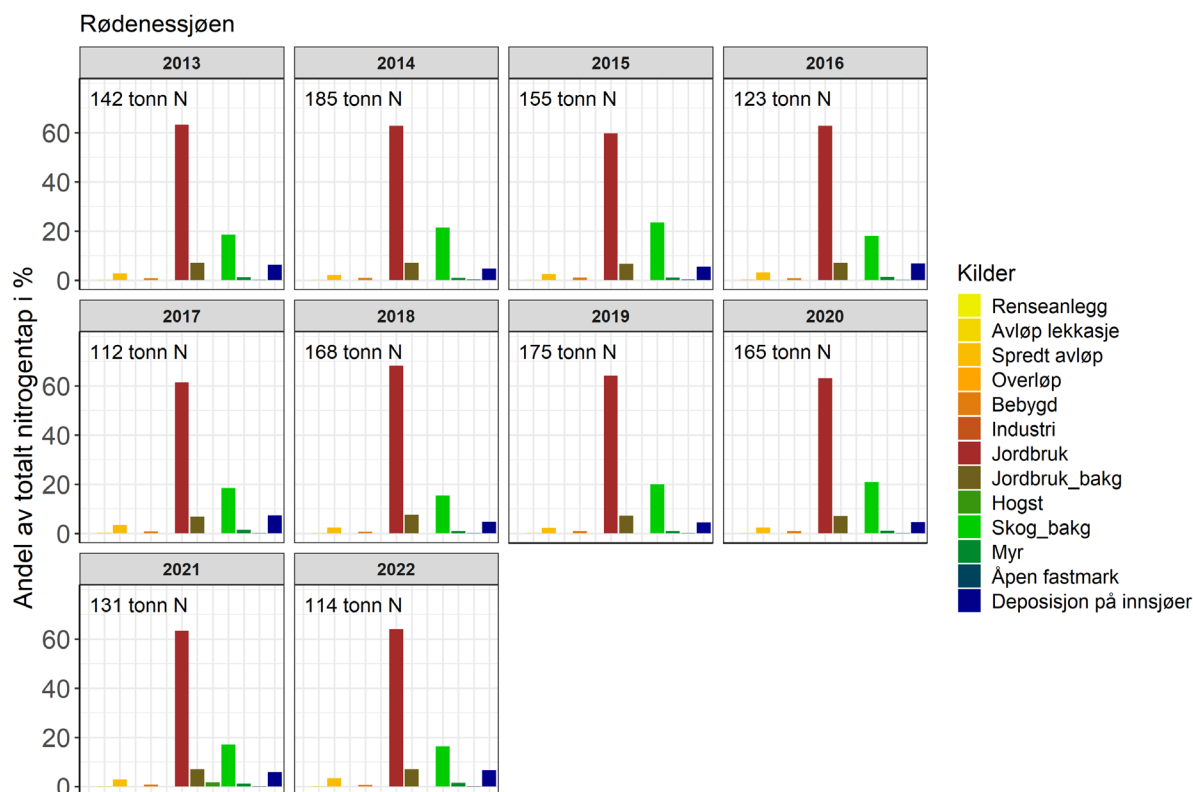
Figur 9: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i nedbørfeltet 'Setten'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Skulerud_Høland_Mjermen' varierte mellom 165 tonn N i 2022 og 274 tonn N i 2014 (Figur 10). Den største N-kilden var jordbruk med gjennomsnittlig 58 % av total N-tap. N-tap fra skog utgjorde 20 %, og kommunalt avløp 6%. Hogst bidro med ca. 1 % av N-tapene i 2021. 'Skulerud_Høland_Mjermen' har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), var tilnærmet lik som for delnedbørfeltet, 56% fra jordbruk, 19% fra skog og 8 % fra kommunalt avløp.



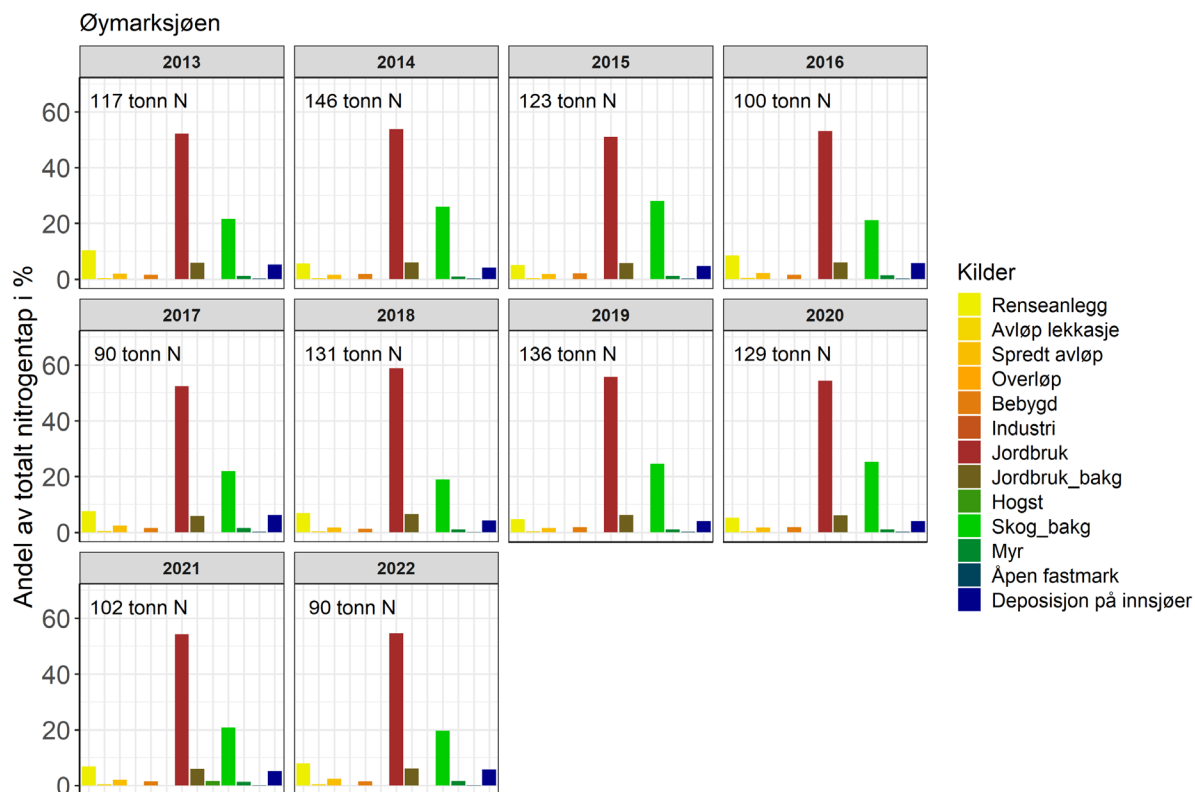
Figur 10: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet 'Skulerud_Høland_Mjermen'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Rødenessjøen' varierte mellom 112 tonn N i 2017 og 185 tonn N i 2014 (Figur 11). Den største N-kilden var jordbruk, med gjennomsnittlig 63 % av totalt N-tap, fulgt av skog (19 %) og N-deposisjon på innsjøer (6 %). Hogst bidro med ca. 2 % av N-tapene i 2021. Delnedbørfeltet har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildfordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste større bidrag fra avløp (6 %) og mindre fra jordbruk (58 %).



