

Modellering av avlastningsbehov for ulike delområder (forprosjekt)



Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel

Modellering av avlastningsbehov for ulike delområder (forprosjekt)

Forfatter(e)

James Edward Sample (NIVA), Marianne Bechmann (NIBIO), Sigrun Hjalmsdóttir Kværnø (NIBIO), Leah Jackson-Blake (NIVA), Øyvind Kaste (NIVA)

Løpenummer

7726-2022

Fagområde

Forurensninger

Geografisk område

Norge

Dato

11.03.2022

Distribusjon

Åpen

Sider

65

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Jon Lasse Bratli
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210222

Sammendrag

NIBIO-modellen JOVAest og NIVA-modellen TEOTIL har vært brukt i mange år for å simulere tilførsler av totalt nitrogen og fosfor på nasjonal skala i Norge. Modellene brukes til å støtte vannforvaltning, for eksempel ved å sammenligne simulerte tilførsler med målverdier. Denne rapporten beskriver de eksisterende modellene i detalj og foreslår oppdateringer og forbedringer for å gjøre modelleringsarbeidsflyten mer relevant for behovene til vannforvaltere. Foreslåtte endringer inkluderer: (i) oppdatering av alle komponenter i den eksisterende arbeidsflyten; (ii) å bruke modellen Agricat2 for å simulere jordbruksfosfor; (iii) simulering av underfraksjoner av totalt nitrogen og fosfor; (iv) tilsetning av suspendert sediment og organisk materiale som tilleggsparemetere; og (v) å tilføre ytterligere punktkilder til næringsstoffer, slik som utslipp fra landbasert akvakultur.

Fire emneord	Four keywords
1. Forurensningsregnskap	1. Pollution budget
2. Tilførsler	2. Nutrients
3. Avlastningsbehov	3. Riverine flux reductions
4. Norskekysten	4. Norwegian coastline

Forsidebilde: «[The Divide](#)», Mjøsa, av [Daniel Frantzen](#) (CC BY NC 2.0)

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

James Edward Sample
Prosjektleder/Hovedforfatter

Kvalitetssikrer

Mehdi Khakpour
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7462-2

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Modellering av avlastningsbehov for ulike delområder (forprosjekt)

Innholdsfortegnelse

1	INTRODUKSJON.....	9
1.1	PROSJEKTBAKGRUNN	9
1.2	MODELLERINGSKRAV	9
1.3	JOVAEST OG TEOTIL.....	10
1.4	RAPPORTSTRUKTUR.....	10
2	JORDBRUKSMODELLER.....	10
2.1	JOVAEST MODELLBESKRIVELSE.....	10
2.1.1	JOVAest nitrogen	11
2.1.2	JOVAest fosfor	12
2.1.3	Bakgrunnsavrenning.....	13
2.1.4	Punktutslipp.....	13
2.1.5	Status og begrensninger for JOVAest.....	14
2.2	ALTERNATIV JORDBRUKSMODELL: AGRICAT2.....	14
2.3	FREMTIDIG JORDBRUKSMODELL	16
2.3.1	Jordbruksmodell for fosfor og suspendert stoff.....	16
2.3.2	Jordbruksmodell for nitrogen	17
2.3.3	Input datasett.....	18
3	TEOTIL	20
3.1	MODELLSTRUKTUR.....	20
3.2	BEREGNING AV RETENSJON	23
3.3	INPUT DATASETTE	25
3.3.1	Hydrologi og nedbørfeltnettverk.....	25
3.3.2	Jordbrukskilder.....	25
3.3.3	Ikke-jordbrukskilder (diffuse).....	26
3.3.4	Avløpsrensing	27
3.3.5	Industri.....	29
3.3.6	Akvakultur.....	29
3.3.7	Datakvalitet.....	31
4	ALTERNATIVE ARBEIDSFLYTER FOR MODELLERING	32
4.1	KLASSIFISERING AV MODELLER	32
4.1.1	Romlig domene.....	32
4.1.2	Tidsmessige domene.....	32
4.1.3	Prosessrepresentasjon.....	33
4.2	MODELLERINGSVERKTØY BRUKT ANDRE STEDER	34
5	OPPDELING AV NITROGEN OG FOSFOR.....	37
5.1	JORDBRUKSMODELLER	37
5.2	TEOTIL	37
6	REPRESENTASJON AV ORGANISK MATERIALE	40
6.1	ORGANISK MATERIALE FRA JORDBRUKET	40
6.2	TEOTIL	40
6.2.1	Retensjon av organisk materiale.....	40
6.2.2	Ikke-jordbrukskilder (diffuse).....	41
6.2.3	Avløpsrensing og industri	42
6.2.4	Akvakultur.....	43
7	REPRESENTASJON AV SUSPENDERT SEDIMENT	44

7.1	JORDBRUKSMODELL.....	44
7.2	TEOTIL	45
7.2.1	Retensjon av suspendert sediment.....	45
7.2.2	Ikke-jordbrukskilder (diffus).....	45
7.2.3	Avløpsrensing, industri og akvakultur	46
8	FORSLAG TIL UTVIKLINGSSTRATEGI	47
8.1	OVERSIKT	47
8.2	WP 1: AGRICULTURAL MODELLING	47
8.2.1	Oppgave 1.1: Oppdatert kunnskapsstatus på effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på nitrogen.....	48
8.2.2	Oppgave 1.2: Oppdatert kunnskapsstatus på effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på fosfor	48
8.2.3	Oppgave 1.3: Utvikle ny regressjon for nitrogenmodell.....	48
8.2.4	Oppgave 1.4: Videreutvikle Agricat for suspendert stoff og fosfor.....	48
8.2.5	Oppgave 1.5: Inkludere fraksjoner av næringsstoffer i modellene	49
8.2.6	Oppgave 1.6: Utvikle modell organisk materiale	49
8.2.7	Oppgave 1.7: Videreutvikling av rutiner for beregning av punktkilder og bakgrunnsavrenning.....	49
8.2.8	Oppgave 1.8: Oppdatering av arealbrukskart (AR5/50) i Teotil.....	49
8.2.9	Oppgave 1.9: Integrasjon av jordbruksmodellen i Teotil.....	49
8.2.10	Oppgave 1.10: Leveranse av historiske data	50
8.2.11	Oppgave 1.11: Eksempelberegninger for Oslofjorden	50
8.2.12	Oppgave 1.12: NIBIO-administrasjon og dokumentasjon	50
8.3	WP 2: KILDEFORDELING OG AKKUMULERINGSMODELLERING.....	50
8.3.1	Oppgave 2.1: Oppdatere og forbedre kjernedatasett.....	50
8.3.2	Oppgave 2.2: Generere nedbørfelthierarki	51
8.3.3	Oppgave 2.3: Inkludere kystvannforekomster	51
8.3.4	Oppgave 2.4: Beregne oppholdstider.....	51
8.3.5	Oppgave 2.5: Estimer retensjonskoeffisienter.....	51
8.3.6	Oppgave 2.6: Forbedre arbeidsflyten for jordbruket.....	52
8.3.7	Oppgave 2.7: Forbedre arbeidsflyten for ikke-jordbruk diffuse kilder	52
8.3.8	Oppgave 2.8: Forbedre arbeidsflyten for avløpsrensing og industri	52
8.3.9	Oppgave 2.9: Forbedre arbeidsflyten for akvakultur	53
8.3.10	Oppgave 2.10: Generalisere akvakulturberegninger til andre fiskearter	53
8.3.11	Oppgave 2.11: Inkludere flere inputkilder.....	53
8.3.12	Oppgave 2.12: Be om komplette historiske input-datasett.....	54
8.3.13	Oppgave 2.13: Kalibrere og evaluere mot observerte data.....	54
8.3.14	Oppgave 2.14: Sett opp Mobius (Simply-CNP) for Oslofjorden.....	54
8.3.15	Oppgave 2.15: NIVA-administrasjon og dokumentasjon.....	55
8.4	WP 3: MODELLINTEGRASJON	55
8.4.1	Oppgave 3.1: Koble sammen jordbruks- og akkumuleringsmodeller	55
8.4.2	Oppgave 3.2: Bygge brukergrensesnitt	56
8.5	OPPSUMMERING AV FORESLÅTTE OPPGAVER.....	57
9	MODELLERING AV AVLASTNINGSBEHOV	61
10	KONKLUSJON	62
11	REFERANSER	63

Forkortelser

API	Applikasjonsprogrammeringsgrensesnitt (application programming interface)
BOF	Biokjemisk oksygenforbruk
DIN	Løst uorganisk nitrogen (dissolved inorganic nitrogen)
DOC	Løst organisk karbon (dissolved organic carbon)
HRU	Hydrological response unit
IDW	Inverse distance weighting
KOF	Kjemisk oksygenforbruk
MCMC	Markov chain Monte Carlo
N	Nitrogen
NDVI	Normalized difference vegetation index
NIBIO	Norsk institutt for bioøkonomi
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
NVE	Norges vassdrags- og energidirektorat
OM	Organisk materiale
OSPAR	Oslo-Paris-avtalen for å beskytte havmiljøet i Nordøst-Atlanteren
P	Fosfor (phosphorus)
SDR	Sediment delivery ratio
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
SRP	Løst reaktiv fosfor (soluble reactive phosphorus; løst fosfat)
SS	Suspendert stoff
SSB	Statistisk Sentralbyrå
TDP	Løst totalt fosfor (total dissolved phosphorus)
TOC	Totalt organisk karbon (total organic carbon)
TON	Totalt organisk nitrogen
TPP	Totalt partikulært fosfor (total particulate phosphorus)
WFD	EU Vanndirektivet (Water Framework Directive)

Sammendrag

Effektiv vannforvaltning krever en forståelse av ulike kilder til næringsstofftilførsler og deres relative bidrag til de totale tilførslene. Videre, for å nå miljømålene, må vannforvaltere vite hvilke kombinasjoner av tiltak som har potensial til å oppnå ønskede reduksjoner i næringsstoffbelastning.

Siden 1990-tallet har modellene JOVAest og TEOTIL blitt brukt til å estimere årlige tilførsler fra norske elver. JOVAest er en jordbruksmodell utviklet av NIBIO, mens TEOTIL er en kildefordelings- og akkumuleringsmodell utviklet av NIVA. Modelleringskjeden simulerer flukser av vann, totalt nitrogen (N) og totalt fosfor (P) fordelt på NVEs «regine» nedbørfelter. Den brukes som et verktøy for å støtte vannforvaltning på grovt nivå og for å hjelpe Norge med å oppfylle både nasjonale og internasjonale rapporteringsforpliktelser (f.eks. under OSPAR-konvensjonen).

JOVAest og TEOTIL har vært gjennom flere utviklingssykluser, men modelleringstilnærmingen og kjernedatasettene har ikke blitt gjennomgått siden tidlig på 2000-tallet. Noen aspekter ved arbeidsflyten er derfor utdaterte, mens andre er dårlig dokumentert og ikke lett reproducerbare. I tillegg har behovene til vannforvaltere endret seg over tid. Gitt gjeldende forvaltningsmål er det ønskelig at modeller simulerer underfraksjoner av N og P, og ikke bare Tot-N og Tot-P. Fra 2022 vil også suspendert stoff (SS) og organisk materiale (OM) inngå i Vanndirektivet som støtteparametere for vurdering av vannkvalitet.

Denne rapporten foreslår en ny arbeidsflyt for modellering, som bygger på JOVAest og TEOTIL. Dagens arbeidsflyt er beskrevet i detalj, med fokus på status og begrensninger for de eksisterende modellene. En gjennomgang av modelleringsmetoder brukt andre steder i Fennoskandia presenteres og brukes som eksempler på alternative utviklingsmuligheter. En liste over "essensielle" og "valgfrie" utviklingsoppgaver er presentert som grunnlag for en nærmere vurdering.

For jordbruk vil den foreslåtte modelleringskjeden bruke en oppdatert versjon av JOVAest for å simulere N og Argricat2-modellen for å simulere P og SS. Totalt organisk karbon (TOC) vil bli estimert fra erosjonsrisiko- og jordsmonnkart basert på jordas organiske innhold. Sammen er disse modellene i stand til å simulere effekten av de fleste vanlige tiltak, og kombinasjoner av tiltak, som er brukt i jordbruket for å redusere næringstilførsler. For ikke-jordbrukskilder vil TEOTIL oppdateres ved hjelp av de nyeste hydrologiske datasettene, og alle eksportkoeffisienter vil bli beregnet på nytt ved å bruke nyere nasjonale datasett. Arbeidsflyten for modellering av tilførsler fra punktkilder vil også bli gjennomgått og utvidet – for eksempel ved å legge til flere parametere (SS, TOC, underfraksjoner av N og P) og tilleggskilder (som f.eks. landbasert akvakultur). De nye modellene vil være fullt dokumentert og enklere å vedlikeholde enn tidligere versjoner, og de vil anvende Python programmeringsgrensesnitt (API) for tettere integrasjon og automatisering av arbeidsflyten knyttet til modelleringen.

De foreslåtte endringene tar sikte på å opprettholde den pragmatiske enkelheten til de opprinnelige modellene, samtidig som de holder dem relevante for dagens vannforvaltningsbehov.

Summary

Title: Modelling load reduction needs to waterbodies (preliminary project)
Year: 2022
Author(s): James Edward Sample (NIVA), Marianne Bechmann (NIBIO), Sigrun Hjalmsdottir Kværnø (NIBIO), Leah Jackson-Blake (NIVA), Øyvind Kaste (NIVA)
Source: Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO), ISBN: 978-82-577-7462-2

Effective water quality management requires an understanding of different nutrient sources and their relative contribution to overall fluxes. Furthermore, to reach environmental targets, water managers need to know which combinations of mitigation measures have the potential to achieve desired reductions in nutrient loads.

Since the 1990s, the models JOVAest and TEOTIL have been used to estimate annual riverine fluxes from Norwegian rivers at national scale. JOVAest is an agricultural model developed by NIBIO, whereas TEOTIL is a source apportionment and flux accumulation model developed by NIVA. The modelling chain simulates fluxes of water, total nitrogen (N) and total phosphorus (P) at the spatial resolution of NVE's "regime" catchment network. It is used as a tool to support high level water management and to help Norway meet national and international reporting obligations (e.g. under the OSPAR Convention).

JOVAest and TEOTIL have been through several cycles of development, but the modelling approach and core input datasets have not been reviewed since the early 2000s. Some aspects of the workflow are therefore outdated, while others are poorly documented and not easily reproducible. In addition, the needs of water managers have changed over time: given current policy objectives, it is desirable that models simulate subfractions of N and P (not just total) and, from 2022, suspended sediment (SS) and organic matter (OM) will be included in the Water Framework Directive as supporting parameters for water quality assessment.

This report proposes a new modelling workflow, building upon JOVAest and TEOTIL. The present-day workflow is described in detail, with a focus on the status and limitations of the existing models. A review of alternative modelling approaches used elsewhere in Fennoscandia is presented and used to inform development options. A list of "essential" and "optional" development tasks is then presented for consideration.

For agriculture, the proposed modelling chain will use an updated version of JOVAest to simulate N, and the Agricat2 model for P and SS; TOC will be estimated from erosion risk and soil maps showing organic matter content. Together, these models are capable of simulating the effects of common pollution mitigation measures used in agriculture to reduce nutrient fluxes, including representing combinations of measures. For non-agricultural sources, TEOTIL will be updated using the latest hydrological datasets and all export coefficients will be recalculated using recent national survey datasets. The workflows for point sources will also be reviewed and extended – for example by adding additional parameters (SS, TOC, subfractions of N and P) and additional sources (such as land-based aquaculture). The new models will be fully documented and easier to maintain than previous versions, and they will expose Python APIs to facilitate closer integration and automation of the modelling workflow.

The proposed changes aim to maintain the pragmatic simplicity of the original models, while keeping them relevant to present-day water management needs.

1 Introduksjon

1.1 Prosjektbakgrunn

Miljøtilstand i vann bestemmes ved klassifiseringssystem som hovedsakelig er basert på biologiske kvalitetselementer som alger, bunndyr, vegetasjon, fisk, osv. Innenfor denne rammen er P og N allerede inkludert som støtteparametere, mens SS og OM inkluderes fra 2022.