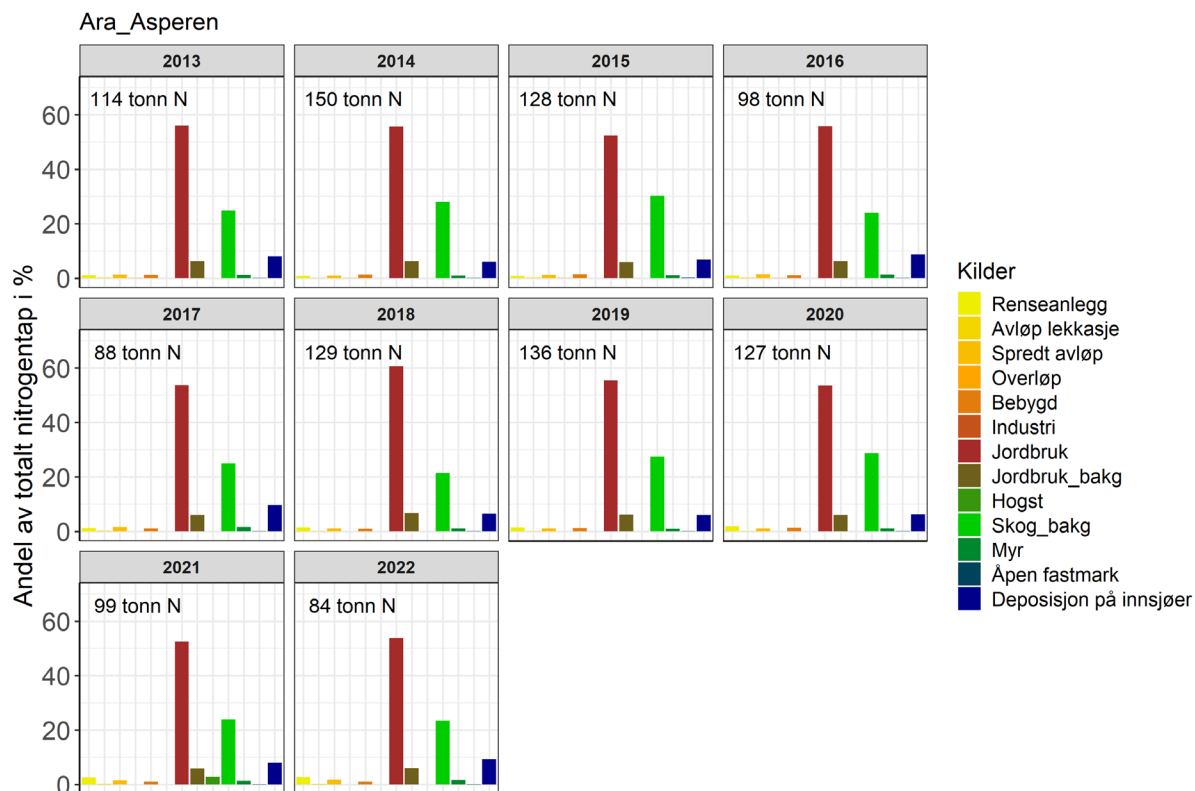
Figur 11: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet 'Rødenessjøen'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Øymarksjøen' varierte mellom 90 tonn N i 2017 og 2022 og 146 tonn N i 2014 (Figur 12). Den største N-kilden var jordbruk, med gjennomsnittlig 54 % av de totale N-tapene. N-tap fra skog utgjorde 23 % og kommunalt avløp 7 %. Hogst bidro med ca. 1 % av N-tapene i 2021. Delnedbørfeltet har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), var tilnærmet lik som for delnedbørfeltet, men med litt høyere andel fra jordbruk (57 %) og litt mindre andel fra skog (19 %).



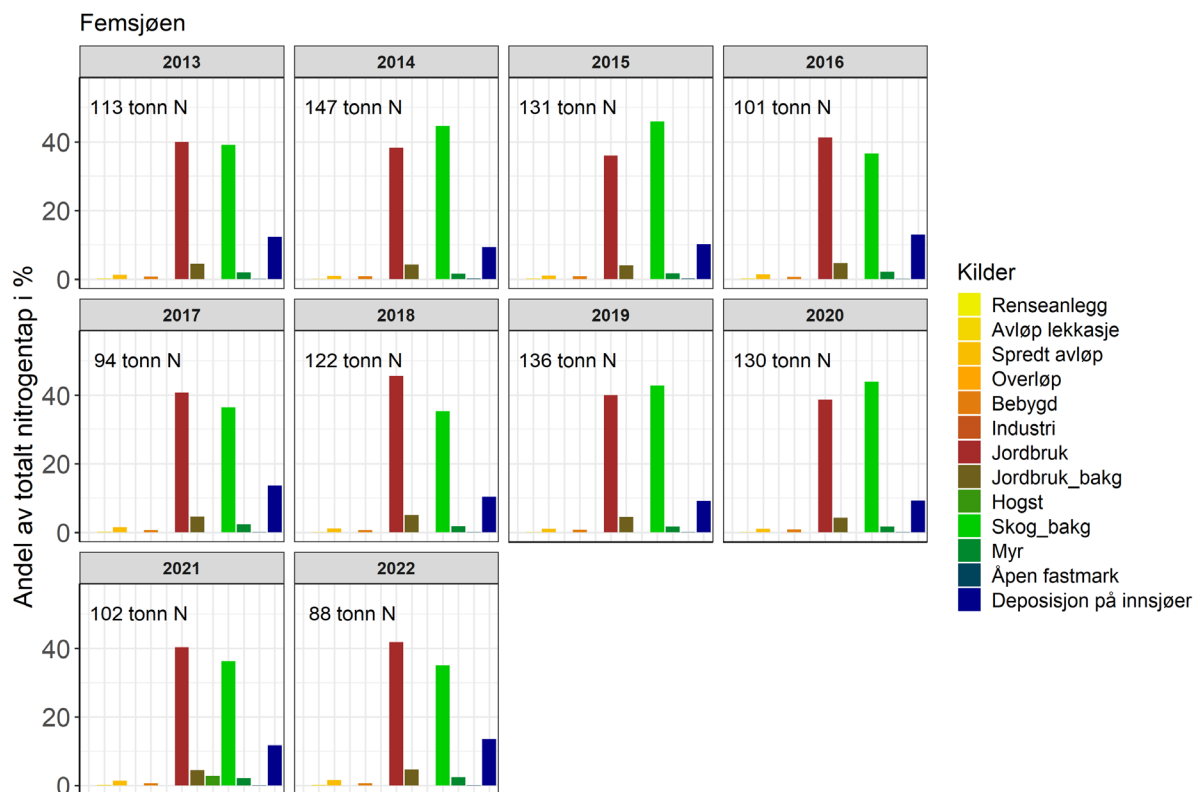
Figur 12: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet 'Øymarksjøen'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Ara_Aspere' varierte mellom 84 tonn N i 2022 og 150 tonn N i 2014 (Figur 13). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig 55 % av de totale N-tapene, og skog med 26 %. N-deposisjon på innsjøer utgjorde 8 %. Hogst bidro med drøyt 3 % av N-tapene i 2021. Delnedbørfeltet har N-tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det totale nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste høyere bidrag fra jordbruk (57 %) og lavere fra skog (21 %) og N deposisjon (5 %).



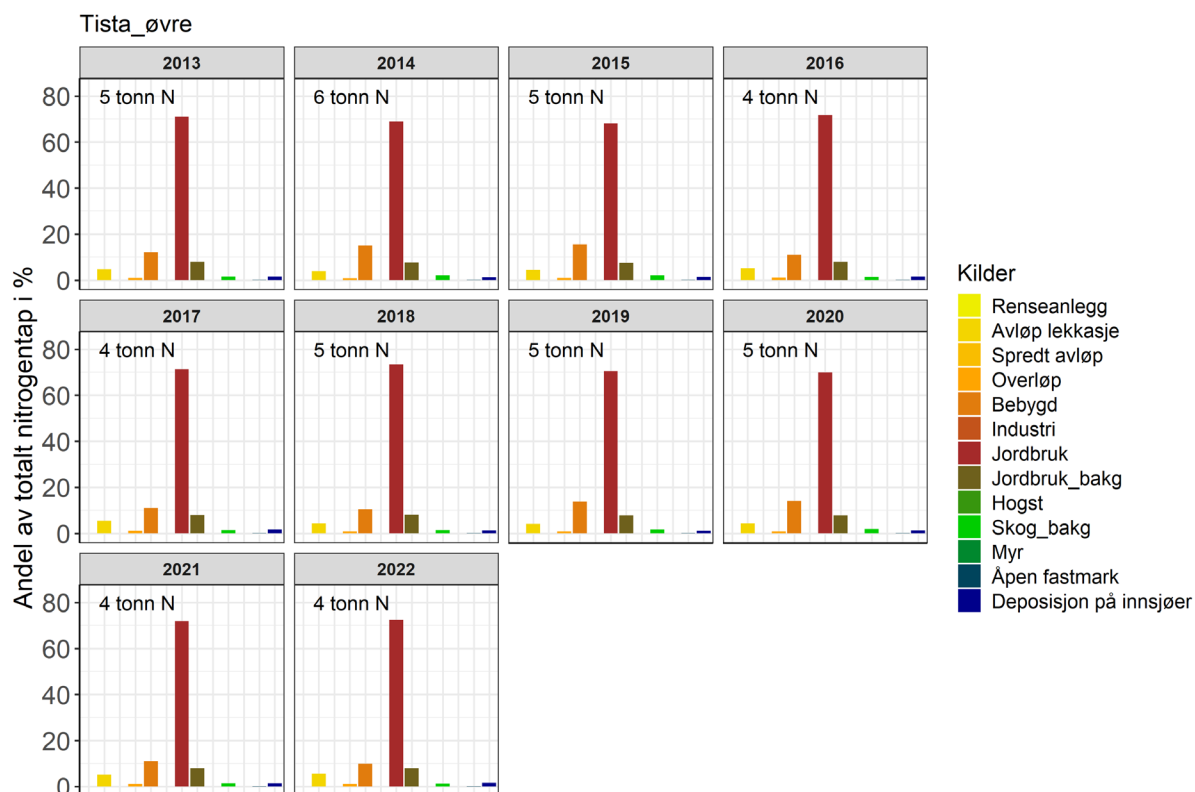
Figur 13: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet 'Ara_Aspere'.

Det totale N-tapet i del-nedbørfeltet 'Femsjøen' varierte mellom 88 tonn N i 2022 og 147 tonn N i 2014 (Figur 14). De største N-kildene var skog og jordbruk, begge med gjennomsnittlig 40 % av de totale N-tapene. N-deposisjon på innsjøer utgjorde 11 %. Hogst bidro med drøyt 3 % av N-tapene i 2021. Delnedbørfeltet har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste større bidrag fra jordbruk (55 %) og avløp (5 %), og mindre fra bl.a. skog (23 %).



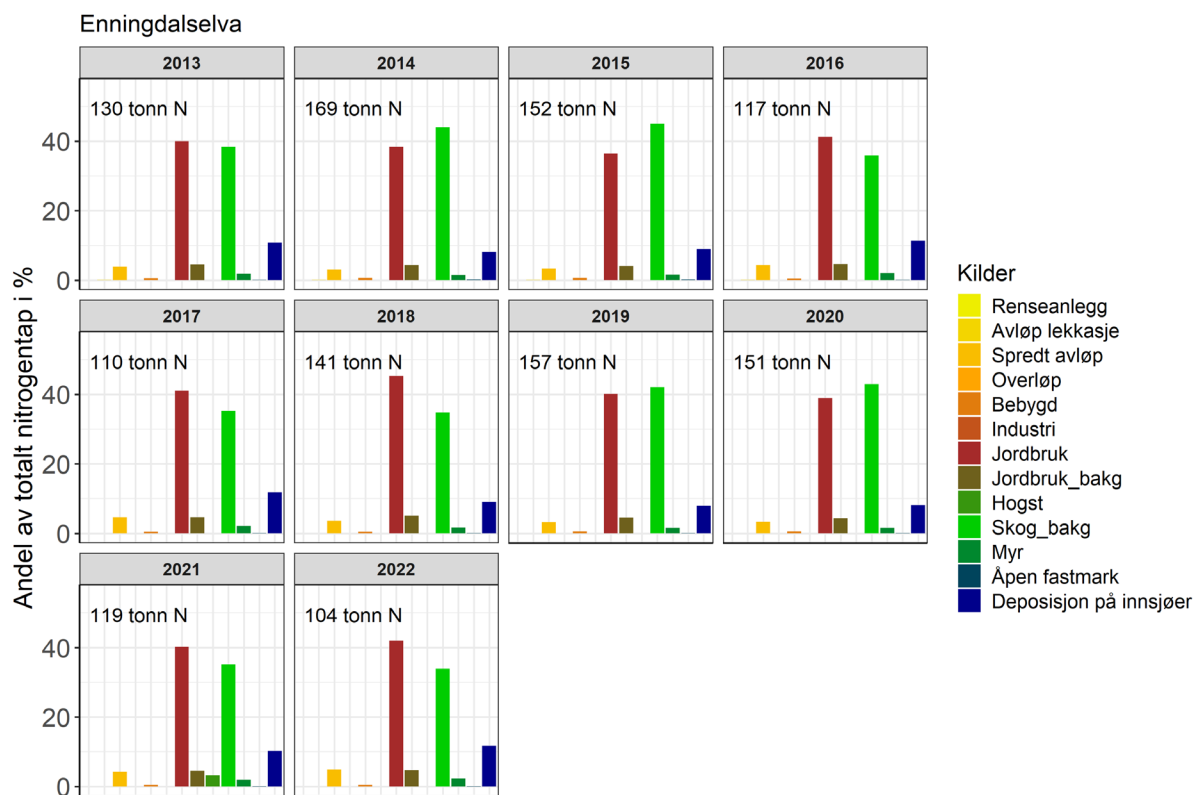
Figur 14: Fordeling (%) av nitrogen tap på kilder og årlig nitrogen tap i tonn i delnedbørfeltet 'Femsjøen'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Tista_øvre' varierte mellom 4 og 6 tonn N per år (Figur 15). Den største N-kilden var jordbruk med gjennomsnittlig 71 % av de totale N-tapene, etterfulgt av bebyggelse med 12 % og N-tap fra avløpsnettet med 5 %. Bidrag fra hogst var ubetydelig i 2021. Delnedbørfeltet har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste mindre bidrag fra jordbruk (55 %) og bebyggelse (1 %) og større fra bl.a. skog (23 %).