For å støtte vannforvaltningen og for å oppfylle EUs rapporteringskrav er det behov for å kvantifisere dagens tilførsler og utrede hvilke kombinasjoner av tiltak som kan brukes for å redusere N og P (og etter hvert SS og OM) til gitte målnivåer. Spesielt er det et umiddelbart behov for å undersøke hvilke tiltakspakker som kan brukes for å redusere næringstilførsler til Oslofjorden, som en del av Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden (KLD, 2021).

NIVA-modellen TEOTIL har tidligere blitt brukt til å utforske akseptable belastninger og reduksjonsmål for ferskvann og kystsystemer i Norge. En viktig del av denne arbeidsflyten er NIBIO-modellen JOVAest, som historisk har blitt brukt til å generere jordbruksinput til TEOTIL.

Dette prosjektet vil dokumentere muligheter for videreutvikling av TEOTIL- og JOVAest-modellene, og vurdere muligheten for å bruke alternative modeller i spesifikke applikasjoner. Målet er å legge grunnlag for et større prosjekt med fokus på modellutvikling hvor anbefalte endringer skal implementeres.

1.2 Modelleringskrav

På 1. september 2021, ble det holdt et virtuelt møte for å diskutere eksisterende modelleringsverktøy og behovet for videreutvikling. Deltakere var blant annet representanter fra Miljødirektoratet, Statsforvalteren og Landbruksdirektoratet, sammen med forskere fra NIVA og NIBIO. Under møtet ble det enighet om at den forbedrede arbeidsflyten for modellering skulle oppfylle følgende kriterier:

- Være i stand til å simulere vannføring og næringsstofftilførsler (og derigjennom vannføringsveide konsentrasjoner) med årlig tidsoppløsning. En mer detaljert representasjon av tidsdynamikk (f.eks. sesongmessig) ble ansett som potensielt interessant, men ikke nødvendig
- Være i stand til å produsere resultater for hele Norge i en romlig oppløsning som er relevant for vannforvaltning (f.eks. vannforekomster, delnedbørfelt osv.). En fleksibel løsning som tillater spørring på tvers av en rekke skalaer er foretrukket
- Generere tilførsler av N, P, SS og OM. Totalt N og P bør deles inn i vanlige fraksjoner som er relevante for vannforvaltning (f.eks. uorganisk versus organisk; partikulært versus løst)
- Være i stand til å representere effektene av forurensningsbegrensende tiltak innen jordbruket, og til å innlemme fremtidige scenarier (f.eks. av tiltak og arealbruk)
- Generere resultater i et tilgjengelig og brukervennlig format, for eksempel via et interaktivt brukergrensesnitt

1.3 JOVAest og TEOTIL

Utgangspunktet for videre utvikling er den eksisterende arbeidsflyten for JOVAest/TEOTIL. Denne har vært brukt i mange år (sist innen Elveovervåkingsprogrammet) for eksempel for å oppfylle rapporteringskrav under OSPAR-konvensjonen. JOVAest er en jordbruksmodell utviklet av NIBIO, mens TEOTIL er en akkumulerings- og kildefordelingsmodell utviklet av NIVA. I dagens arbeidsflyt bidrar JOVAest til TEOTIL med modellerte tilførsler av N og P fra jordbruksarealer. TEOTIL integrerer disse med input fra andre kilder og akkumulerer dem nedstrøms i vassdragene.

1.4 Rapportstruktur

Kapittel 2 i denne rapporten beskriver jordbruksmodellene som brukes av NIBIO, deres nåværende status og begrensninger. Kapittel 3 beskriver NIVAs TEOTIL-modell og datasettene som vanligvis brukes til å kjøre den. Modellens begrensninger og behov for oppdatering drøftes. Kapittel 4 beskriver alternative modelleringsmetoder brukt andre steder i Fennoskandia, og kapittel 5 til 7 beskriver alternativer for å inkludere ytterligere parametere (underfraksjoner av N og P, OM og SS) i arbeidsflyten. Kapittel 8 gir en oversikt over foreslåtte utviklingsoppgaver, inkludert estimerte kostnader.

2 Jordbruksmodeller

2.1 JOVAest modellbeskrivelse

JOVAest inngår i TEOTIL og brukes til å modellere tilførsler av næringsstoffer fra jordbruket til Norges kystområder og til å dokumentere trender over tid i utslipp fra jordbruket. Beregningene har blitt gjort for en oppdeling med 26 regioner. Beskrivelsen her er basert på rapporten om «Losses of nitrogen and phosphorus from Norwegian agriculture to the OSPAR problem area» (Eggestad et al., 2001).

JOVAest består av to empiriske modeller som er utviklet ved multivariat lineær regresjon vha. måledata fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) og forklaringsvariabler fra en rekke andre datakilder (se punktliste under). Det er en modell for tap av totalnitrogen fra jordbruksareal (JOVAest nitrogen) og en modell for tap av totalfosfor fra jordbruksareal (JOVAest fosfor).

Datakildene som ble brukt til å utvikle modellen, var:

- Programmet for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA): målte tap i små nedbørfelt
- Det norske meteorologiske institutt (DNMI): nedbør og temperatur for ca. 180 stasjoner, for perioden 1990 – 2000
- Norsk institutt for luftforskning (NILU): nitrogen i nedbør og tørravsetninger
- Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS): jordegenskaper og topografi
- JORDFORSK Lab (LA): database med kjemiske analyseresultater fra bøndenes jordprøveuttak de siste ca. 13 år
- Statistisk sentralbyrå (SSB): Statistikk over avlinger, gjødsling og jordarbeiding
- Statens landbruksforvaltning (SLF): søknader om tilskudd til redusert jordarbeiding

- Statkorn AS: kornavlinger

Oppdraget var opprinnelig å beregne tapene i Nordsjø-området. Dataanalysen tok derfor for seg de mest aktuelle JOVA-nedbørfeltene innenfor dette området. De fleste av dem er dominert av kornproduksjon, men ett felt har nesten utelukkende gras-produksjon. Målingene av tapene i JOVA-feltene er basert på kontinuerlige vannførings-målinger og vannføringsproporsjonal blandprøvetaking. Brukerne leverer dagbok over hva som er gjort på arealene (skiftevis) og hvor store avlinger de har oppnådd. Selv om JOVA-feltene har mest jordbruksareal, er det også andre arealtyper som bidrar til nitrogen- og fosfortapene som måles i bekken ved utløpet av feltene. Skog og boligarealer utgjør mellom 30 og 60 % av nedbørfeltene. De målte tapene i feltene er derfor korrigert for tapene fra slike arealer, vha. koeffisienter (se avsnitt for hver modell).

Nitrogen- og fosfortapene er ved hjelp av modellene beregnet for år 2000 for alle 26 regioner og deretter skalert for et gjennomsnittsvær for 10-årsperioden på 1990-tallet. Tapene for andre år er beregnet ved å ta utgangspunkt i tapene i år 2000 og legge til effektene av de endringene som har skjedd i jordbruket.

2.1.1 JOVAest nitrogen

Beregningene av årlige tap av totalnitrogen fra jordbruksarealer er gjort med en empirisk modell basert på målingene i 5 JOVA-felt (til og med år 2000). Nitrogentap fra ikke-jordbruksareal er satt til 10 % av tapene fra jordbruksarealet (pr arealenhet) basert på resultater fra tidligere undersøkelser. Dataanalysen er basert på årlige tap. Siden tapene høst/vinter/vår henger sammen med hva som har skjedd på jordene sommeren før, er et år definert som perioden 1/5-30/4 (agrohydrologisk år).

Mer enn 100 variabler ble generert ut fra JOVA-dataene, basert på værobservasjoner, jordegenskaper og driftsdataene, og kombinasjoner av disse (samspill effekter). Selve analysen ble utført ved multivariat regresjon («forward selection»). Denne metoden går ut på å først finne den mest signifikante variabelen, og deretter legge til den neste mest signifikante variabelen så lenge de er signifikante. Data-analysen ga følgende ligning:

$$N_{tap} = 0,01355Q - 1,5Mold + 0,04522N_{bal} - 0,004197Q_{t3} + 0,003D_{jarb} + 0,002493T_{t1} - 0,01385Q_{høsteng} + 0,311 \quad (1)$$

der:

N_{tap} = Nitrogen tap (kg/daa),

Q = Avrenning for hele året (1/5-30/4) (mm),

$Mold$ = Jordas moldinnhold (%),

N_{bal} = Nitrogen balanse på åker-arealer (korn): differansen mellom tilført nitrogen i gjødsel og nedbør og nitrogen bortført i avling (kg/daa),

Q_{t3} = Avrenning i perioden januar - april (mm),

D_{jarb} = Antall dager etter jordarbeiding (pløying eller harving) med døgnmiddeltemperatur over null og fram til 30 april,

T_{t1} = Temperatursum (døgnmiddeltemperatur) i perioden mai-august,

$Q_{høsteng}$ = Avrenning fra grassareal etter høsting av korn (avrenning × engareal / dyrket areal) (mm)

Denne ligningen forklarte 85 % av variasjonen i N-tapene i de 5 JOVA-feltene. Modellen gir dårligere resultat for nedbørfelt med mye gras og den brukes derfor ikke for regioner med mer enn 20 % gras. I områder med mer enn 20 % eng er tapene fra eng beregnet separat. I en regresjonsanalyse av to engfelter i JOVA forklarte avrenningen 80 % av tapene. Tapene fra eng er derfor gjort ved å skalere tapene fra det ene engfeltet i JOVA via nedbør.

Tiltak/endringer som det er tatt hensyn til er vekstfordeling (åpen åker/gras) og tiltak i regionalt miljøprogram (jordarbeiding/fangvekst/grastiltak; pers. medd. Hans Olav Eggestad). Tiltakene er behandlet på følgende måte:

Fangvekster: Effekten av fangvekster er basert på resultater fra norske og svenske ruteforsøk. Beregningene baserer seg på at fangvekstene reduserer nitrogentap med 35 % under forutsetning av at fangveksten er undersådd og ikke pløyd ned på høsten.

Ingen jordarbeiding om høsten: Effekten av «ingen jordarbeiding om høsten» (overvintring i stubb) er i beregningene sett opp mot høstpløying og effekten er basert på at det er effekt på både organisk materiale i eroderte partikler og redusert utvasking av nitrat på grunn av økt omsetning av organisk materiale i jorda etter pløying. Effekten på utvasking av nitrogen er satt til 15 % av totale tap basert på studier i Norge og Sverige.

Areal med gras. Fordelingen mellom gras og åpenåker på jordbruksarealer inngår i JOVAest modellen. En regresjon viste god sammenheng mellom nitrogen tap og de to faktorer avrenning om høsten og nitrogenbalanse. Ettersom avlingstall ikke var tilgjengelige, ble det valgt en annen tilnærming. Ifølge Eggestad et al. (2001) ble nitrogenavrenning fra JOVAfeltet i Valdres (Volbu), der det bare er gras, oppskalert med nedbør for andre regioner. Avrenningen alene forklarte 85 % av variasjonen i nitrogentap.

2.1.2 JOVAest fosfor

Beregningene av årlige tap av totalfosfor fra jordbruksarealer er gjort med en empirisk modell basert på målingene i 5 JOVA-felt (til og med år 2000). Denne modellen forklarte 92 % av variasjonen i tapene i disse JOVA-feltene.

Modellen beregner tap av både partikkelbundet og løst fosfor, men ikke separat. Likningen er en funksjon av fosforstatus i jord (P_{AL}), årlig avrenning og årlig jordtap:

$$P_{tap} = 0,0057615P_{AL}Q + 1,493SS - 1,589228 \quad (2)$$

der:

P_{tap} = Fosfor tap (kg/daa),

P_{AL} = fosforstatus i jord (mg/100 g), 13 år med data fra NIBIOs jorddatabank, gjennomsnitt for hver region,

Q = avrenning (mm) per år = JOVA-data

SS = jordtap (kg/daa/år), i sum for overflate- og grøfteavrenning.

Jordtapet (SS) beregnes vha. den universelle jordtapslikningen (USLE):

$$SS = R \times K \times SL \times C \times P \quad (3)$$

der:

R = nedbør- og avrenningsfaktor basert på JOVA-data. For regionene skaleres R -faktor for representativt JOVA-felt ift. nedbøren i regionen (data fra Meteorologisk institutt),

K = eroderbarhetsfaktor fra jordsmonndatabasen til NIBIO, med modifisert eroderbarhet på morenejord ($K/10$),

SL = terrengfaktor basert på kartlagt hellingsgradklasse fra jordsmonndatabasen til NIBIO og en skjønsmessig satt regional verdi for hellingslengde,

C = jordarbeidingsfaktor for ulike kombinasjoner av vekster og jordarbeiding = funksjon av erosjonsrisiko og vekst. Ved hjelp av C -faktorene er det skilt mellom lett-høstharving/stubb, høstpløying (begge i korn), eng/beite og potet/rotgrønnsaker (pers. medd. Hans Olav Eggestad). Arealomfang hentet fra Søknad om produksjonstilskudd og RMP.

P = tiltaksfaktor som gjelder andre tiltak enn jordarbeidingstiltak = 1 (dvs. ikke inkludert)

Tiltak/endringer som det er tatt hensyn til er vekstfordeling og tiltak i regionalt miljøprogram. Effekter av gjødsling/avling er ikke vurdert. Evt. positiv effekt av fangvekst er antatt å oppveies av utfrysing av fosfor fra fangvekst. Effekt av husdyrgjødsel er ikke inkludert i beregning av P -tap.

2.1.3 Bakgrunnsavrenning

Bakgrunnsavrenning er den avrenningen det ville ha vært dersom arealene ikke hadde vært dyrket, men hadde hatt naturlig vegetasjon.

I JOVAest forventes nitrogen avsatt med nedbør i perioden med aktiv vekst å bli tapt direkte og er derfor inkludert i bakgrunnsavrenningen. Denne tilførselen ble beregnet basert på data fra NILU. I tillegg ble tørravsetning av nitrogen antatt å utgjøre omtrent 10 % av det som tilføres med nedbør. Nitrogentap fra bakgrunnsavrenning består dessuten av tap av organisk materiale og mineralisert nitrogen fra organisk materiale som til sammen er satt til 0,15 kg/daa i det sørlige Norge og er skalert med nedbør for andre regioner.

Tap av fosfor fra skog og utmark i Sør-Midt-Norge ligger vanligvis i området 4-8 g/daa. Basert på de samme forutsetningene om jord og skogtype som for nitrogen, er de årlige tapene i JOVAest satt til 10 g fosfor/daa for regionen "ake2", og tapene fra de andre regionene beregnes ved å skalere dette tallet gjennom relativ årlig nedbør.

2.1.4 Punktutslipp

I JOVAest har det blitt tatt som utgangspunkt at alle gjødsel- og silolagre etter en omfattende gjennomgang av alle lagerfasiliteter 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. I beregningene er det brukt en faktor for avrenning fra disse punktkilder på 0,1 % av fosfor produsert i husdyrgjødsel (Eggestad et al., 2001; Lundekvam, upubl.). Beregning av tap fra jordbrukets punktkilder avhenger av at tilstanden på utslippspunkter kartlegges.

Punktutslipp i år 2000 er inkludert i regresjonen for arealavrenning. Det er derfor ikke inkludert endringer i utslipp fra punktkilder fra år 2000 og frem.

2.1.5 Status og begrensninger for JOVAest

JOVAest ble utviklet rundt år 2000 og regresjonene som danner grunnlag for modellen er basert på en forholdsvis kort tidsserie med overvåkingsdata på 1990-tallet. Det betyr at aktuelle klimaforhold på 1990-tallet kan ha betydning for regresjonene og dermed betydning for vektning av ulike faktorer for N og P tap. Dersom det har vært store klimaendringer de siste 30 årene, vil det kunne bidra til at modeller basert på 1990-tallsdata har mindre gyldighet i dagens klima.

Modellens regressjoner kan oppdateres med data fra en 20 år lengre tidsserie med overvåkingsdata for å øke utsagnskraften og sikre seg at tilfeldige variasjoner i været får mindre betydning. Kunnskapen om effekter av jordbruksdrift og tiltak mot tap av N og P har økt siden modellen ble utviklet og modellen er ikke oppdatert med nyeste kunnskap.

Tiltak som er inkludert i årlige beregninger av jordbrukets utslipp med JOVAest inkluderer jordarbeiding og grastiltak. Grastiltak er inkludert (grasdekte kantsoner, grasdekte vannveier og grasstripe i åker) i modellen på tilsvarende måte som areal med gras i vekstfordelingen. Det er ikke tatt høyde for renseseffekt av grastiltak. Jordarbeiding som det er søkt om tilskudd til i regionalt miljøprogram er inkludert i beregninger av fosfortap fra jordbruksarealer. Det er usikkert om årlige beregninger av nitrogenutslipp påvirkes av jordarbeidingen. Med de tiltakene som er inkludert i JOVAest modellen er det ikke aktuelt å ta høyde for samspillseffekter mellom ulike tiltak.

Endringer i gjødsling inngår ikke i årlige beregninger av jordbrukets utslipp. Inputdata for gjødsling har kun vært tilgjengelige på et meget groft nivå. Videreutvikling av modellen til å inkludere gjødsling forutsetter tilgang til data. Jordas fosfortall blir heller ikke oppdatert hvert år, men er basert på opplysninger fra jorddatabanken som ble hentet inn i år 2000. Det betyr at endringer jordas fosforstatus ikke er inkludert.

Utfra vannforvaltningens ståsted, kan det være nyttig at resultatene fra TEOTIL rapporteres per nedbørfelt (f.eks. NVEs Regime-inndeling). I JOVAest beregnes det i dag for 26 regioner basert på kommune- og fylkesinndelinger.

2.2 Alternativ jordbruksmodell: Agricat2

Mens TEOTIL/JOVAest brukes til tilførselsberegninger på nasjonal skala, fins det i Norge også en annen forvaltningsorientert fosfortapsmodell som brukes mye i tiltaksanalyser og tilførselsberegninger på nedbørfeltsskala: Agricat2 (Kværnø et al., 2014).

Agricat2 er en empirisk modell utviklet ved Jordforsk/Bioforsk/NIBIO for å beregne fosfortap fra områder som hovedsakelig har kornproduksjon og lav husdyrtetthet og derfor har tap av partikkelbundet fosfor som dominerende prosess. Målsetningen med modellen er å beregne jord- og fosfortap fra dyrka mark på nedbørfeltnivå. For jordbruksarealene kan det også beregnes effekter av ulike tiltak og tiltakspakker. Dette kan eksempelvis være endret jordarbeiding, redusert fosforstatus, grasdekte vannveier, kantsoner mot vassdrag og fangdammer. Modellen er romlig fordelt slik at effekten av tiltak i ulike erosjonsrisikoklasser blir reflektert. For forvaltningen er det viktig at tiltak gjennomføres på de mest erosjonsutsatte arealene. Nærhet til vassdrag er også representert ved f.eks. tiltak som gras eller overvintring i stubb på vassdragsnære arealer.

Agricat2 bruker erosjonsrisiko ved høstpløying, fordelt på overflate- og grøfteavrenning, som beregningsgrunnlag. Tall for erosjonsrisiko hentes vanligvis fra NIBIOs flateerosjonsrisikokart (Kværnø et al., 2020). Dvs. at prosesser som f.eks. erosjon i søkk/forsenkninger, såkalt drågerosjon, i prinsippet

ikke er inkludert. Erosjonsrisikoen multipliseres med en samling empiriske formler som representerer aktuell vekst og jordarbeiding, retensjon i kantsoner og fangdammer, og fosforinnhold på partiklene:

$$P_{tap} = \left((SS_{HO} \times JF_O \times (1 - R_{KS}) \times (1 - R_{FD})) + (SS_{HG} \times JF_G \times (1 - R_{FD})) \right) \times P_{jord} \times EF \quad (4)$$

Der:

P_{tap} = fosfortap, hovedsakelig partikkelbundet fosfor, i kg eller i g/daa,

SS_{HO} = erosjonsrisiko ved høstpløying, overflateavrenning – fra flateerosjonskart,

SS_{HG} = erosjonsrisiko ved høstpløying, grøfteavrenning – fra flateerosjonskart,

JF_O = jordarbeidingsfaktor for ulike kombinasjoner av vekster og jordarbeiding (funksjon av SS_{HO} basert på nordiske måledata),

JF_G = jordarbeidingsfaktor for ulike kombinasjoner av vekster og jordarbeiding (funksjon av SS_{HG} basert på nordiske måledata),

R_{KS} = retensjon i grasdekt kantsone i åker = funksjon av bredde av kantsonen (basert på norske måledata),

R_{FD} = retensjon i fangdam = funksjon av størrelse på fangdam/størrelse av fangdammens nedbørfelt (basert på norske måledata),

P_{jord} = fosforinnhold i jord = funksjon av fosforstatus i jord, P_{AL} (basert på norske måledata),

EF = anrikningsfaktor for P i jord og avrenning = funksjon av SS (basert på Sharpley, 1980).

Datakildene som brukes i Agricat2 inkluderer:

- Erosjonsrisiko ved høstpløying: fra NIBIOs erosjonsrisikokart, som er basert på beregninger i den semi-prosessbaserte modellen PESERA, som er kalibrert på norske forsøksdata,
- P_{AL} : fra NIBIOs jorrdatabank,
- Vekst: fra Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd eller annen regional arealstatistikk,
- Jordarbeiding, grasdekt kantsone i åker, grasdekt vannvei: fra Landbruksdirektoratets Søknad om regionale miljøtilskudd (eStil/RMP),
- Fangdam: inkluderes kun dersom oppdragsgiver kan levere nødvendig informasjon om plassering og fangdamegenskaper.

Informasjonen om P_{AL} , vekst og jordarbeiding hentes i enkelte prosjekt direkte fra oppdragsgiver og/eller gårdbrukere i de aktuelle nedbørfeltene det beregnes for. Det er ikke aktuelt på nasjonal skala. Agricat2 kan i prinsippet brukes på ulik romlig skala, avhengig av detaljeringsgrad og kvalitet på tilgjengelige inputdata.

Ettersom Agricat2 kun beregner tap av partikkelbundet fosfor, er det de siste årene jobbet med en tilleggsmoell til Agricat som beregner tap av løst fosfat fra nedbørfelt, og som kan brukes for områder med ulike produksjoner (Kværnø m.fl., upubl.). Modellen består av en samling empiriske funksjoner som representerer ulike prosesser: tap av løst fosfat fra jordsmonnet, tap av løst fosfat pga. utfrysing fra plantemateriale og direktetap av løst fosfat fra gjødsel. Input til modellen er bl.a. gjennomsnittlig

årsnedbør eller årsavrenning, informasjon om jordsmonn og hellingsgrad, vekstfordeling, tall for fosforstatus i jord, husdyrtetthet og informasjon om spredemetoder for husdyrgjødsel. Denne modellen vil ikke bli beskrevet i større detalj her, da det i første omgang neppe er behov for en så kompleks modell for løst fosfat i TEOTIL.

2.3 Fremtidig jordbruksmodell

Krav til et nytt modellkonsept for jordbrukets tilførsler i TEOTIL-modellen er at den skal:

- Kunne estimere tap av nitrogen, fosfor, suspendert stoff og organisk materiale
- Kunne brukes for omtrent alle jordbrukarealer
- Inkludere avrenning fra alt jordbruksareal (diffus avrenning), bakgrunnsavrenning på jordbruksarealer og punktkilder
- Kunne reflektere viktige endringer i jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring
- Dekke de viktigste prosessene og sammenhengene
- Være basert på lett tilgjengelige inputdata som er nasjonalt tilgjengelige
- Ikke være for krevende å parameterisere, kalibrere og validere
- Ikke være for krevende å sette opp og kjøre på aktuell skala
- Være regine-basert

2.3.1 Jordbruksmodell for fosfor og suspendert stoff

Modellen Agricat2 i utstrakt bruk for beregning av jordbrukets tilførsler av suspendert stoff og fosfor på nedbørfelt- og vannområdebasis i Norge, og har for jordbruket blitt en «standardmodell» for tilførsels- og tiltaksberegninger. Det er ønskelig at Agricat2 og jordbruksmodellen i TEOTIL harmoniseres, slik at det blir godt samsvar mellom resultatene som kommer ut av de to modellsystemene. Det er derfor aktuelt at JOVAest fosfor helt eller delvis erstattes med Agricat2, og at Agricat2 som enkeltstående modell videreutvikles samtidig med TEOTIL. Fordele og ulemper ved de to modellene er diskutert i følgende avsnitt.

Formler, input, output. Beregning av jordtap i Agricat2 er i prinsippet nesten den samme som allerede brukes i JOVAest fosfor, dvs. at erosjonsrisiko ved høstpløying multipliseres med en jordarbeidingsfaktor. Hovedforskjellene er at 1) Agricat2 bruker som input det offisielle erosjonsrisikokartet, som per 2022 er basert på beregninger i PESERA-modellen, mens JOVAest fosfor har en egen beregning av erosjonsrisiko som ikke samsvarer med verken gammelt eller nytt erosjonsrisikokart, og 2) Agricat2 skiller mellom erosjon på jordoverflata og jordtap gjennom grøftene, og tar dette med videre inn i fosfortapsberegningen. Agricat2 beregner ulike effekter av tiltak på disse to «kildene», det gjør ikke JOVAest. Beregning av fosfortap i Agricat2 er annerledes enn metoden som brukes i JOVAest fosfor. Som beskrevet over, beregnes fosfortap i Agricat2 mer som en prosess (men fortsatt vha. empiriske likninger basert på beregnet jordtap og inputdata for P_{AL} og jordart), der fosfor er bundet til de eroderte partiklene, og modifiseres av en anrikningsfaktor. JOVAest fosfor er en regresjonslikning der jordtap og P_{AL} er input, og resultatet er summen av partikkelbundet og løst fosfat.

Kilder/prosesser. Jord- og fosfortap som beregnes i JOVAest, er kalibrert mot måledata fra JOVA-feltene, og dekker derfor alle prosessene i disse nedbørfeltene: flate- og rilleerosjon, jordtap gjennom

grøftene, drågerosjon, punkterosjon, sedimentasjon, erosjon i bekkeløpet, konnektivitet, m.m. Fordelen med det, er at nivået på jord- og fosfortap blir «riktig» for de spesifikke nedbørfeltene, og kanskje, men ikke nødvendigvis, for alle andre områder. Ulempen med denne tilnærmingen er at det er høy risiko for at den empiriske sammenhengen ikke er representativ for alle områder, og at evt. tiltak det beregnes effekter av, får feilaktig virkning også på jord- og fosfortap som er forårsaket av prosesser som tiltakene ikke har eller har en annen effekt på. I Agricat2 er det mer tilrettelagt for at prosesser behandles separat, både i tilførselsberegning og beregning av tiltakseffekter. Samtidig er det en viktig begrensning ved Agricat2 at den ikke tar høyde for konnektivitet i landskapet. Beregningene gjøres for hver enkelt kartfigur i jordsmonnkartet, og jord- og fosfortap for hver kartfigur summeres deretter opp til aktuell skala (nedbørfelt), uavhengig av nærhet til vassdrag og andre faktorer som holder partikler og fosfor tilbake (f.eks. retensjon i naturlige kantsoner, sedimentasjon pga. topografiske forhold og endringer i arealbruk/vekst o.l.). Det er gjort slik fordi man ikke vet hvor stor del av tapene som faktisk når fram til vassdraget. Det er altså antatt at også areal som ikke ligger nær vassdrag bidrar, gjennom grøftesystemer, nedløpskummer o.l.

Tiltakseffekter. Effekt av jordarbeidingstiltak beregnes i prinsippet etter samme metode i Agricat2 og JOVAest, men med ulike funksjoner og/eller koeffisienter. Jordarbeidingsfaktorene i Agricat2 er basert på målinger i flere nordiske land, og er basert på et større og nyere datamateriale enn jordarbeidingsfaktorene i JOVAest. Renseeffekt av grasdekte kantsoner og fangdammer er i dag ikke med i JOVAest. I Agricat2 ligger det funksjoner for begge tiltakene. Renseeffekt av grasdekt vannvei og grasstripe i åker er ikke inkludert i verken JOVAest eller Agricat2. Det konkluderes derfor med at vi bygger på de enkle, empiriske modellene vi allerede har, men med muligheter for å oppdatere forbedre funksjonene i disse modellene gjennom å bruke prosessbaserte modeller spesifikt til dette.

2.3.2 Jordbruksmodell for nitrogen

For nitrogen forventes en modell som tilsvare JOVAest for nitrogen dekke behovene som er skissert. En slik modell er basert på en regressjon mellom faktorer som har betydning for nitrogentap (jord, klima, jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring). I årlige beregninger inngår lettilgjengelige kilder til informasjon. Modellen trenger oppdatering slik at den reflekterer været frem til i dag og oppdatert kunnskapsstatus på sammenhenger mellom jordbruksdrift, tiltak og nitrogentap. Den vil bli basert på en oppdatering og videreutvikling av JOVAest (Eggstad et al., 2001). Det vil bli utviklet en ny empirisk formel for sammenhenger mellom jord, vær og jordbruksdrift for hele tidsserien (1992-2020) med data om nedbørfelt i Program for jord- og vannovervåking i jordbruket (JOVA). Samspillet mellom faktorene vil også bli inkludert i den empiriske formelen for å estimere nivået på nitrogentap for regioner i hele landet. Modellen vil referere til en nyere klimaperiode (f.eks. 1990-2020).

Beregningene vil være basert på jordmonnkart, klimadata og lettilgjengelige data om jordbruksdrift som er tilgjengelige på nasjonalt nivå og med en kartbasert oppløsning. Basert på den empiriske formelen vil det bli utviklet en metodikk for beregning av nitrogentap fra jordbruksareal. Fraksjoner av nitrogen vil bli inkludert vha. koeffisienter for nitrat basert på målinger i JOVA-felt. Data om endringer i jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring vil inngå i de årlige nitrogenberegningene. Det er behov for følgende videreutvikling:

- Regresjonslikningen for å estimere nivået på nitrogentap vil bli oppdatert med hele tidsserien med data fra JOVA-programmet (1992-2020).
- Inkludere effekt av gjødsling/avling, slik at endringer i nitrogenbalansen vises i resultatene.
- Kunnskapsgrunnlaget for tiltakseffekter og effekt av driftsendringer oppdateres for:
 - Jordarbeiding og areal med korn/gras/grønnsaker

- Tiltaksgjennomføring (fangvekst, kantsoner, fangdammer og grastiltak)

Fangdammer er et mindre aktuelt tiltak for nitrogen fordi det meste av nitrogen tapes som nitrat. Andre typer renseløsninger (f.eks. våtmarker) kan være aktuelle for nitrogen og modellen må kunne utvikles etter hvert som slike tiltak blir en del av aktuell jordbruksdrift.

Det vil bli gjort en oppdatert kunnskapssammenstilling med vekt på konkrete undersøkelser og forsøksresultater vedrørende effekt av endringer i jordbruksdrift og effekt av gjennomføring av tiltak i jordbruket på nitrogentap fra jordbruket. Modellutviklingen for nitrogen vil særlig ha fokus på å inkludere gjødsling og nitrogen balanse i modellen.

Endringer i gjødsling er ikke med i den nåværende JOVAest. Variasjoner i gjødsling kan ha betydning for nitrogenavrenningen. Det er ønskelig at nitrogengjødsling inkluderes i en fremtidig modell. For å kunne inkludere gjødsling må det være tilgang til informasjon om samlet gjødsling med nitrogen til ulike produksjoner. Det er også behov for data om gjødsling i forbindelse med beregning av klimagassutslipp. En mulighet er å gjennomføre gjødselundersøkelser hyppigere enn det som til nå har vært tilfellet. Ifølge FracLEACH utgjør nitrogenavrenningen 22 % av tilført nitrogen (Bechmann et al., 2012). Dette tallet er et gjennomsnitt som er basert på data fra overvåking i JOVA-felt over 30 år. I FracLEACH er det ikke tatt høyde for utnyttelsen av nitrogenet. Det har betydning hvor store avlinger det tas med en gitt mengde tilført nitrogen. Derfor har avlingen betydning og tilgang til data om avling vil også være nødvendig. Det betyr at effekten av forbedringer i sortsutvalg, endringer i fordeling av korn/gras, presisjonsgjødsling, delt gjødsling og avlingsvikt pga. værforholdene vil bli reflektert i nitrogentap fra jordbruket i form av nitrogenbalansen. Effekten av gjødslingstiltak (blant annet presisjonsgjødsling og delt gjødsling) vil bli reflektert i bedre utnyttelse av nitrogen, det vil si lavere nitrogenbalanse (tilført minus bortført nitrogen). Variasjonen i gjødsling i JOVA-felt dekker kun en del av den variasjonen i gjødsling som kan forventes i norsk jordbruk, derfor kan det være behov for å ta utgangspunkt i avlingsforsøk i tillegg til regresjonslikningen for JOVA-felt.