Figur 15: Fordeling (%) av nitrogentilførsler på kilder og årlig nitrogentap i tonn i del-nedbørfeltet 'Tista_øvre'.

Det totale N-tapet i nedbørfeltet 'Enningdalselva' varierte mellom 104 tonn N i 2022 og 169 tonn N i 2014 (Figur 16). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig 40 % av de totale N-tapene, og skog med 39 %. N-deposisjon på innsjøer utgjorde 10 %. Hogst bidro med ca. 3 % av tilførslene i 2021.



Figur 16: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i nedbørfeltet 'Enningdalselva'.

Det totale N-tapet i delnedbørfeltet 'Iddefjorden' varierte mellom 334 tonn N i 2022 og 419 tonn N i 2018 (Figur 17). De største N-kildene var jordbruk, med gjennomsnittlig 40 % av de totale tapene, kommunalt avløp med 30 %, og industri med 15 %. Utslipp fra industri var fra Norske Skog Saugbrugs. Skog bidro med 5 % av N-tapene. Hogst bidro med knapt 1 % av N-tilførslene i 2021. Delnedbørfeltet har tilførsler fra alle de ovennevnte (del-)nedbørfeltene. Kildefordelingen for det *totale* nedbørfeltet, med N-retensjon hensyntatt (Tabell 4), viste større bidrag fra jordbruk (49 %) og skog (18 %), og mindre fra avløp (13 %) og industri (5 %).

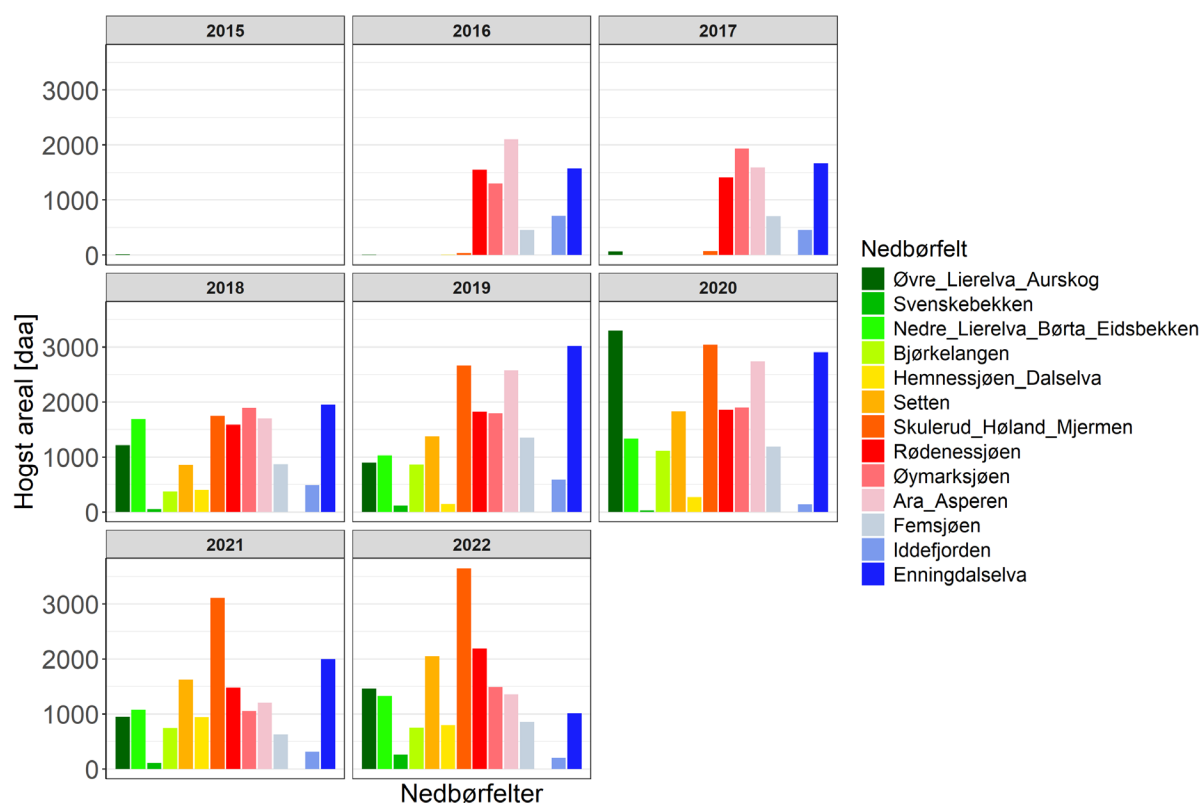


Figur 17: Fordeling (%) av nitrogentap på kilder og årlig nitrogentap i tonn i delnedbørfeltet Iddefjorden.

3.1.1 Påvirkning fra hogst

Hogst forventes å føre til økt nitrogentap fra skogsareal. Ifølge skogressurskart SR16 beta var det registrert størst areal med hogstaktivitet fra og med 2018 (Figur 18). Det er mulig at dataene før 2018 er ufullstendige fordi kartet er en foreløpig versjon. Det største arealet med hogst var registrert i 2020 (21,6 km²). Hogst skjedde dette året særlig i del-nedbørfeltene 'Øvre_Lierelva_Aurskog', 'Skulerud_Høland_Mjermen', 'Ara_Aspere' og 'Enningdalselva'. I hele Haldenvassdraget ble det hogd totalt 14,8 km² i 2018, 18,2 km² i 2019, 15,2 km² i 2021 og 17,4 km² i 2022. Vurdering av datagrunnlaget fra Skarbøvik m.fl. (2024) viste at N-tap fra hogstarealer i hele Haldenvassdraget i 2021 var på omlag 22 tonn N, som var mindre enn 2 % av de totale N-tapene. N-tapene kan ha vært høyere i år med mer utbredt hogst enn i 2021, og lavere i år med mindre hogst.

Største areal med hogst i hele perioden 2018 til 2022 var i nedbørfeltet 'Skulerud_Høland_Mjermen' (14,2 km²), 'Enningdalselva' (10,9 km²) og 'Ara_Aspere' (9,6 km²). Basert på de årlige tallene for hogstarealer kan andelen N-tap fra skog være høyere enn beregnet, særlig for nedbørfeltene 'Skulerud_Høland_Mjermen', 'Enningdalselva' og 'Øymarksjøen'.



Figur 18: Totalt hogstareal i daa per nedbørfelt og år. Kilde: skogressurskartSR16 beta.