2.3.3 Input datasett

For modellering av årlige nitrogen- og fosfortap fra små jordbruksdominerte nedbørfelt er det behov for inputdata med informasjon om (datakilde i parentes):

- Arealbruk fra AR5 eller AR50-kart (NIBIO)
- Vekstfordeling: Registerdata fra søknad om produksjonstilskudd (Landbruksdirektoratet)
- Avlinger: årlige tall på fylkesnivå fra Statistisk sentralbyrå (SSB)
- Gjødsling: Statistisk sentralbyrå har gjennomført utvalgsbaserte undersøkelser for å kartlegge bruk av mineral- og husdyrgjødsel med ujevne mellomrom. Det vil være behov for hyppigere gjødselundersøkelser.
- Jordas fosforinnhold: Jordanalyser (P_{AL}) fra Jorddatabanken (NIBIO)
- Jordarbeiding: Digitale kart (eStil) med regionale miljøtiltak (Landbruksdirektoratet)
- Rensetiltak: Digitale kart (eStil) med regionale miljøtiltak (Landbruksdirektoratet). Det finnes også informasjon om SMIL-tiltak, blant annet fangdammer og hydrotekniske tiltak (Landbruksdirektoratet), men disse er ikke kartfestet, kun knyttet til gnr/bnr og kommune.
- Punktkilder fra landbruket (ingen kilde)
- Øvrige datakilder er registerdata over jordreie (Landbruksdirektoratet).

- Utvikling av modellen krever dessuten data om
 - Klima
 - Topografi
 - Jordtype og moldinnhold
 - Erosjonsrisiko: Digitale kart over erosjonsrisiko (NIBIO)
 - Overvåkingsdata for jordbruket

En forutsetning for videreutvikling av modellene slik vi har skissert, er at en del av datakildene som skal brukes som input forbedres mht. kvalitet og/eller tilgjengelighet. Dette gjelder i første rekke:

- **Jordsmonns- og erosjonsrisikokart:** Det må tilrettelegges for at TEOTIL kan oppdateres jevnlig, etter hvert som dekningsgraden av jordsmonnskart og erosjonsrisikokart blir bedre. Men dette tar tid, og det er derfor nødvendig å utvikle metoder for å bestemme jordsmonndata og erosjonsrisiko på areal uten jordsmonnskart, f.eks. basert på NIBIOs arealressurskart, NGUs løsmassekart og topografiske data
- **Drågerosjonskart:** Det er prosjekter på gang i NIBIO med fokus på kvantifisering av drågerosjon og metode for å beregne erosjonsrisiko også der det ikke er jordsmonnskartlagt. Disse prosjektene skal avsluttes i løpet av 2022, og det forventes at resultatene kan brukes inn i utviklingen av TEOTIL
- **Jordas fosforstatus (P_{AL}):** Som nevnt i kapittel 5, er slike data tilgjengelige i jorddatabanken hos NIBIO frem til 2016, og det pågår nå en prosess som forhåpentlig vil gjøre også data fra etter 2016 tilgjengelige. Det er i tillegg behov for bedre romlig dekningsgrad av P_{AL} og jevnlig oppdatering av P_{AL} -tall for å kunne beregne endringer i P_{AL} over tid og dermed effekt av endringer i fosforgjødsling
- **Fangdammer:** Det er ønskelig med bedre tilgjengelighet av konkrete data for hvor fangdammer er anlagt, størrelsen på fangdammene og hvilket areal som drenerer til fangdammene. Uten slike data blir det ikke mulig å estimere effekter av fangdammer som anlegges
- **Vekstfordeling:** På liten skala er det usikkerheter knyttet til vekstfordeling pga. at registeret for søknad om produksjonstilskudd ikke inneholder informasjon om vekster på areal det ikke er søkt produksjonstilskudd til. Jordleie gjør det også komplisert å knytte riktig vekst til riktig sted, selv om man kobler inn register over jordleie. Disse feilkildene er av mindre betydning når beregninger gjøres på stor skala, f.eks. for større nedbørfelt med mye jordbruksareal, eller for hele kommuner eller fylker. På mindre skala blir usikkerheten i beregningene betydelig større. Dersom TEOTIL skal kjøres for små nedbørfelt, må det vurderes hvordan disse dataene skal håndteres for at usikkerheten skal bli minst mulig. Mest sannsynlig vil det da være behov for kartfestet informasjon om hvilke vekster som dyrkes hvor, på liknende måte som hvordan tiltak er lagt inn på kart i eStil. Uten et slikt datagrunnlag er det mer realistisk at vekstfordeling beregnes for større enheter (kommuner, større nedbørfelt) og dermed blir lik i alle nedbørfelt som ligger innenfor samme enhet
- **Avling:** Informasjon om avling av ulike vekster må forbedres dersom en skal kunne redusere usikkerheten i beregninger av nitrogenbalansen
- **Gjødsling:** Det er behov for en årlig gjødselundersøkelse som omfatter både mineralgjødsel og husdyrgjødseltilførsler i ulike deler av landet. Statistisk sentralbyrå har for 2018 gjennomført

en utvalgsbasert undersøkelse for å kartlegge bruk av mineral- og husdyrgjødsel. Forrige undersøkelse om lagring og bruk av gjødselressurser ble gjennomført i 2013. Det ble den gang anbefalt at det blir gjennomført tilsvarende undersøkelser med 5 års mellomrom. Landbruksdirektoratet, Landbruks- og matdepartementet og Miljødirektoratet har meldt behov for en hyppigere kunnskapsoppdatering som grunnlag for å sette inn tiltak for å ivareta forpliktelse i Kyotoprotokollen, Gøteborgprotokollen, nitratdirektivet, vanddirektivet, samt arbeidet med ny husdyrgjødsel forskrift. Statistisk sentralbyrå og Miljødirektoratet har meldt behov for oppdatert datagrunnlag for utslippsregnskapet til luft og for utvikling av regionale næringsstoffbalanser for jordbruket. Et alternativ til årlig gjødselundersøkelse kan være at bruk av husdyrgjødsel estimeres basert på antall husdyr registrert i Registerdata fra søknad om produksjonstilskudd (Landbruksdirektoratet), men dette vil ikke dekke behov for dokumentasjon av bruk av mineralgjødsel. Felleskjøpet har salgsstatistikk på gjødselvarer som kan gi en indikasjon på gjødselforbruket, men det kan i tillegg være noe import og statistikken er grov og viser ikke andelen som brukes i jordbruket

- **Punktkilder:** Informasjon om punktkilder i jordbruket er ikke tilgjengelig på nasjonalt nivå. Dersom dette skal oppdateres i modellen, er det nødvendig at slik informasjon blir undersøkt med jevne mellomrom.

3 TEOTIL

TEOTIL-modellen beregner tilførsler av total N og P fra landbaserte kilder i Norge til vassdrag og kystområder, samt fra oppdrettsanlegg for laks og ørret i sjøvann. Den opprinnelige modellen ble utviklet i 1990/1991 i forbindelse med Nordsjøplanen (Ibrekk and Tjomsland, 1992) og har vært i jevn utvikling siden. I 1999 ble modellen utvidet til å omfatte akvakultur, og i 2006 ble den romlige oppløsningen forbedret ved å innlemme NVEs «regime-enheter», som er det minste nivået av delområdeinndelinger definert for Norges hydrologiske nettverk (Selvik et al., 2007). I 2017 ble modellens underliggende datastrukturer omprogrammert i Python, noe som førte til betydelige forbedringer i ytelsen, og i 2020 ble en ny modul lagt til for å simulere metaller (Sample, 2021). Samtidig ble modellens kode utgitt som et [«Open Source» prosjekt på GitHub](#).

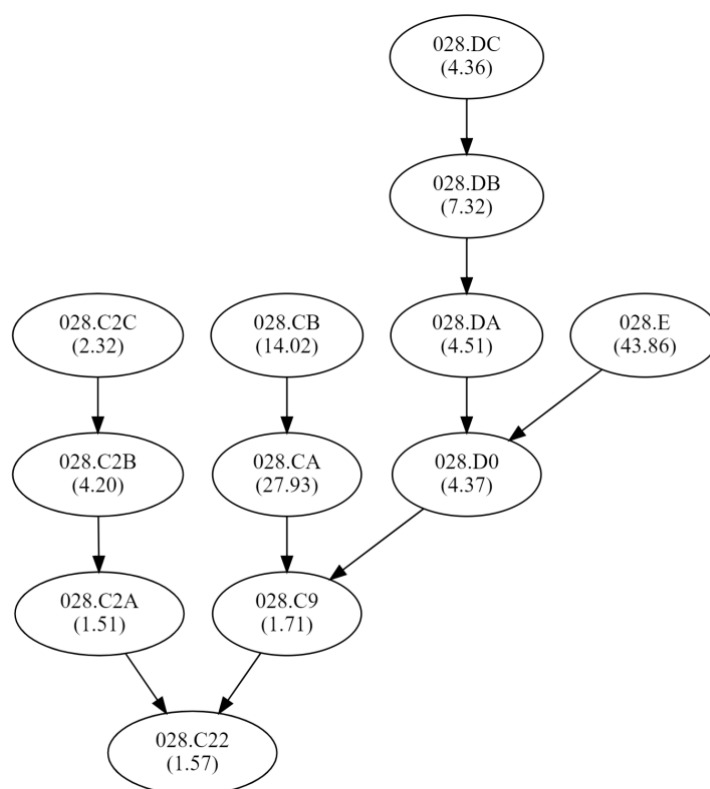
Selv om implementeringen av modellen har blitt forbedret de siste årene, har ikke metodikken og input-datasettene blitt revidert siden 2006. Enkelte sider av arbeidsflyten er derfor utdatert.

3.1 Modellstruktur

Python-implementeringen av TEOTIL (TEOTIL2) gir et fleksibelt rammeverk for å integrere tilførsler av næringsstoffer eller forurensende stoffer fra en rekke kilder og akkumulere dem nedstrøms. Utgangspunktet for enhver TEOTIL2-simulering er en representasjon av nedbørfeltnettverket av interesse, uttrykt som en «tilgrensningsmatrise» der hvert (del)nedbørfelt antas å flyte inn i ett – og kun ett – nedbørfelt umiddelbart nedstrøms (*Tabell 1*). Gitt en tabell i dette formatet, konstruerer TEOTIL2 en representasjon av det hydrologiske systemet som en Rettet Asyklisk Graf (*Figur 1*), som kan brukes til effektivt å beregne nettverksegenskaper som tilførsels-akkumulering.

Tabell 1: Eksempel «tilgrensningsmatrise» basert på NVEs «regine» nedbørfelt.

Regine ID	Regine ned ID	Area (km ²)
028.C2A	028.C22	1.51
028.C2B	028.C2A	4.2
028.C2C	028.C2B	2.32
028.C9	028.C22	1.71
028.CA	028.C9	27.93
028.CB	028.CA	14.02
028.D0	028.C9	4.37
028.DA	028.D0	4.51
028.DB	028.DA	7.32
028.DC	028.DB	4.36
028.E	028.D0	43.86



Figur 1: Rettet Asyklisk Graf basert på Tabell 1. Noder er merket med regine-ID og størrelse på hvert nedbørfeltenhet er gitt i parentes.

For å simulere tilførsler for en gitt parameter, X , må modellen utføre følgende beregninger:

1. **Sum «lokale» innganger av X for hvert nedbørfelt.** For N og P estimeres diffuse tilførsler ved bruk av eksportkoeffisienter på datasett med arealbruk og jordbruksaktiviteter i hvert nedbørfelt. Disse legges så til summen av alle punktutslipp som ligger innenfor nedbørfeltets grense for å gi den totale lokale tilførselen av X til nedbørfelt i , betegnet L_i^X
2. **Akkumuler tilførsler nedstrøms.** Hvert nedbørfelt, i , er tilordnet en parameterspesifikk retensjonsfaktor, α_i^X , mellom 0 og 1. Dette angir andelen av tilførsel av X som kommer inn i nedbørfeltet som holdes tilbake på grunn av interne prosesser (f.eks. mikrobiell omsetning, opptak i planter eller sedimentasjon).

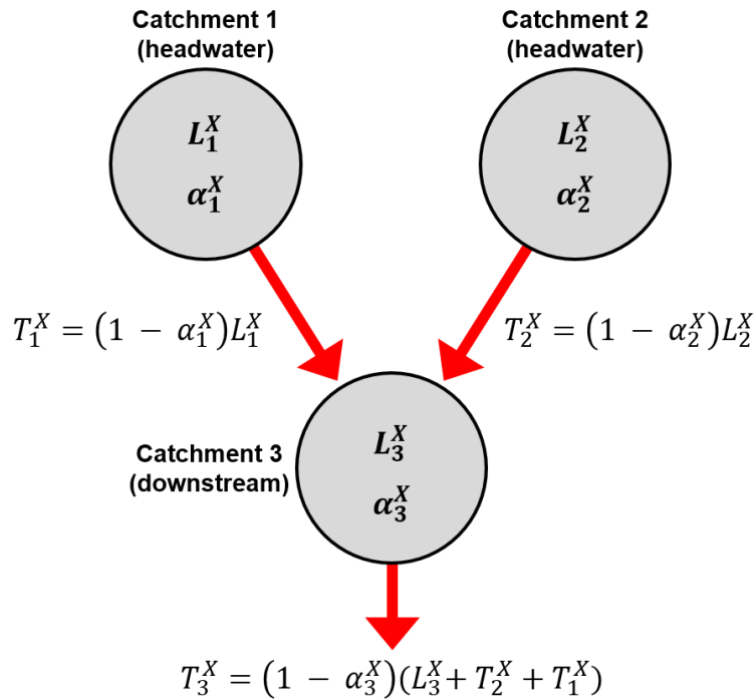
Modellen begynner med å identifisere de øverste nedbørfeltene i hvert elvesystem. For disse «topp-feltene» er mengden av X som overføres til neste nedbørfelt nedstrøms

$$T_i^X = (1 - \alpha_i^X)L_i^X \quad (5)$$

For neste nedbørfeltene nedstrøms, j , er den totale inngangen av X lik summen av lokale kilder, L_j^X , pluss eventuelle tilførsler fra nedbørfelt umiddelbart oppstrøms (nummerert 1 til n i ligning [6]). Utgangen fra nedbørfelt j er derfor

$$T_j^X = (1 - \alpha_j^X) \left(L_j^X + \sum_{p=1}^n T_p^X \right) \quad (6)$$

Disse beregningene er illustrert skjematisk i *Figur 2*. Å legge til flere kjemiske underfraksjoner til TEOTIL krever derfor å estimere to parametere per forbindelse (totalfraksjonen) for hvert nedbørfelt: (i) de **totale lokale tilførslene**, L_i^X og (ii) **retensjonsfaktorene**, α_i^X .



Figur 2: Skjematisk illustrasjon av tilførselsakkumuleringsprosedyren i TEOTIL. L_i^X , summen av lokale innganger til parameter X til delnedbørfelt i ; α_i^X , retensjonsfaktor for parameter X i delnedbørfelt i ; T_i^X , belastning på X overført nedstrøms fra delnedbørfelt i

3.2 Beregning av retensjon

De teoretiske prinsippene for å estimere retensjon i innsjøer er beskrevet av Vollenweider (1975). Retensjonen, R , av et ikke-flyktig stoff er typisk estimert som

$$R = \frac{\sigma}{\sigma + \rho^n} \quad (7)$$

Hvor ρ er vannfornyeshastigheten (dvs. den resiproke av oppholdstiden), som er hydrologisk bestemt; σ er en parameterspesifikk konstant som representerer hastigheten for intern omsetning og tilbakeholdelse; og n er en empirisk utledet konstant. (Se avsnitt 4.2 i Sample, 2021, for en utledning av denne ligningen).

For P, antar TEOTIL $\sigma = 1$ og $n = 0,5$, basert på arbeidet til Larsen and Mercier (1976) og Berge (1987). For N, sammenlignet Holtan (1991) N- og P-retensjon for et utvalg innsjøer innenfor Glomma-nedbørfelt og fant at nitrogenretensjonen var omtrent 20 % av fosforretensjonen for oligotrofe innsjøer, med et tillegg på 10 % og 20 % for hhv. mesotrofe og eutrofe innsjøer.

$$R_N = \frac{0,2}{1 + \sqrt{\rho}} + k \quad (8)$$

Hvor $k = 0$ for oligotrofe innsjøer, 0,1 for mesotrofe innsjøer og 0,2 for eutrofe innsjøer. TEOTIL inkluderer kun konstanten for oligotrofe innsjøer (dvs. $k = 0$ for alle innsjøer). Skiple and Bratli (1997) evaluerte denne tilnærmingen for et utvalg innsjøer på Østlandet med kjent retensjon og fant at den

var akseptabel for en modell på nasjonal skala, siden alternative og mer sofistikerte metoder enten krevde mer detaljerte inputdata eller var for regionspesifikke.

Prinsippene som ligger til grunn for ligningene [7] og [8] gjelder strengt tatt for innsjøer, men innenfor TEOTIL er de brukt på hele (del)nedbørfelt. Dette oppnås ved å identifisere alle innsjøer av betydning langs hovedelven i hvert nedbørfelt, estimere retensjonskoeffisientene for hver enkelt sjø, og deretter kombinere dem i serier.

$$R_c = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - R_i) \quad (9)$$

Hvor R_c er retensjonen for hele nedbørfeltet; og R_i er retensjonskoeffisienter for i innsjøer langs hovedelven.

Oppholdstiden, τ_i , (i år) for innsjø i beregnes som

$$\tau_i = \frac{V_i}{\bar{q}_i} \quad (10)$$

Hvor V_i er innsjøvolumet (i m^3); og (\bar{q}_i) er langtids-middelvannføring fra innsjøen (i $m^3/\text{år}$). Vannfornylings hastigheten, ρ , i ligning [7] er den resiproke av oppholdstiden

$$\rho_i = \frac{1}{\tau_i} \quad (11)$$

Retensjonen i kystnære nedbørfelt eller nedbørfelt uten innsjøer antas å være null.

I den opprinnelige modellen ble langtids-middelvannføring på Reginefelt-nivå (\bar{q}_i i [10]) hentet fra datasett levert av NVE. Innsjøvolum (V_i in [10]) var kun tilgjengelig for et lite antall innsjøer og ble derfor estimert ut fra innsjøarealet ved bruk av et lineært regresjonsforhold (Tjomsland et al., 2010). Regresjonsforholdet er imidlertid ikke statistisk signifikant, og andelen av varians som er forklart er lav ($R^2 = 0,43$) slik at nøyaktigheten av volumestimatene er sannsynligvis dårlig. Siden resultater fra TEOTIL er sterkt avhengig av retensjon i nedbørfelt, anses usikkerheten i disse estimatene å være en stor kilde til usikkerhet i modellen som helhet (Selvik et al., 2007).

Alternative tilnærminger for å estimere retensjon er dokumentert i litteraturen (f.eks. Hejzlar et al., 2006; Skiple and Bratli, 1997), hvorav noen kan berettigede ytterligere undersøkelser. Spesielt, studier med fokus på kanadiske innsjøer som startet med Kirchner and Dillon (1975) identifiserte sterkere korrelasjoner mellom retensjon og hydraulisk belastning enn med oppholdstid. Den hydrauliske belastningen for innsjø i , h_i , (i $m/\text{år}$) er definert som

$$h_i = \frac{\bar{q}_i}{A_i} \quad (12)$$

Hvor \bar{q}_i er langtids-middelvannføring (som definert ovenfor) og A_i er innsjøarealet (i m^2). Disse tilnærmingene er i stor grad empiriske og mangler det brede fysiske grunnlaget til Vollenweider (ligning [7]). Imidlertid har de fordelen at det i stedet for volum brukes innsjøareal, som kan estimeres nøyaktig fra nasjonale datasett.

3.3 Input datasett

I prinsippet, kan TEOTIL2 brukes med et hvilket som helst brukerdefinert sett med nedbørfelt- og input-datasett. Siden 2006 har imidlertid de aller fleste TEOTIL-applikasjoner brukt det samme «regine»-nettverket og et konsistent sett med inputdata samlet inn av norske myndigheter. Selv om det ikke er en del av selve modellen, er behandling av disse input-datasettene en iboende del av TEOTIL-arbeidsflyten. Denne delen beskriver sentrale datasett og hvordan de er utarbeidet, for eksempel for å støtte Elveovervåkingsprogrammet og for årlig OSPAR-rapportering.

3.3.1 Hydrologi og nedbørfeltnettverk

Modellen bruker en versjon av NVEs «regine» nedbørfeltdatasett, med retensjonsfaktorer for hvert reginefelt tildelt ved bruk av tilnærmingen skissert i avsnitt 3.2 **Error! Reference source not found.** Alle beregninger er basert på NVEs regine-, innsjø-, elv- og avrenningsdatasett fra 2006, og er derfor utdaterte.

For å estimere endringer i årlig avrenning på regineskala, leverer NVE hvert år daglige tidsserier av vannføring for utløpet av Norges vassdragsområder. Disse er basert på en romlig-distribuert versjon av den hydrologiske modellen HBV (Beldring et al., 2003). Innenfor TEOTIL, skaleres langtidsgjennomsnitt for hvert reginefelt i henhold til de årlige HBV-dataene, slik at akkumulert TEOTIL-vannføring fra hvert hovedfelt samsvarer med NVEs simuleringer. På denne måten bevares detaljerte mønstre i romlig variasjon fra langtidsdataene, mens den totale vannføringen justeres for å matche mellomårlig variasjon.

Matrisen som definerer nedbørfelthierarkiet (avsnitt 3.1) ble opprinnelig avledet fra de alfanumeriske ID'ene som er tildelt hvert regineområde (se NVE, 2021, for detaljer). Matrisen har blitt utvidet ytterligere ved å tilordne hvert hovedfelt til en OSPAR maritim region (Skagerrak, Nordsjøen etc.), noe som muliggjør at modellresultater kan genereres fleksibelt på tvers av en rekke romlige skalaer. TEOTIL gir for tiden resultater for (i) hver enkelt regineenhet, (ii) nedbørfeltet oppstrøms for enhver regineenhet og (iii) OSPAR maritime regioner. En potensielt nyttig utvidelse vil være å inkludere et sett av mellomliggende marine vannforekomster mellom regine-enhetene og OSPAR-områdene. For eksempel kan det være mulig å knytte hovedvassdragsområdene først til kystvannforekomstene definert for vanndirektivet, og deretter til OSPAR-regionene.

3.3.2 Jordbrukskilder

Årlige tilførsler av total N og P fra jordbruksareal er estimert av NIBIO ved bruk av JOVAest-modellen (avsnitt 2.1). Inputdata gitt til TEOTIL inkluderer estimater av tap fra både punkt- og diffuse jordbrukskilder, så vel som "bakgrunns"-data fra jordbruksområder (dvs. naturlige tap som finner sted uavhengig av jordbruksaktiviteter).

JOVAest-datasettet er romlig delt inn i 43 regioner (kalt «fylke-soner») som dekker hele Norge. Innenfor TEOTIL er hvert reginefelt tildelt en unik fylke-soner, og jordbruksinput fordeles til reginefelt i forhold til deres areal. En åpenbar måte å redusere usikkerhet i lokaliseringen av jordbruksinputene i TEOTIL vil være at JOVAest gir produksjon med regine-oppløsning. Dette vil forbedre romlig nøyaktighet og forenkle arbeidsflyten ved å fjerne behovet for et mellomliggende "fylke-soner"-datasett i TEOTIL.

3.3.3 Ikke-jordbrukskilder (diffuse)

"Bakgrunns"-tilførsler fra ikke-jordbruksområder inkluderer naturlig avrenning, for eksempel fra nedbryting av organisk materiale og lekkasje fra jord, pluss diffuse menneskeskapte tilførsler fra urbane områder og atmosfærisk avsetning (sistnevnte hovedsakelig fra langtransporterte luftforurensninger).

TEOTIL vurderer fem brede arealdekkeklasser for å beregne bakgrunnsdata: skog, fjell (inkludert utmark), innsjøer, urbane områder og tettbebygget by. For skog og fjell ble avrenningskoeffisienter for total N og P opprinnelig utledet basert på nasjonale innsjøundersøkellesdata samlet inn i 1995. Et datasett med mer enn 1500 innsjøer ble først screenet for å velge ut små og mest mulig uberørte innsjøer lå øverst oppe i nedbørfeltene (kriterier: totalt oppstrøms areal <50 km², ingen andre oppstrøms sjøer >2 km², og ingen betydelige by-, jordbruk- eller punkt- antropogene tilførsler). Deretter ble innsjøen delt inn i to grupper, avhengig av om nedbørfeltet var dominert av «skog» eller «fjell». Hvert datasett ble deretter romlig interpolert ved bruk av Inverse Distance Weighting (IDW). IDW er en "eksakt" interpolasjonsmetode som tildeler verdier til ukjente steder basert på det vektete gjennomsnittet av verdier fra punkter i nærheten

$$z^* = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{z_i}{d_i^p} \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_i^p} \right)} \quad (13)$$

Hvor z^* er den anslåtte verdien for et ukjent punkt; z_i er verdien av et kjent nabopunkt; d_i er avstanden mellom z^* og z_i ; n er antall nærliggende punkter å vurdere; og p er en parameter som styrer hvor raskt påvirkningen av punkter avtar med avstanden. Den opprinnelige beregningen av avrenningskoeffisienter for TEOTIL antok $n = 12$ og $p = 1$.

Estimater av bakgrunnstilførsler fra skog- og fjellområder gjøres ved å multiplisere gjennomsnittlig interpolert konsentrasjon i hver regineenhet med arealet av skog eller fjell og årlig spesifikk avrenning (basert på data fra NVE; avsnitt 3.3.1).

For innsjøer antas bakgrunnstilførselen å komme bare fra atmosfærisk avsetning. For N, ble data levert av NILU tilordnet hver regineenhet og den atmosfæriske tilførselen estimert ved å multiplisere middelavsetningen (i kg-N/km²) med det totale arealet av innsjøer i hvert nedbørfelt. For P, er atmosfærisk avsetning basert på estimater fra Bratli et al. (1995). NILU modellerer ikke atmosfærisk avsetning av P (Wenche Aas, NILU, pers. medd.) og det er kun to lokaliteter i Norge hvor det måles: Birkenes i Aust-Agder og Møsvatn i Telemark (Oredalen and Aas, 2000). Ifølge Vet et al. (2014) var de årlige avsetningsratene på disse stedene på slutten av 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet 13 – 15 kg-P/km², som er mye lavere enn verdiene som ble antatt av TEOTIL i disse områdene (30 – 35 kg-P/km²). Det er derfor tvil om påliteligheten til de originale P-tilførslene brukt av modellen.

For bebygde områder forutsetter TEOTIL faste tilførsler per kvadratkilometer, som vist i *Tabell 2*.

Tabell 2: Eksportkoeffisienter brukt av TEOTIL for tettsteder.

Land cover	Total N (kg/km ²)	Total P (kg/km ²)
Urban	350	50
Tettbebygget by	700	100

Datasettene for markslag/arealbruk og atmosfæriske avsetninger som brukes av TEOTIL har ikke blitt oppdatert siden rundt 2004, og observerte konsentrasjonsdata kommer hovedsakelig fra midten av 1990-tallet. I tillegg er det kun tilførslene fra skog og fjell som endres fra år til år, da dette er de eneste koeffisientene som er avhengig av årlig avrenning.

Beregningene for skog- og fjellområder kan oppdateres ved hjelp av data fra den nye 1000-sjøers undersøkelsen som ble gjennomført i 2019 (Hindar et al., 2020). Den romlige interpolasjonsprosedyren kan også forbedres ved å inkludere data som representerer den gjennomsnittlige normaliserte vegetasjonsindeksen (NDVI) i hvert nedbørfelt. NDVI gir en indikasjon på biologisk produktivitet og viser en signifikant korrelasjon med næringsstoffkonsentrasjoner i naturlige felt (Larsen et al., 2011).

For innsjøer kan oppdaterte atmosfæriske tilførsler av N estimeres fra NILUs landsomfattende (rutebaserte) datasett som oppdateres hvert femte år (Aas et al., 2017). For P kan oppdaterte direkte tilførsler til innsjøer enten ignoreres fullstendig (siden de ser ut til å være mye lavere enn opprinnelig estimert), eller antas å være konstant på 10 – 15 kg-P/km², noe som er forenlig med rater målt i Sør-Norge.

For byområder kunne beregninger oppdateres for å gjøre dem avhengige av årlig avrenning, for eksempel ved å bruke tilnærmingen til Åstebøl et al. (2012). Dette er den samme metoden som er brukt i den rapporten om N-tilførsler til Oslofjorden av Staalstrøm et al. (2021).

3.3.4 Avløpsrensing

Data som representerer punkttilførsler fra avløpsrenseanlegg leveres årlig av Statistisk Sentralbyrå (SSB). Datasettet er delt inn i tre komponenter, som behandles separat:

- Total N og P fra «store anlegg» (≥ 50 personekvivalenter; pe)
- Total N og P fra «små anlegg» (<50 pe, inkludert "off-grid" tilsigene fra f.eks. septiktanker)
- Miljøgifter fra «store anlegg» (≥ 50 pe)

Norge har mer enn 2700 store avløpsanlegg og rundt 300 000 små eller individuelle avløpsanlegg, sistnevnte ligger oftest i landlige eller spredte bygder. "Store" anlegg er pålagt å overvåke utslippene og rapportere direkte til Miljødirektoratet, mens data for "små" anlegg samles og rapporteres på kommunenivå. SSB henter inn rådata fra Miljødirektoratet og bruker en statistisk prosedyre for å fylle hull i rapporteringen og kontrollere datakvaliteten. Metodikken er beskrevet i detalj av Berge and Sæther (2019), men en oversikt er gitt nedenfor.

For store renseanlegg brukes utslippstallene direkte når de rapporteres. Ellers estimeres de ved å bruke følgende ligning

$$D_{tot} = \frac{365 \times N \times D_{pers} \times E}{1000} \quad (14)$$

Hvor D_{tot} er det totale utslippet av N eller P fra anlegget (i kg); N er antall personer knyttet til anlegget; D_{pers} er gjennomsnittlig utslipp av N eller P per person per dag (antatt å være 1,8 g for P og 12 g for N); og E er renseeffektivitetsfaktoren, som varierer etter type renseanlegg (*Tabell 3*).

Tabell 3: Renseeffektivitet for ulike typer «store» (≥ 50 pe) renseanlegg for avløpsvann.

Type anlegg	Renseeffektivitet [-]	
	P	N
Mekanisk	0.15	0.15
Kjemisk	0.90	0.20
Biologisk	0.30	0.20
Kjemisk-biologisk	0.95	0.25
Annen	0.75	0.20

For «små» renseanlegg, rapporterer hver kommune totalt antall personer knyttet til hver type anlegg i sitt område. Beregningsprosedyren er den samme som ovenfor (ligning [14]), men tar for seg et bredere spekter av behandlingstyper (*Tabell 4*).

Tabell 4: Renseeffektivitet for ulike typer «små» (< 50 pe) renseanlegg.

Type anlegg	Renseeffektivitet [-]	
	P	N
Direkte utslipp	0.00	0.00
Slamavskiller	0.05	0.05
Slamavskiller med infiltrasjon	0.75	0.20
Slamavskiller med sandfilter	0.15	0.15
Mini renseanlegg, biologisk	0.15	0.10
Mini renseanlegg, kjemisk eller kjemisk-biologisk kombinert	0.90	0.15
Forseglet tank	1.00	1.00
Forseglet tank for svartvann	0.75	0.90
Biologisk toalett	0.75	0.75
Anlagt våtmark	0.90	0.50
Forseglet tank for svart vann, filter for gråvann	0.90	0.90
Biologisk toalett, filter for gråvann	0.90	0.80
Annen behandling	0.50	0.20

For miljøgifter (primært tungmetaller og persistente organiske forurensninger) vurderer SSB kun «store» renseanlegg (utslipp fra «små» anlegg er stort sett ukjent). Som med prosedyren for N og P, brukes tallene direkte der målte data er tilgjengelige. For å estimere utslipp for anlegg uten direkte overvåking, deles de tilgjengelige dataene først inn i to kategorier i henhold til type behandling:

- Kjemisk, biologisk, kjemisk-biologisk og naturlig rensing
- Direkte utslipp, mekaniske og andre behandlinger

Dataene i hver av disse kategoriene brukes til å beregne en median utslipp (i mikrogram per person per år) for hver parameter. Disse medianene brukes deretter til å estimere utslipp for ikke-rapporterende anlegg, basert på kategorien av anlegg og antall personer som er knyttet til.