3.1.2 Påvirkning fra drenering av myr

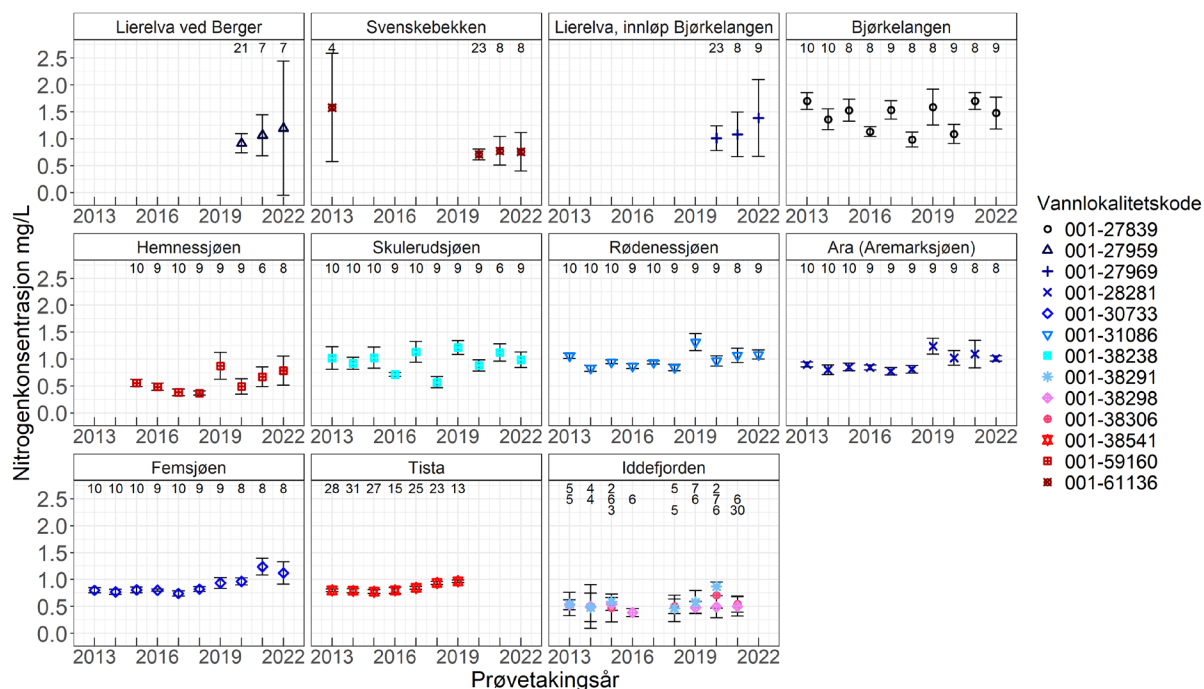
Drenering av myr forventes å føre til økt nitrogentap. Det foreligger ikke data som kan brukes til å tallfeste hvor stor påvirkning grøftetettheten har på N-avrenning fra myr i Haldenvassdraget, men koeffisientene a_{myr} og t_{myr} (se avsnitt 2.3.3) kan gi noen indikasjoner på forskjeller mellom de nedbørfeltene der data var tilgjengelige. Der grøftetettheten og konnektiviteten er høy, kan det forventes økt N-tap. Gjennomsnittlig grøftetetthet (t_{myr}) var ifølge beregningene høyest i del-nedbørfeltet 'Bjørkelangen' (0,009 m/m²). I de andre nedbørfeltene var grøftetettheten mellom 0,005 m/m² og 0,001 m/m². Grøftetettheten vil imidlertid variere mellom de enkelte myrene i de nedbørfeltene, så noen myrområder vil bidra mer enn andre til N-tap. Den totale utbredelsen av myr har også betydning. Høy gjennomsnittlig grøftetetthet får mindre betydning dersom det er lite myr totalt, og motsatt kan store myrarealer bidra relativt mindre til N-tap dersom grøftetettheten og konnektiviteten er lav. Størst areal av drenert myr i forhold til nedbørfeltets totale størrelse (a_{myr}), finner man i 'Nedre_Lierelva_Borta_Eidsbekken' (~8 %) og Øymarksjøen (~7 %), mens minste a_{myr} er i delnedbørfeltet 'Bjørkelangen' (3 %). Følgelig er grøftetettheten høyest i nedbørfeltet med den minste andelen med myr ('Bjørkelangen'). Basert på disse tallene er det ikke mulig å konkludere med hvilke nedbørfelt det kan forventes høyere eller lavere nitrogentap enn det som er beregnet med standardkoeffisienten for N-tap fra myr.

3.2 Nitrogenkonsentrasjoner

3.2.1 Målte nitrogenkonsentrasjoner

Gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjoner for perioden 2013 til 2022 lå mellom 0,5 mg N/L for prøvetakingspunktene i 'Iddefjorden' og 1,43 mg N/L for prøvetakingspunktet i 'Bjørkelangen' (Figur

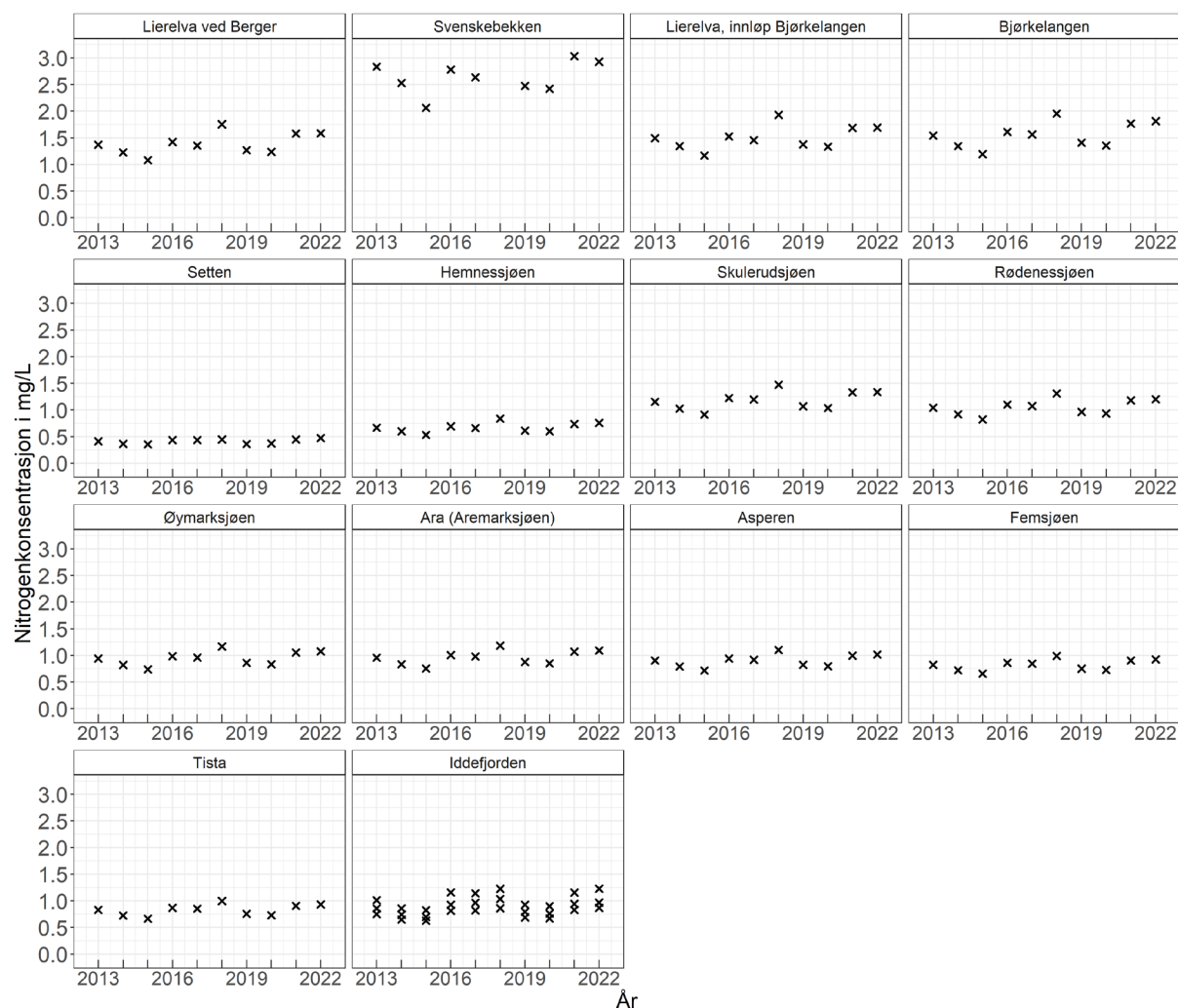
19). De årlige konsentrasjonene varierte med en variasjonskoeffisient for de enkelte nedbørfeltene mellom $\pm 0,09$ (Tista) og $\pm 0,43$ (Svenskebekken). Særlig 'Bjørkelangen' viste markante årlige variasjoner med et «annethvert-år»-mønster. Det var et liknende mønster for Skulerudsjøen. Begge vannlokalitetene hadde også tydelige variasjoner innenfor årene (se på konfidensintervallene i Figur 19). Variasjoner innen enkeltår var små i perioden 2013 til 2018 for prøvetakingspunktene i Hemnessjøen, Rødenessjøen, Ara (Aremarksjøen), Femsjøen og Tista, men variasjonen økte etter 2018 for flere prøvetakingspunkter. Variasjoner innen enkeltår var stor for prøvetakingspunktene på Lierelva ved Berger, Svenskebekken og Lierelva, innløp Bjørkelangen.