For å koble disse datasettene til TEOTIL, gir SSB geografiske koordinater for hvert "stort" anlegg, slik at de kan tilordnes et spesifikt regineområde. For data på kommunenivå for «små» lokaliteter antas den totale mengden N og P å være fordelt som «spredt avløp» på alle regineenheter innenfor hver kommune. Tilførselene fra «spredt avløp» fordeles jevnt i forhold til tilgjengelig jordbruksareal i kommunen, eller på tvers av alt tilgjengelig areal hvis det ikke finnes jordbruksareal.

3.3.5 Industri

Et datasett med årlige utslipp fra industrien leveres hvert år av Miljødirektoratet. Parameterne som rapporteres varierer fra sted til sted, men inkluderer typisk total N & P, SS, biokjemisk oksygenforbruk (BOF) og kjemisk oksygenforbruk (KOF). I dagens arbeidsflyt tildeles utslipp av totalt N og P direkte til reginefeltene basert på de geografiske koordinatene til hvert industrianlegg. I motsetning til prosedyrene for behandling av avløpsvann (avsnitt 3.3.4), skjer det ingen ekstra datarensing (f.eks. fylling av manglende data) før de implementeres i modellen.

Innenfor databasen er hver type industrianlegg kategorisert etter flere klassifiseringsordninger, inkludert «anleggsaktivitet», som er en sortering brukt internt i Miljødirektoratet & Statsforvalteren, og [NACE-koden](#), som brukes internasjonalt. Disse kategoriene brukes for øyeblikket ikke i TEOTIL-arbeidsflyten, men kan være nyttige å utvide modellen for å vurdere flere parametere.

3.3.6 Akvakultur

Tap av N og P fra akvakultur beregnes først og fremst fra forbruket av fôr. Akvakulturberegningene i TEOTIL fokuserer først og fremst på oppdrettsanlegg for laks og regnbueørret i sjøvann (der fôrbruk er betydelig), og ikke på f.eks. blåskjellfarmer, hvor fôr vanligvis ikke tilføres. Merk at utslipp av næringsstoffer fra landbasert akvakultur også anses som betydelige, men ignoreres foreløpig av TEOTIL.

Tap av N og P fra akvakultur er estimert basert på HARP-retningslinjene (Borgvang et al., 2000) ved bruk av stedsspesifikke data som beskriver mengden tilsatt fôr, totalt antall fisk og gjennomsnittlig fiskevekt. For hver art av interesse beregnes den totale biomassen av fisk på hvert sted i hver måned som

$$M_{i,j}^{bio} = \bar{M}_{i,j}^{fisk} (N_{i,j}^{pres} + N_{i,j}^{dødd} + N_{i,j}^{tapt}) + M_{i,j}^{eksport} \quad (15)$$

Hvor $M_{i,j}^{bio}$ er den totale biomassen av fisk (i kg) i måned i ved oppdrettsanlegg j ; $\bar{M}_{i,j}^{fisk}$ er gjennomsnittsvekten (i kg) av en individuell fisk i måned i ved oppdrettsanlegg j ; $N_{i,j}^{pres}$, $N_{i,j}^{dødd}$ & $N_{i,j}^{tapt}$ er antall fisk som for øyeblikket er til stede, henholdsvis antatt å ha dødd eller tapt på grunn av andre årsaker; og $M_{i,j}^{eksport}$ er den totale massen av fisk som er fjernet for eksport (i kg).

Produktiviteten, $P_{i,j}$ for måned i ved oppdrettsanlegg j er definert som endringen i biomasse sammenlignet med forrige måned

$$P_{i,j} = M_{i,j}^{bio} - M_{(i-1),j}^{bio} \quad (16)$$

I tilfeller hvor produktiviteten ikke kan estimeres på denne måten (f.eks. på grunn av manglende data for biomasseberegningen), estimeres den i stedet fra fôrbruk som

$$\widehat{P}_{i,j} = \frac{F_{i,j}}{FCR} \quad (17)$$

Hvor $F_{i,j}$ er mengden fôr brukt (i kg) i måned i ved oppdrettsanlegg j ; og FCR er den «feed conversion ratio», som kan utledes fra regionalt eller nasjonalt aggregerte data som

$$FCR = \frac{F}{P} \quad (18)$$

Hvor F er det totale fôret som er brukt (i kg/år); og P er den totale produksjonen (i kg/år). I TEOTIL er det antatt en standard nasjonal verdi på 1,15 for FCR basert på Borgvang et al. (2000).

Næringstap for hver lokalitet og måned estimeres som nettobalansen mellom næringsstoffer inn (som fôr) og næringsstoffer ut (som produksjon)

$$L_{i,j}^X = k_{fôr}^X F_{i,j} - k_{prod}^X P_{i,j} \quad (19)$$

Hvor $L_{i,j}^X$ er tapet av næringsstoff X i måned i ved oppdrettsanlegg j ; og $k_{fôr}^X$ og k_{prod}^X er andelene av næringsstoff X i henholdsvis fôret og eksportert fisk (standardverdier brukt i TEOTIL er gitt i *Tabell 5*).

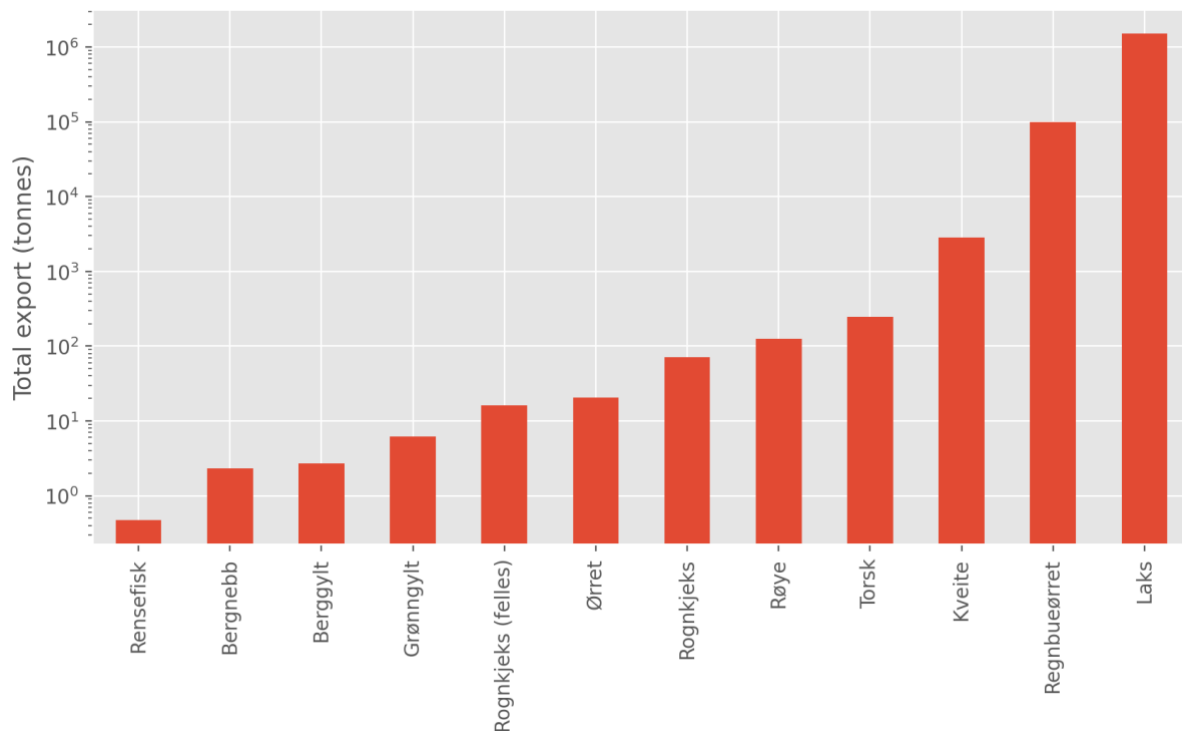
Tabell 5: Standardandeler av N og P antatt av TEOTIL i fôr og eksportert fisk.

	N	P
$k_{fôr}$	0.0584	0.0096
k_{prod}	0.0296	0.0045

Til slutt summeres månedlige tap for hvert oppdrettsanlegg for å gi totale årlige tap, og disse tildeles regine-enheter i TEOTIL basert på deres geografiske koordinater.

I skrivende stund samsvarer verdien for FCR og faktorene i *Tabell 5* med de siste verdiene som er brukt av Miljødirektoratet. Imidlertid er disse parameterne for øyeblikket "hardkodet" i TEOTIL, noe som gjør dem vanskelige å oppdatere i fremtiden om nødvendig.

Utelatelsen av landbaserte oppdrettsanlegg er en betydelig svakhet ved dagens TEOTIL-metodikk. I tillegg, selv om produksjonen av laks og regnbueørret fortsatt dominerer akvakultursektoren i Norge, er ikke tilførsler fra andre arter ubetydelige (*Figur 3*). Å generalisere TEOTIL til å vurdere andre arter – som torsk og kveite – kan derfor være aktuelt.



Figur 3: Sjøvannsbasert akvakulturproduksjon i tonn for 2020, fordelt etter art. Legg merke til loggskalaen på y-aksen.

3.3.7 Datakvalitet

Hvert år sender NIVA forespørslers om inputdata til følgende instanser: NVE for vannføring; NIBIO for jordbruk; SSB for avløpsbehandling; Miljødirektoratet for industri; og Fiskeridirektoratet for akvakultur. De årlige datainnsendingene behandles på en konsistent måte og legges til NIVAs sentrale database, noe som gjør det enkelt å kjøre TEOTIL for enhver tidsperiode av interesse.

Selv om disse datasettene generelt sett er komplette, finnes det utallige eksempler på f.eks. punktutslipp med manglende geografiske koordinater. Siden disse områdene ikke kan geo-lokaliseres korrekt innenfor nedbørfeltet, kan ikke dataene deres inkluderes i TEOTIL-beregningene. Rådata fra 1990-tallet som kom inn før etableringen av NIVAs sentraliserte databasesystem ble lagt inn i etterkant en gang på slutten av 1990-tallet eller begynnelsen av 2000-tallet. En sammenligning av data i NIVAs database med tidligere rapporterte resultater viser en generelt god overensstemmelse fra midten av 1990-tallet og fremover. Databasen er imidlertid bare delvis komplett for første halvdel av 1990-tallet. Dette er antagelig fordi data rapportert i denne perioden opprinnelig ble lagret et annet sted og senere overført til databasen. Av denne grunn er det foreløpig ikke mulig å reprodusere TEOTIL-resultater som tidligere er rapportert for perioden fra 1990 til 1994.

For å forbedre konsistensen og repeterbarheten kan hele databasen oppdateres med nye data fra de primære dataleverandørene. I TEOTIL er behandling av data for flere år ikke vesentlig mer tidskrevende enn å behandle ett enkelt år, og fordelene med å ha et konsistent input-datasett fra 1990 til 2020 vil være betydelig. Det kan imidlertid være vanskelig for enkelte dataleverandører å få tilgang til eldre data. Eksempelvis har dagens rapporteringssystem for akvakultur (via Altinn) kun vært på plass siden tidlig på 2000-tallet, noe som betyr at tidligere data ikke er lett tilgjengelige.

4 Alternative arbeidsflyter for modellering

4.1 Klassifisering av modeller

Det finnes en rekke rammeverk for å klassifisere modelleringsmetoder. I sammenheng med å evaluere mulige alternativer til JOVAest/TEOTIL, er det nyttig å kategorisere modeller i henhold til deres romlige og tidsmessige domener, sammen med nivået på prosessrepresentasjon. Dette kapittelet fokuserer på modeller for hydrologi og vannkvalitet, som er mest relevante her.

4.1.1 Romlig domene

«**Fullt distribuerte**» modeller forsøker å eksplisitt representere romlig variasjon, vanligvis som et rutenett av sammenkoblede celler eller elementer. Slike modeller har fordeler for presentasjon/kommunikasjon, fordi både input- og output-datasettene typisk kan vises som kart. Fullt distribuerte modeller er også et godt valg for å representere områdebaserte diffuse forurensningstiltak (f.eks. grasdekte kantsoner og fangdammer osv.) fordi fysiske egenskaper kan tildeles på celle-for-celle-basis: for eksempel kan alle elvekantceller ha sine egenskaper modifisert for å representere en grasdekte kantsoner. En ulempe med fullt distribuerte modeller er at de er beregningsintensive og har mange parametere, noe som betyr at de krever detaljerte inputdata for å begrense deres parameterrelaterte fleksibilitet. I de fleste applikasjoner i den virkelige verden er det ikke nok observerte data til å tildele egenskaper på celle-for-celle-basis, så i stedet grupperes celler i regioner eller enheter med lignende egenskaper. En naturlig utvidelse av denne tilnærmingen fører til «**semi-distribuerte**» modeller, der det romlige domenet er diskretisert i regioner med stort sett like egenskaper, ofte kalt hydrologiske responsenheter (HRUs).

Semi-distribuerte modeller inkluderer tilkobling mellom tilstøtende HRUer (dvs. hvilke HRUer som er opp/nedstrøms for hverandre), men ellers representerer de ikke eksplisitt romlige forhold. Slike modeller er beregningsmessig raske sammenlignet med distribuerte alternativer fordi, for enhver sammenlignbar applikasjon, vil antallet HRUer være lite sammenlignet med antall rutenettceller. Semi-distribuerte modeller er imidlertid ikke i stand til å representere detaljert arealforvaltning på sub-HRU-skalaen. Dette gjør dem egnet for å simulere storskala arealbruksendringer (som skogplanting eller konvertering til/fra jordbruk), men ikke for å representere romlig målrettede tiltak – som grasdekte kantsoner – som ikke i vesentlig grad påvirker de aggregerte egenskapene på HRU-nivå.

Til slutt kan noen modeller klassifiseres som «**ikke-distribuert**» (noen ganger også kalt "1D"). Disse modellene er enkle og raske å kjøre og kan være passende for å simulere små eller homogene systemer med begrenset sammenkobling. For anvendelser i regional til nasjonal skala av interesse i denne rapporten er imidlertid ikke-distribuerte modeller i stand til å representere romlig variasjon på interesseskalaene.

Innenfor denne rammen er den eksisterende JOVAest/TEOTIL-modelleringskjeden semi-distribuert, med regine-nedbørfeltene som HRUer i TEOTIL.

4.1.2 Tidsmessige domene

Et aspekt av en modells tidsmessige domene er tidsoppløsningen til resultatene (daglig, månedlig, årlig osv.). Et annet aspekt er hvordan de tidsmessige beregningene implementeres.

«**Steady state**» modeller (likevektsmodeller) bruker relativt enkle massebalansetilnærminger, der resultatet for hvert utgangstidstrinn involverer en balanse som viser alle innganger og utganger (eller kilder og sluk) for hver romlig enhet. Slike modeller simulerer systemets tilstand på diskrete tidspunkter, men tar ikke i betraktning hvordan systemet beveger seg fra en tilstand til en annen. Derimot forsøker «**dynamiske**» modeller å eksplisitt representere tidsmessige prosesser, vanligvis som systemer med koblede differensialligninger. For hvert modellutgangstidstrinn involverer løsning av disse ligningene flere modellevalueringer, enten ved å definere et fast deltidstrinn (for enklere tilnærminger) eller ved å bruke mer sofistikerte måter å løse ligningene på («adaptive model solvers»). Disse modellene simulerer ikke bare tilstanden til systemet på angitte tidspunkter, men også hvordan systemet går fra en tilstand til en annen. I prinsippet er disse modellene «kontinuerlige» i tid, selv om i praksis det minste fornuftige utgangstidstrinnet bestemmes av oppløsningen til input-datasettene.