Figur 19: Årlige gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjoner i mg N/L for hvert prøvetakingspunkt (vannlokalitet) med 95 % konfidensintervall, beregnet fra flere vannanalyser per år. Antall vannanalyser er markert over hver gjennomsnittsverdi. For Iddefjorden er det tre prøvetakingspunkter bak gjennomsnittsverdien, og her er antall vannanalyser markert i samme rekkefølge som i tegnforklaringen.

3.2.2 Estimerte nitrogenkonsentrasjoner

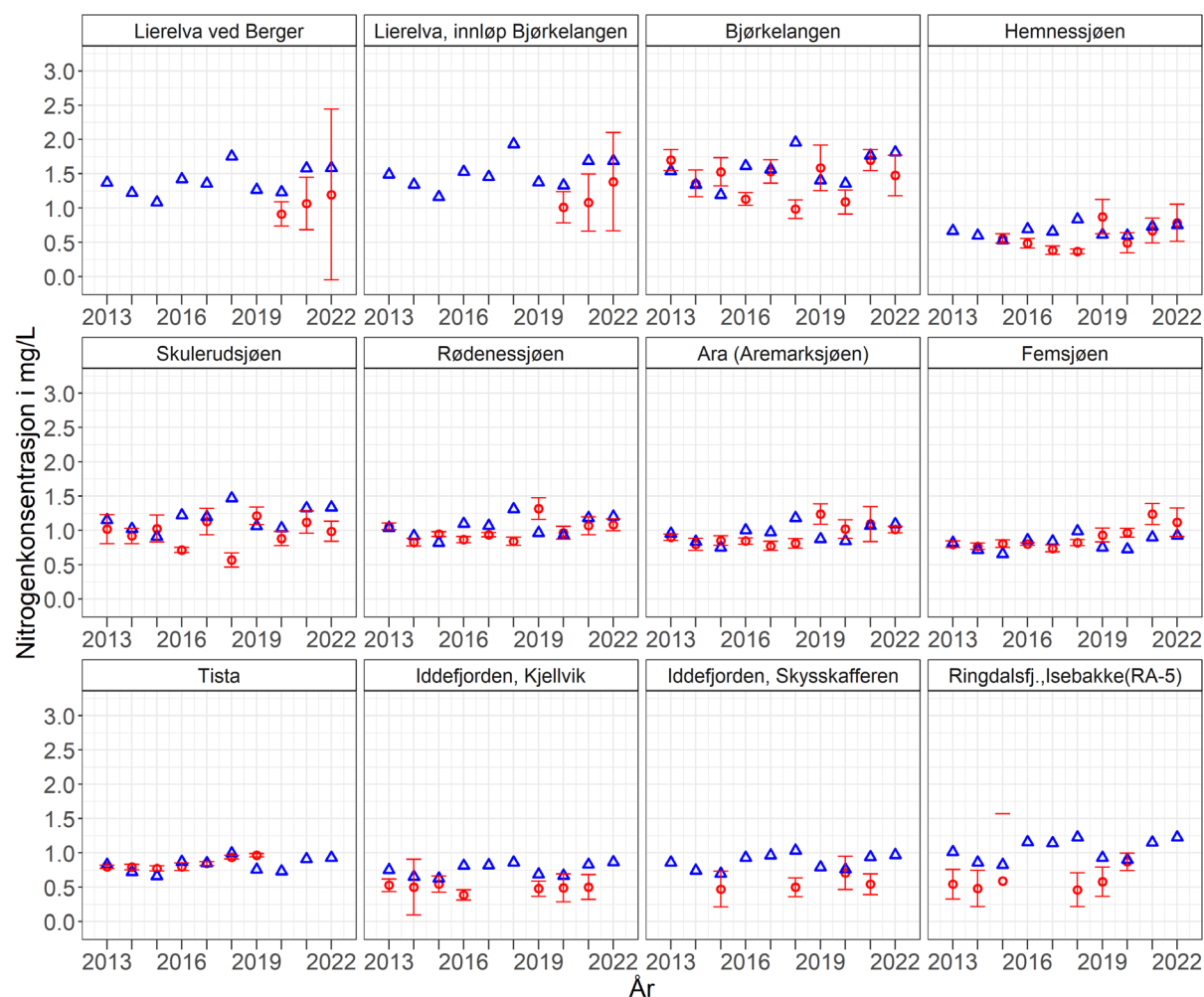
Estimerte årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av nitrogen i perioden 2013 til 2022, beregnet utfra total nitrogentilførsel og total avrenning fra alt areal oppstrøms, var mellom 0,4 mg N/L i utløpet av nedbørfeltet 'Setten' og 2,7 mg N/L i utløpet av nedbørfeltet 'Svenskebekken' (Figur 20). Variasjonskoeffisientene for årlige nitrogenkonsentrasjoner lå mellom 0,11 for utløpet av 'Setten' og 0,17 for utløpet av 'Svenskebekken'.



Figur 20: Årlige nitrogenkonsentrasjoner estimert for utløpet av nedbørfeltene til prøvetakingspunktene som er vist i Figur 1 og listet i Tabell 2.

3.2.3 Sammenligning av målte og estimerte nitrogenkonsentrasjoner

Generelt var det godt samsvar mellom målte og estimerte årlige nitrogenkonsentrasjoner i prøvetakingspunktene i Haldenvassdraget. Avvik mellom målinger og estimater avtok med økende størrelse på nedbørfeltet, det vil si fra de øvre til de nedre delene av Haldenvassdraget (Figur 21). Avviket ved hvert prøvetakingspunkt, beskrevet som kvadratfeil (RMSE) av gjennomsnittlige målte og estimerte nitrogenkonsentrasjoner, avtok fra ca. 0,4 mg N/L i Lierelva til ca. 0,1 mg N/L ved Haldenvassdragets utløp i Tista. Prøvetakingspunktet i Tista har det største nedbørfeltet blant alle prøvetakingspunktene i denne studien, men også den høyeste prøvetakingsfrekvensen (prøver tatt ut 15 til 31 ganger per år, spredt utover hele året). Det tilsier at målingen er robust og sannsynligvis gir representative verdier for gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon her. Dessverre var tidsserien for analyseresultater fra Tista ikke fullstendig publisert da dataene til prosjektet ble lastet ned. I Iddefjorden var estimert årlig nitrogenkonsentrasjon generelt høyere enn årlig gjennomsnitt av målte konsentrasjoner. Det skyldes sannsynligvis at store deler av Iddefjordens nedbørfelt ligger i Sverige og ikke kunne tas med i beregningene. Prøvetakingspunktene 'Svenskebekken', 'Lierelva ved Berger' og 'Lierelva, innløp Bjørkelangen' viste generelt lavere målt enn estimert nitrogenkonsentrasjon. Mulige årsaker er diskutert i kapitlet 3.3.



Figur 21: Estimerte (blå trekanten, samme som i Figur 20) og målte (røde sirkler, samme som i Figur 19) nitrogenkonsentrasjoner, sistnevnte med 95 % konfidensintervaller.

3.3 Usikkerheter i beregningene

Resultatene som er presentert i de foregående kapitlene er basert på flere antakelser. Usikkerheter forbundet med beregning av nitrogenavrenning fra jordbruksarealer er detaljert beskrevet av Kværnø m. fl. (2024). Kort oppsummert er de største usikkerhetene (som er relevante i dette prosjektet) knyttet til inputdata brukt til beregning av nitrogenbalanser, avvik mellom kartlagt og faktisk jordart på arealene, og estimert avrenningsmengde fra jordbruksareal i forhold til avrenningsmengde fra andre arealtyper. Usikkerheter i beregning av nitrogenavrenning fra andre arealtyper er knyttet til estimerte avrenningsmengder (som for jordbruk) og til nitrogenkoeffisientene, hvilket er beskrevet av Sample m. fl. (2024). Kort oppsummert: Koeffisientene for skog og åpen fastmark er framkommet ved interpolering av nitrogenkonsentrasjoner målt i innsjøer med nedbørfelt dominert av utmarksareal. Koeffisientene for myr er særlig usikre, de er basert på 30 år gamle data. Drenering av myr kan føre til økt nitrogentap, men effekten av dette lar seg ikke kvantifisere. Usikkerhetene i beregning av nitrogentilførsel fra avløp er knyttet til antall personer tilknyttet til avløpsnett i hvert nedbørfelt, antatt kloakbelastning per person og lekkasjeprosentene som er antatt for ulike alder på avløpsnett. I dataene foreligger heller ikke årlige verdier for overløp og privat avløp.

Sammenligning av estimerte og målte nitrogenkonsentrasjoner viste god sammenheng, men de målte konsentrasjonene var ofte lavere enn de estimerte, for eksempel for Svenskebekken, Lierelva ved Berger, Lierelva innløp Bjørkelangen. Det kan ha flere årsaker:

For det første, nitrogenkonsentrasjonen estimeres utfra estimerte verdier for totalavrenning og nitrogentap, med de usikkerhetene dette medfører, som beskrevet over. Dessuten har akvatisk økologi og egenskaper i vannlokalitetene, for eksempel innsjødybde, en viktig rolle i nitrogenomsetningen. Nitrogenkonsentrasjoner i vann kan endre seg ved at organisk bundet nitrogen sedimenterer og ved at løst nitrogen tas opp av vannorganismer. For å ta hensyn til slike prosesser, ble de estimerte nitrogentapene korrigert med retensjonsfaktorer hentet fra TEOTIL3-modellen. I TEOTIL3 beregnes retensjonsfaktorene utfra areal og gjennomsnittlig dybde av innsjøen og langsiktig gjennomsnittlig årsavrenning. Følgelig tar beregningen ikke høyde for hvordan f.eks. avrenningshastigheten og nitrogentilførselen kan variere betydelig mellom årstider. Arealavrenning fra jordbruksareal og utmark vil være nært knyttet til sesongvariasjoner i avrenning, mens dette ikke er tilfelle for nitrogentap fra avløpsvann. I perioder med mye avrenning vil nitrogenet transporteres raskt gjennom innsjøen, og retensjonen vil da være lav. I REGINE-enheter i Haldenvassdraget varierer retensjonsfaktorene som brukes i TEOTIL3-modellen, mellom 0 og 75 % for totalnitrogen, med laveste verdier (0-5 %) der det kun er småvann, middels verdier (5-20 %) for Bjørkelangen og innsjøene i den midtre delen av vassdraget (Rødenessjøen til Femsjøen), og høyest verdier (>20 %) for innsjøer i de nordlige og sørlige delene av vassdraget. Det er også viktig å påpeke at det kun ble brukt retensjonsfaktorer for totalnitrogen i dette prosjektet, altså ble det ikke differensiert mellom ulike nitrogenfraksjoner (uorganisk nitrogen, dvs. nitrat og ammonium, og organisk nitrogen). Det betyr at beregnet retensjon er antatt å være lik for alle kildene. I virkeligheten vil retensjonen avhenge av hvilke nitrogenfraksjoner hver enkelt kilde domineres av. Retensjon av organisk nitrogen er ofte lavere enn retensjon av uorganisk nitrogen, slik at en mindre andel av det uorganiske nitrogenet holdes tilbake langs vassdraget.

For det andre må det forventes en viss usikkerhet også i måledataene. Å ta hensyn til sesongvariasjoner ved prøvetaking er viktig for å kunne beregne representative verdier for årlig nitrogentap. Vannprøvene som ble tatt i perioden 2013 til 2022 er sjelden tatt gjennom hele året. I Bjørkelangen, Hemnessjøen, Skulerudsjøen, Rødenessjøen, Aremarksjøen og Femsjøen er det vanligvis kun tatt prøver mellom andre halvdel av mai og første halvdel av oktober. Følgelig er det risiko for at potensielt høyere eller lavere nitrogenkonsentrasjoner i perioder med mye avrenning resten av året, ikke blir fanget opp i den ordinære prøvetakingsperioden. Data fra noen av disse innsjøene understøtter denne hypotesen, da de viser tendenser til avtakende nitrogenkonsentrasjoner i prøvetakingsperioden mai til oktober. Dette er tydeligst for Bjørkelangen. Der reduseres nitrogenkonsentrasjonene med omtrent 0,5 mg/L fra mai til oktober hvert år. Nedgangen kan enten skyldes sesongmessige variasjoner i nitrogentilførsel, og/eller omsetning av nitrogen i organismer i innsjøene. Uansett hva årsaken til disse nedadgående trendene er, betyr det at de årlige gjennomsnittskonsentrasjonene beregnet ut fra målte konsentrasjoner har noe høyere usikkerhet enn illustrert ved 95 % konfidensintervallene i Figur 19. Prøvetakingspunktene 'Liererlva ved Berger', 'Svenskebekken' og 'Lierelva, innløp Bjørkelangen' har dessuten kun ett år med prøvetaking gjennom hele året, de andre årene ble det prøvetatt kun i enkelte perioder. I tillegg er det i hvert prøvetakingspunkt stor variasjon i nitrogenkonsentrasjon mellom prøvetakingsdatoene. Følgelig er det ved stikkeprøvetaking vanskelig å oppnå en gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon som er representativ for den årlige nitrogenavrenningen.

4 Konklusjoner

Gjennomsnittlig nitrogentap fra ulike kilder/arealtyper til overflatevann i Haldenvassdraget er for perioden 2013-2022 beregnet til ca. 1570 tonn nitrogen. Delnedbørfeltene 'Iddefjorden' og 'Skulerud_Høland_Mjermen' bidro med omtrent 40 % av de totale nitrogentapene i vannområdet.