Steady state modeller er vanligvis enklere, raskere og mindre detaljerte enn dynamiske alternativer. Skillet mellom steady state og dynamiske modeller er også nært knyttet til nivået av prosessrepresentasjon (se nedenfor), med steady state-modeller som har en tendens til å være mer empiriske og dynamiske modeller mer "prosessbaserte".

Den nåværende JOVAest/TEOTIL arbeidsflyten er et eksempel på en steady state modelleringskjede med et årlig tidstrinn.

4.1.3 Prosessrepresentasjon

De fleste modelleringstilnærminger ligger et sted på et spektrum mellom «empirisk» og «prosessbasert». Svært empiriske modeller – som nevrale nettverk – gjør få eller ingen *a priori* antagelser, men fanger opp strukturer og mønstre fra dataene i seg selv. Foreløpig er slike modeller relativt sjeldne i miljøvitenskap, siden vi vanligvis ikke har nok data til å utlede systematferd direkte fra observasjoner alene (selv om dette endrer seg ettersom sensor- og jordobservasjonsteknologien forbedres).

I den andre enden av skalaen er rene prosessbaserte modeller der både modellstrukturen og parameterverdiene kan bestemmes ved direkte måling eller eksperiment. Virkelig prosessbaserte modeller er sjeldne utenfor et fysikklaboratorium, men det er likevel vanlig at nedbørfeltmodeller blir beskrevet som «prosessbaserte». Mange av parameterne i disse modellene vil imidlertid trenge kalibrering før bruk, og kalibrering er en iboende empirisk prosess. I praksis blir begrepet «prosessbasert» ofte misvisende brukt for å beskrive modeller som omfatter systemer med tidsavhengige differensialligninger, selv om parameterne i disse ligningene må kalibreres empirisk. Generelt er det mer nøyaktig å beskrive slike modeller som «dynamiske» (avsnitt 4.1.2), i stedet for «prosessbaserte».

Empiriske modeller er vanligvis enklere, raskere og mindre detaljerte enn «prosessbaserte» alternativer. Generelt så vil det i enhver modelleringsapplikasjon være en avveining mellom detaljnivå i modellsimuleringene på den ene siden og modellkompleksitet, krav til inputdata og maskinytelse på den andre siden. Den nåværende JOVAest/TEOTIL-modelleringskjeden ligger mot den empiriske enden av spekteret, fordi store deler av beregningsgrunnlaget (eksportkoeffisienter etc.) er utledet empirisk fra overvåkingsdata. Ikke desto mindre inkorporerer arbeidsflyten betydelig prosesskunnskap, både i forhold til hydrologisk konnektivitet, retensjon og hvordan de ulike empiriske sammenhengene er koblet sammen i et funksjonelt system.

På oppstartsmøtet i september 2021 ble nødvendig nivå på prosessrepresentasjon diskutert (se avsnitt 1.2). Det var enighet om at den nåværende balansen mellom detaljer på utdataene og modellens

kompleksitet stort sett er hensiktsmessig, og at enhver oppdatert arbeidsflyt ikke bør endre denne balansen vesentlig.

4.2 Modelleringsverktøy brukt andre steder

Tabell 6 viser et utvalg av modellkjeder som er brukt i Fennoskandia for å simulere næringstilførsler. Hver av dem er kategorisert i henhold til skjemaet beskrevet i avsnitt 4.1. Fokuset er på fennoskandiske modeller fordi vannforvaltningsutfordringene og policykonteksten stort sett er lik. For eksempel brukes flere av modellene som støtte for rapportering til OSPAR, eller for å simulere belastningsreduksjoner som er nødvendige for å oppfylle miljømål.

Modellene i *Tabell 6* faller stort sett inn i to grupper: (i) dynamiske, "prosessbaserte" modeller med et daglig tidstrinn, som Mobius, INCA, HYPE og ICECREAM + VEMALA; og (ii) steady-state, empiriske modeller med et grovere tidstrinn, inkludert Statsforvalterens tilnærming i Vestfold og Telemark, DK-QNP, N-EXRET og JOVAest/TEOTIL. Modeller i gruppe 1 simulerer vanligvis mer detaljerte resultater (f.eks. underfraksjoner av N og P), mens de i gruppe 2 bare produserer verdier for total N og P. Det er viktig å merke seg at modeller med middels kompleksitet (f.eks. steady-state modeller som er i stand til å simulere underfraksjoner av N og P) er sjeldne – et punkt som er viktig i sammenheng med å utvide JOVAest/TEOTIL til å representere andre kjemiske forbindelser og fraksjoner (seksjon 5.2).

I Danmark er modelleringsmetoden som er mest sammenlignbar med JOVAest/TEOTIL DK-QNP (Windolf et al., 2011). DK-Q er en hydrologisk "metamodell" av den mer komplekse, fullt distribuerte MIKE-SHE 11 grunnvannsmodellen. Den brukes til å gi tidsserier for daglig vannføring for næringsstoffmodellene og spiller stort sett samme rolle i den danske arbeidsflyten som NVEs HBV-modell spiller i TEOTIL (avsnitt 3.3.1). DK-N og DK-P er empiriske modeller for henholdsvis total N og P, hvor punktkildedata håndteres på samme måte som for TEOTIL og aggregerte diffuse kildeinputdata er predikert ved bruk av en enkel regresjonsligning med forklaringsvariabler som inkluderer gjennomsnittlig nedbør, temperatur, jordbruksareal og andel sandjord.

Estimater av retensjon i DK-NP er konseptuelt lik tilnærmingen som brukes av TEOTIL, men beregningene er mer detaljerte fordi de skiller store versus små bekker og store versus små innsjøer, samt tillater retensjon i våtmarker og flommarker. Til sammenligning tar TEOTIL kun hensyn til innsjøer (avsnitt 3.2). Dette er kanskje mer aktuelt i Danmark enn Norge, fordi flatere terreng og mer permeabel berggrunn gjør at vann oppholder seg lenger i landskapet. Likevel kan det være verdt å vurdere å legge til en retensjonskomponent for elver i TEOTIL.

Tabell 6: Utvalg modeller som brukes til å simulere næringstilførsler i Fennoskandia. Modeller er klassifisert etter kriteriene beskrevet i avsnitt 4.1.

Land	Modell	Romlig fordeling			Tidsmessig fordeling		Tidsmessig oppløsning			Prosesrepresentasjon	
		Fult	Semi	Ikke	Steady state	Dynamisk	Daglig	Månedlig	Årlig	Stort sett empirisk	Stort sett «prosessbasert»
Norge	JOVAest + TEOTIL		x		x				x	x	
	Mobius/Simply-QCNP		x			x	x				x
	Statsforvalteren V&T			x	x				x	x	
Danmark	DK-QNP		x		x			x		x	
Sverige	HYPE		x			x	x				x
Finland	N-EXRET	x			x				x	x	
	ICECREAM + VEMALA		x			x	x				x
	INCA		x			x	x				x

I Sverige bruker en i stor grad HYPE-modellen, som er satt opp på nasjonal skala av SMHI (Strömqvist et al., 2012). HYPE er en semi-distribuert, dynamisk og "prosessbasert" modell med et daglig tidstrinn. Den er beregningsintensiv med mange justerbare parametere, og beslutningen om å bruke en slik modell på nasjonal skala er uvanlig: De fleste land foretrekker en mer hierarkisk tilnærming, der enkle modeller brukes for storskala simuleringer og stadig mer detaljerte modeller for mindre eller mer spesifikke områder. I de fleste situasjoner vil en hierarkisk metodikk være mer tids- og kostnadseffektiv, spesielt i en policy- eller beslutningssammenheng der resultater med døgn-oppløsning vanligvis ikke er nødvendig. Den svenske tilnærmingen har imidlertid fordelene av å produsere et bredere spekter av vannkvalitetsparametere (f.eks. underfraksjoner av N og P) som kan være av interesse for vannforvaltere.

Tilnærmingen i Finland er sterkt hierarkisk og gir en interessant kontrast til Sverige. På nasjonal skala er N-EXRET en enkel eksportkoeffisientbasert modell for total N, der retensjon antas å være proporsjonal med arealet av innsjøer/våtmarker i hvert nedbørfelt (Lepistö et al., 2006). Litt mer sofistikert er VEMALA v1, som bruker en regresjonstilnærming som ligner på DK-QNP for å simulere total N, total P og suspendert sediment på nasjonal skala (Huttunen et al., 2016). Enda mer sofistikert er ICECREAM + VEMALA v2-rammeverket, som i konseptualisering ligner JOVAest/TEOTIL, men med mer detaljert prosessrepresentasjon: ICECREAM er en prosessbasert jordbruksmodell og VEMALA v2 beskrives som en "semi-prosessbasert" nedbørfeltmodell. Til slutt, for detaljert nedbørfeltmodellering i Finland, brukes ofte INCA-modellene (f.eks. Wade et al., 2002). Disse er semi-distribuerte, dynamiske og "prosessbaserte" modeller med et daglig tidstrinn, stort sett likt kompleksitetsbetingelsene som HYPE.

I Norge brukes oftest JOVAest/TEOTIL til nasjonale simuleringer, men på lokal eller regional skala er flere alternativer aktuelle. I Vestfold og Telemark har Statsforvalteren utviklet en regnearkbasert tilnærming for kildefordeling av næringstilførsler som i store trekk er lik beregningene som er implementert i TEOTIL, bortsett fra at den brukes for enkelt-nedbørfelter og ikke større nedbørfeltnettverk. Hovedforskjellene mellom denne metoden og TEOTIL *for et enkelt nedbørfelt* er at Statsforvalterens arbeidsflyt deler inn total P i biotilgjengelige og ikke-biotilgjengelige fraksjoner, og inkluderer også ytterligere menneskeskapt kilder til N og P, som lekkasje fra avløpsnett og avrenning fra avfallsdeponier.

Statsforvalteren har også en enkel tilnærming for å estimere reduksjonen i næringstilførselen som kreves for å oppnå målkonsentrasjoner i nedstrøms vannforekomster. Metoden er basert på arbeidet til Berge (1987) og bruker observerte data for innsjøkonsentrasjon, vannføring og konsentrasjon i innløp samt innsjøvolum. Beregningen er i hovedsak en omformulering av retensjonsberegningene i TEOTIL, bortsett fra at TEOTIL beholder det brede konseptuelle grunnlaget til Larsen and Mercier (1976), mens Berge (1987) brukte log-log regresjon og et datasett på 15 innsjøer for å direkte relatere forholdet mellom innsjøkonsentrasjon og innløpskonsentrasjon til oppholdstid. Selv om beregningene er litt forskjellige, er begge tilnærmingene fundamentalt de samme i den forstand at, gitt en innsjø med kjent oppholdstid, er det mulig å estimere nødvendig belastningsreduksjon for ethvert mål knyttet til innsjøkonsentrasjon. Totalt sett er det rimelig å se på TEOTIL som en generalisering av Statsforvalter-tilnærmingen til mer komplekse nedbørfelt, selv om det er flere funksjoner ved Statsforvalter-arbeidsflyten som kan inkorporeres i en forbedret TEOTIL (f.eks. separering av biotilgjengelige fraksjoner og inkludering av ytterligere tilførselskilder).

Endelig har forskere ved NIVA nylig utviklet *Mobius modellbyggingsrammeverk* (Norling et al., 2021), som muliggjør rask utvikling og evaluering av svært tilpassede nedbørfeltmodeller. Mobius-modeller er dynamiske og «prosessbaserte», men fleksibiliteten i rammeverket gjør det mulig å tilpasse modellkompleksitet og prosessedetaljer for å matche interessebruk, for eksempel basert på

tilgjengelige inputdata. Rammeverket blir stadig mer populært og en rekke Mobius-modeller med ulike nivåer av kompleksitet er tilgjengelige – enten som frittstående modeller eller som maler for videreutvikling. Disse inkluderer forbedrede versjoner av INCA modeller (f.eks. som brukt i Finland), så vel som de enklere «Simply»-modellene til Jackson-Blake et al. (2017), som simulerer vannføring, karbon, N og P (Simply-Q og Simply-CNP).

Selv om det er mulig å bruke Mobius i nasjonal skala (i likhet med HYPE i Sverige), er det sannsynligvis mer effektivt å bruke Mobius for lokal til regional skala, der detaljnivået som kreves er større enn det som kan tilbys av TEOTIL. For eksempel vil det være mulig å sette opp Simply-CNP for Oslofjorden for å gi mer detaljerte simuleringer av elvetilførsel, inkludert effektivitet av tiltak osv.

5 Oppdeling av nitrogen og fosfor

Den nåværende arbeidsflyten for JOVAest/TEOTIL vurderer bare total N og P, men fra et vannforvaltningsperspektiv vil det være nyttig å inkludere underfraksjoner, for eksempel uorganiske versus organiske og partikulære versus løste komponenter (avsnitt 1.2).

5.1 Jordbruksmodeller

I JOVA-programmet er det tilgjengelig data for totalnitrogen, nitrat-N, totalfosfor og løst fosfat-P. For nitrogen er nitrat den dominerende formen i jordbruksavrenning og utgjør i gjennomsnitt over år mellom 71 og 85 % av totalnitrogen fra jordbruksdominerte nedbørfelt (unntatt et felt med organisk jord hvor nitratandelen er 0,33; Bechmann et al. 2021). Ammonium utgjør en relativt ubetydelig andel i jordbruksavrenning og er ikke målt i JOVA-feltene. Basert på resultater fra JOVA kan organisk nitrogen og ammonium anslås som differansen mellom totalnitrogen og nitrat-N. Dermed kan fraksjoner av nitrogen inkluderes i modellkonseptet vha. koeffisienter for nitrat basert på målinger i JOVA-felt som representerer ulike driftssystemer. På tilsvarende måte kan tap av løst fosfat-P og partikkelbundet P baseres på hhv. målte data og forskjellen mellom totalfosfor og løst fosfat-P (Brod et al. 2017).

5.2 TEOTIL

Selv om TEOTIL ikke eksplisitt simulerer underfraksjoner av N og P, brukes faktorene i *Tabell 7* for årlig rapportering til OSPAR for å dele opp N og P tilførsler fra TEOTIL i organiske og uorganiske komponenter. Den opprinnelige kilden for disse faktorene er ikke kjent, men de ser ut til å være basert på grove antakelser for andelen av N og P arter fra forskjellige kilder når de kommer inn i elven (dvs. de ignorerer eventuell prosessering eller transformasjoner i elven selv).

Tabell 7: Faktorer som brukes til å dele totalt N og P fra TEOTIL for årlig OSPAR-rapportering.

Kilde	P		N		
	PO4	TOP	NO3	NH4	TON
Avløp	0.6	0.4	0.05	0.75	0.2
Industri	0.6	0.4	0.05	0.75	0.2
Akvakultur	0.69	0.31	0.11	0.8	0.09
Diffus	0.246	0.754	0.625	0.055	0.32

En lignende – men mer detaljert – tilnærming for å dele inn N ble brukt av Staalstrøm et al. (2021) i deres vurdering av N tilførsler til Oslofjorden. For dette arbeidet ble en nitrogenspesifikk versjon av

TEOTIL med fokus på Oslofjorden implementert i Excel, og input-datasettene utvidet til å inkludere nedbrytning av N forbindelser fra hver inputkilde. Imidlertid, som med metodikken som brukes for OSPAR, tar denne tilnærmingen ikke hensyn til prosesser i elver og innsjøer (opptak, transformasjon, retensjon) som kan endre forholdet mellom de ulike N og P fraksjonene. Som et resultat, kan begge metodene gi usikre prediksjoner sammenlignet med observerte data – spesielt for større elvesystemer hvor den interne prosesseringen av næringsstoffer kan være betydelig. *Tabell 8* viser forholdet mellom tilførsler fra modellen til Staalstrøm et al. (2021) og observerte tilførsler for perioden fra 2016 til 2018 for fire store elver som drenerer til Oslofjorden. Resultater for vannføring og total N fra den originale TEOTIL-modellen er også vist for sammenligning. For vannføring og total N gir begge modellene rimelige resultater, selv om den opprinnelige modellen er marginalt bedre i de fleste tilfeller. For underfraksjoner av N er ytelsen til den nye modellen imidlertid dårlig: tilførsler av ammonium og partikulært organisk N er dramatisk overestimert (med nesten 1000 % for ammonium i Glomma), mens nitrattilførsler typisk er rundt halvparten av de observerte verdiene. Disse feilene er såpass store at resultatene fra den nye modellen for underfraksjoner av N foreløpig ikke bør brukes i vannforvaltning.