Beregningene indikerer at for hele vannområdet, når nitrogenretensjon i innsjøene tas med i betraktning, sto jordbruket for om lag halvparten av nitrogenbelastningen til Iddefjorden, mens utslipp fra avløpssektoren og skog bidro med henholdsvis ca. 15 og 18 % av nitrogentilførslene. Tilførslene fra åpen fastmark, myr og deponisjon på innsjøer ble anslått til å utgjøre til sammen ca. 5 % av den totale tilførselen, og industri 5 %. Nitrogenutslipp fra avløp utgjorde en særlig viktig kilde i delnedbørfeltene 'Bjørkelangen' og 'Iddefjorden', og nitrogenavrenning fra skog utgjorde en betydelig andel i 'Setten', 'Enningdalselva' og 'Femsjøen'.

Målte konsentrasjoner av nitrogen i innsjøer og elver i Haldenvassdraget har i perioden 2013-2022 ligget på i gjennomsnitt mellom 0,5 mg N/L og 1,43 mg N/L, og det har ikke vært noen trend med endrede konsentrasjoner gjennom perioden. Beregnet nitrogentilførsel omregnet til konsentrasjoner stemte i stor grad overens med de målte konsentrasjonene. Det var likevel betydelige forskjeller i estimerte og målte konsentrasjoner for prøvetakingspunktene i den øvre delen av vannområdet. Avvikene er knyttet til usikkerheter i både beregninger og målinger. Muligheten for å evaluere modellens evne til å reprodusere faktiske årlige nitrogenkonsentrasjoner ville kunne forbedres ved overvåking hele året, eventuelt med en prøvetakingsfrekvens tilpasset variasjon i avrenning gjennom året.

Resultatene viste at punktkilder som utslipp fra Norske Skog Saugbrugs og store avløpsanlegg spilte også en viktig rolle. Reduksjon av tilførsler fra disse kildene kan være et effektivt tiltak for raskt å begrense nitrogenbelastningen til vassdraget og fjorden. For å redusere nitrogentap fra jordbruk og skog, anbefales en evaluering av omfanget av allerede gjennomførte tiltak og en vurdering av mulige hotspots for å finne de mest effektive tiltakene.

5 Litteraturreferanser

- Barneveld, R.B., 2024. Data fra prosjektet UPRISE (Regionale Forskningsfond Viken nr. 332739).
- Bratli, J.L., Hauan, E., Rosland, D.S., Sandnes, A.A., Størset, L. 1995. Miljømål for vannforekomster – Hovedveiledning. SFT-veiledning 95:05.
- Kværnø, S. H., Fischer, F. K., Bechmann, M., 2024. AGRITIL - Nutrient loss model for agriculture. Modelling soil, organic carbon, nitrogen and phosphorus losses from Norwegian agricultural areas to surface water. NIBIO Report, 10, 43.
- Sample, J., 2024. TEOTIL3-koeffisienter. <https://github.com/NIVANorge/teotil3/tree/main/data>
- Sample, J., Jackson-Blake, L., Vogelsang, C., Kaste, Ø., 2024. TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direktetilførsler til kyst. NIVA-rapport 7996-2024, ISBN 978-82-577-7733-3.
- Simonsen, L., Bendixby, L., 2010. Nytt Forurensningsregnskap for Vestfold – Fase 1: Metode. Ask Rådgivning Rapport, 09-145-1. 25s.
- Skaalsveen, K., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Bechmann, M., 2022. Beregning av forurensningstilførsler til vassdrag i Bærum - Delrapport 1: Øverlandselva. NIBIO rapport 8/16.
- Skarbøvik, E., Jackson-Blake, L., Sample, J., de Wit, H., Clarke, N., 2024. Beregning av næringsstoffavrenning fra skogarealer og skogsdrift til Oslofjorden. Med vurdering av kunnskaps- og databehov. NIBIO RAPPORT 10 (47).
- Turtumøygard, S., Hensel, G. 2021. WebGIS avløp. Fagsystem for avløp fra private avløpsanlegg. NIBIO pop 7(31).

Vedlegg 1

Tabell V 1: Årlig total tap av nitrogen i tonn i (del-)nedbørfeltene i Haldenvassdraget fra 2013 til 2022 (tallene er visualisert i Figur 2).

(Del-)Nedbørfelt	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Ara_Asperen	114	150	128	98	88	129	136	127	99	84
Bjørkelangen	61	73	63	56	52	73	72	67	60	54
Enningdalselva	130	169	152	117	110	141	157	151	119	104
Femsjøen	113	147	131	101	94	122	136	130	102	88
Hemnessjøen_Dalselva	73	97	79	63	56	89	88	84	67	58
Iddefjorden	339	399	381	381	350	419	412	394	352	334
Nedre_Lierelva_Børta_Eidsb.	61	82	66	52	46	76	74	71	57	48
Øvre_Lierelva_Aurskog	70	93	77	61	54	86	85	82	67	56
Øymarksjøen	117	146	123	100	90	131	136	129	102	90
Rødenessjøen	142	185	155	123	112	168	175	165	131	114
Setten	48	63	57	42	39	50	56	56	43	38
Skulerud_Høland_Mjermen	205	274	223	184	168	259	253	241	200	165
Svenskebekken	15	20	15	12	11	19	17	16	13	11
Tista_øvre	5	6	5	4	4	5	5	5	4	4

Tabell V 2: Gjennomsnittlig fordeling i % av nitrogentilførsler på kilder i (del-)nedbørfelter i Haldenvassdraget. Kildene er utslipp fra kommunale renseanlegg (KR), overløp (O), lekkasje fra kommunalt avløpsnett (KL), utslipp fra privat avløp (PA), bebygd areal og samferdsel (BS), industri (IN), jordbruk antropogent (JA), jordbruk bakgrunnsavrenning (JB), Skog (S), myr (M), åpen fastmark (F) og deposisjon på innsjøer (DI).

(Del-)Nedbørfelt	KR	O	KL	PA	BS	IN	JA	JB	S	M	F	DI
Ara_Asperen	1	0	0	1	1	0	55	6	26	1	0	8
Bjørkelangen	41	0	0	3	1	0	37	4	10	0	0	2
Enningdalselva	0	0	0	4	1	0	40	4	39	2	0	10
Femsjøen	0	0	0	1	1	0	40	4	40	2	0	11
Hemnessjøen_ Dalselva	0	0	0	3	1	0	65	7	16	1	0	7
Iddefjorden	30	0	1	1	4	15	40	4	5	0	0	0
Nedre_Lierelva_ Børta_Eidsbekken	0	1	1	2	3	0	60	7	22	2	0	2
Rødenessjøen	0	0	0	3	1	0	63	7	19	1	0	6
Setten	3	0	0	3	1	0	20	2	52	5	0	13
Skulerud_Høland_Mje rmen	6	0	0	3	1	0	58	6	20	1	0	3
Svenskebekken	0	0	0	5	1	0	73	8	11	0	0	0
Tista_øvre	0	1	5	0	12	0	71	8	2	0	0	1
Øvre_Lierelva_ Aurskog	0	0	1	4	3	0	59	7	23	1	0	2
Øymarksjøen	7	0	0	2	2	0	54	6	23	1	0	5

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.