Tabell 8: Sammenligning av forholdet mellom modellerte og observerte tilførsler for den opprinnelige TEOTIL-modellen (kun vannføring og total N) og den Oslofjordspesifikke TEOTIL-varianten laget av Staalstrøm et al. (2021). Verdier nær 1 indikerer god modellprediksjon. Grønn farge markerer modellvarianten som gav best resultat mht. vannføring og total N. Oransje farge markerer tilfeller med de største avvikene mellom predikerte og observerte tilførsler av ulike N-fraksjoner. Modifisert fra Staalstrøm et al. (2021).

Catchment	Model	Ratio modelled / observed					
		Discharge	TOTN	NO3	NH4	DON	PartN
Glomma	Original TEOTIL	1.03	1.18	-	-	-	-
	Staalstrøm et al. (2021)	1.13	1.22	0.79	9.51	1.37	3.37
Drammenselva	Original TEOTIL	1.13	1	-	-	-	-
	Staalstrøm et al. (2021)	1.28	1.07	0.54	7.29	1.51	2.85
Numedalslågen	Original TEOTIL	1.02	0.84	-	-	-	-
	Staalstrøm et al. (2021)	1.1	0.86	0.53	0.97	1.05	1.13
Skienselva	Original TEOTIL	1.19	1.17	-	-	-	-
	Staalstrøm et al. (2021)	1.24	1.16	0.45	6.18	1.45	2.99

Det er ikke overraskende at fraksjonering av input-data uten å ta hensyn til interne prosesser i innsjøer og elver gir dårlige resultater for store nedbørfelt. Nitrifisering av ammonium til nitrat skjer raskt i vassdrag og er trolig årsaken til at den Oslofjordspesifikke modellen overestimerer ammonium og underestimerer nitrat. I tillegg er høye simulerte verdier for partikulært N mest sannsynlig på grunn av at modellen gjenbraker retensjonskoeffisienter for total N (hentet fra den opprinnelige TEOTIL), som vil underestimere sedimentasjon av partikulært materiale. Mineralisering av organisk N til uorganisk N og denitrifikasjon til nitrogengass kan også ha betydning for hvilke N-fraksjoner som vil nå helt fram til utløpet av et vassdrag.

Prosessene som styrer elve- og innsjø-interne transformasjoner av ulike N- og P-fraksjoner er rimelig godt forstått, men involverer tidsavhengige differensialligninger som er bedre egnet for dynamiske, «prosessbaserte» modeller enn for empiriske steady-state modeller (avsnitt 4.1). Av denne grunn – og som nevnt i avsnitt 4.2 – er det sjelden å finne modeller av intermediær kompleksitet, slik som steady-

state modeller som er i stand til å simulere fraksjoner av N og P, samtidig som de inkluderer retensjon i elve-nettverket.

En pragmatisk tilnærming for en steady-state modell som TEOTIL er å vurdere færre inndelinger av total N og P. For eksempel, dersom ammonium og nitrat i resultatene til Staalstrøm et al. (2021) grupperes sammen som løst uorganisk nitrogen (DIN), blir forholdet mellom modellerte og observerte verdier 1,06, 0,81, 0,59 og 0,86 for henholdsvis Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva. Dette er vesentlig bedre enn resultatet for nitrat og ammonium hver for seg, fordi transformasjoner av ammonium til nitrat i vassdragene ikke lenger påvirker resultatet.

En hensiktsmessig oppsplitting/fraksjonering av N og P krever balansering av tre nøkkelfaktorer: (i) detaljnivået som kreves for effektiv vannforvaltning, (ii) detaljnivået som er gjennomførbart gitt modellens struktur og konseptualisering, og (iii) detaljnivå i observerte data som vil bli brukt til kalibrering og evaluering. For vannforvaltning er det viktigste skillet vanligvis mellom biotilgjengelige og ikke-biotilgjengelige fraksjoner, siden det vanligvis er den biotilgjengelige komponenten som har en umiddelbar effekt på vannkvaliteten. Det er imidlertid tidkrevende å eksplisitt måle biotilgjengelighet i laboratorier, så disse fraksjonene måles vanligvis ikke direkte. I stedet er det mest vanlig å vurdere løst versus partikulært og organiske versus uorganiske komponenter (Tabell 9).

Tabell 9: Enkel navnekonvensjon for inndelinger av N og P. D, Dissolved; P, Particulate; O, Organic; I, Inorganic; T, Total.

	Løst	Partikulært	Løst + Partikulært
Uorganisk	DIN	PIN	TIN
	DIP	PIP	TIP
Organisk	DON	PON	TON
	DOP	POP	TOP
Uorganisk + Organisk	TDN	TPN	TN
	TDP	TPP	TP

De fleste overvåkingsprogrammer måler rutinemessig total N, nitrat og ammonium. Siden nitritt vanligvis er ubetydelig, kan løst uorganisk N (DIN) estimeres som summen av nitrat og ammonium, og total organisk N (TON) kan da beregnes som total N minus DIN. Hvis vi antar partikulært uorganisk N (PIN) er neglisjerbar (etter Staalstrøm et al., 2021), gir dette to hovedkomponenter av N som lett kan beregnes ut fra tilgjengelige data: DIN og TON. Til en grov tilnærming kan disse tolkes som henholdsvis biotilgjengelige og ikke-biotilgjengelige for vannforvaltningsformål.

Å utvide TEOTIL til å eksplisitt vurdere DIN og TON er mulig, siden det unngår de fleste problemene med mer detaljerte inndelinger fremhevet ovenfor: transformasjoner mellom DIN og TON (f.eks. mineralisering av TON til DIN) vil sannsynligvis være små sammenlignet med transformasjoner innen gruppene (f.eks. ammonium til nitrat). Videre bør tilstrekkelig overvåkingsdata være tilgjengelig for å kalibrere separate retensjonsfaktorer for hver gruppe, og dempe problemer som de som er beskrevet ovenfor for partikulært N.

For P er situasjonen lik, selv om forskjellige laboratoriers tilnærminger til analyse av «kondenserte fosfater» gjør det vanskeligere å sammenligne observerte datasett. Generelt er det vanlig å måle total P og enten totalt løst P (TDP), eller et relatert mål som løst reaktivt P (soluble reactive P, SRP; løst fosfat). Fra disse er det mulig å estimere total partikulært P (TPP) som enten (total P – TDP) eller (total P – SRP). Etter samme hensyn som for nitrogen, er det mulig å utvide TEOTIL til å eksplisitt simulere

TDP og TPP. Til en grov tilnærming kan disse igjen tolkes som henholdsvis biotilgjengelige og ikke-biotilgjengelige.

Oppsummert er detaljerte inndelinger av N og P (som de som brukes av Staalstrøm et al., 2021) ikke passende for steady-state massebalansemodeller som TEOTIL. Hvis dette detaljnivået er nødvendig, bør en dynamisk, «prosessbasert» modell brukes i stedet – for eksempel Mobius-rammeverket (avsnitt 4.2). Gitt modellens struktur og tilgjengelige datasett, bør det være mulig å utvide TEOTIL til å eksplisitt simulere DIN & TON og TDP & TPP. Dette nivået av inndeling er forenlig med de foreslåtte endringene i jordbruksmodellene (avsnitt 5.1), og vil gi flere detaljer enn nå, uten å kreve ytterligere «prosessdetaljer». For vannforvaltningsformål kan disse fraksjonene tilnærmet tolkes som henholdsvis biotilgjengelige og ikke-biotilgjengelige underfraksjoner.

6 Representasjon av organisk materiale

Tilførsler av organisk karbon til ferskvann kommer fra følgende kilder:

- Bakgrunnstilførsel fra utlekking og erosjon av jord- og planteavledet terrestrisk karbon (alloktont karbon)
- Direkte atmosfærisk avsetning til innsjøer
- *In-situ* produksjon gjennom fotosyntese (autoktont karbon)
- Menneskeskapte tilførsler fra renseanlegg, industri, oppdrettsanlegg, septiktanker og jordbruksaktiviteter

Organisk materiale fra jordbruket vil kunne inkluderes i modelleringen ved å modifisere eller utvide JOVAest-arbeidsflyten (avsnitt 6.1) samt at andre kilder må inkluderes i TEOTIL (avsnitt 6.2).

6.1 Organisk materiale fra jordbruket

Det antas at organisk materiale (total organisk karbon) hovedsakelig tapes fra jordbruksarealene i partikkelbundet form, ved erosjon på overflata og gjennom grøftene. Det foreslås å koble beregning av tap av organisk materiale til jordtapsberegningene (basert på erosjonsrisikokart) og se bort fra tap av løst organisk materiale fra jordbruksarealer. Representative verdier for organisk materiale i jord vil kunne hentes fra NIBIOs jordsmonnkart og/eller fra NIBIOs jorddatabase. Det er behov for å gjøre et litteraturstudium for å vurdere hvordan sammenhengen mellom jordtap og tap av organisk materiale kan representeres. Det kan f.eks. være aktuelt å bruke en anrikningsfaktor, tilsvarende hvordan fosfortap beregnes i Agricat2. Det er også aktuelt å gjøre analyser av JOVA-data for å vurdere om man kan inkludere tap av organisk materiale knyttet til spredning av husdyrgjødsel. Organisk materiale i avrenning fra JOVA-felt kan estimeres som forskjellen mellom SS og gløderest.

6.2 TEOTIL

6.2.1 Retensjon av organisk materiale

Retensjon av organisk materiale i boreale innsjøer er typisk høy. For eksempel estimerte Dillon and Molot (1997) at 40 – 70 % av terrestrisk løst organisk karbon (DOC) holdes tilbake på grunn av interne innsjøprosesser. Videre fant Canham et al. (2004) at retensjon i elver ofte er betydelig, og ofte høyere i de øvre bekkesystemene enn i lavereliggende elver.

Retensjon av organisk materiale i innsjøer modelleres ofte ved hjelp av Vollenweider (1975), jf. metode skissert i avsnitt 3.2 (ligning [7]). Denne tilnærmingen er lovende for å utvide TEOTIL, siden den er kompatibel med måten total N og P håndteres i den eksisterende modellen. Ideelt sett bør tapskoeffisienten (σ i ligning [7]) utledes ved å sammenligne målte TOC-konsentrasjoner i innløp og utløp av en rekke norske innsjøer, men det er ennå ikke kjent om et tilstrekkelig stort datasett er tilgjengelig for robust analyse. Data er tilgjengelig i NIVAs databaser for enkelte lokaliteter, men en bredere gjennomgang vil være nødvendig for å compilere et større datasett.

TEOTIL vurderer foreløpig ikke retensjon i elver, selv om dette kan legges til om nødvendig. For best mulig konsistens, bør prosedyrene for akkumulering nedstrøms i elve-nettverket være den samme for alle næringsstoffer, det vil si at retensjon i elver enten bør inkluderes for alle næringsstoffer (C, N og P), eller det bør utelates helt.

6.2.2 Ikke-jordbrukskilder (diffuse)

I områder med liten eller ingen menneskeskapt tilførsel, er romlig variasjon av TOC i elv og innsjø knyttet til:

- Andelen torv eller våtmark i nedbørfeltet (Aitkenhead-Peterson et al., 2005; Dillon and Molot, 1997)
- Oppstrøms innsjøareal (Mattsson et al., 2005)
- Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), som fungerer som en indikator for produktivitet (Larsen et al., 2011)

På grunn av betydelige forskjeller mellom karboneksport fra skogarealer kontra torvmark, utleder flere studier eksportkoeffisienter for disse landklassene separat. Andre lager estimater for hele nedbørfelt ved bruk av regresjonsforhold der prosentandelen torv er en prediktorvariabel (*Tabell 10*). Disse koeffisientene kan brukes direkte til å estimere faste årlige TOC-tilførsler for TEOTIL. En bedre tilnærming ville imidlertid være å bruke 1000-sjøers datasettet fra 2019 til romlig interpolering av TOC-konsentrasjoner for mest mulig uberørte innsjøer, høyt oppe i nedbørfeltene og uten oppstrøms innsjøer (headwater lakes). Dette er identisk med tilnærmingen som brukes for total N og P (avsnitt 3.3.3) og vil gi konsentrasjonsbaserte eksportkoeffisienter som kan kombineres med årlig avrenning for å produsere estimater av TOC flukser. En ytterligere utvidelse – som også kan vurderes ved oppdatering av koeffisientene for N og P – vil være å inkludere NDVI som en kovariat i den romlige interpolasjonen. Dette vil sannsynligvis gi en mer nøyaktig representasjon av romlig variabilitet enn Inverse Distance Weighting alene (Larsen et al., 2011).

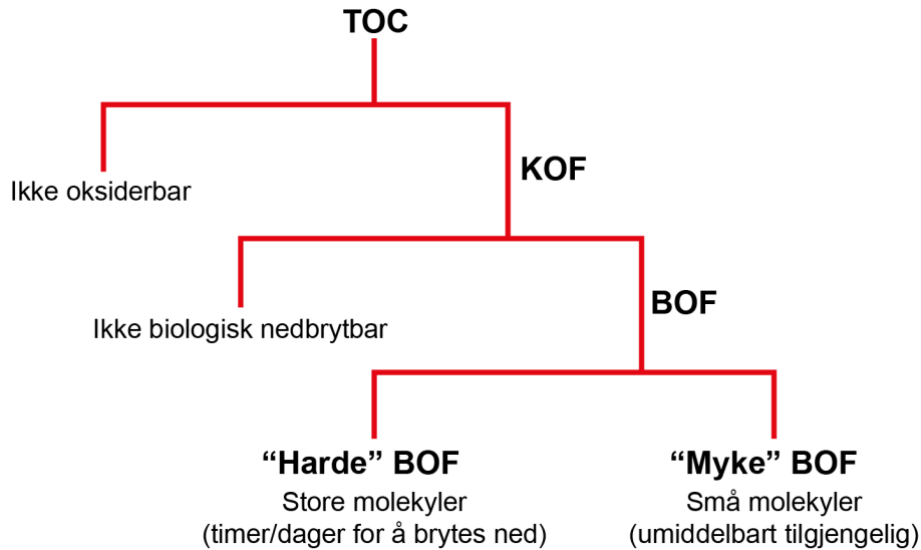
Tabell 10: Typiske eksportkoeffisienter for organisk materiale (TOC eller DOC) fra boreale nedbørfelt.

Referanse	Sted	Skog	Våtmark	Boreal (hele nedbørfelt)
Canham et al. (2004)	Små Adirondack innsjøer (USA)	37 – 47 kg DOC/ha/yr	188 – 227 kg DOC/ha/yr	-
Mattsson et al. (2005)	Store nedbørfelt som dekker 88 % av Finland	-	-	12 – 71 kg TOC/ha/yr (DOC ≈ 95% TOC)
Palviainen et al. (2016)	21 finske overvannsfelt	-	-	15 – 140 kg TOC/ha/yr $B_{TOC} = 13.98(A_P + 1)^{0.45}$ Hvor A_P er torvareal (%) og B_{TOC} er årlig TOC fluks (kg/ha/yr)
Dillon and Molot (1997)	20 små skogkledde innsjøer, sentrale Ontario	-	-	10 – 91 kg DOC/ha/yr $B_{DOC} = 23.9 + 2.6A_P$ Hvor A_P er torvareal (%) og B_{TOC} er årlig DOC fluks (kg/ha/yr)

Andre bakgrunnskilder til organisk materiale inkluderer direkte atmosfærisk avsetning på innsjøoverflater og produksjon i innsjøer gjennom fotosyntese. Innsjøproduksjon varierer med brutto primærproduktivitet, men i den boreale regionen anses den generelt å utgjøre en liten andel av TOC-tilførsler (< 10 %; f.eks. Canham et al., 2004; Fiebig et al., 1990; Jonsson et al., 2001). På samme måte er direkte atmosfærisk avsetning vanligvis liten: I Finland estimerte Palviainen et al. (2016) flukser på rundt 10 kg-C/ha/år, som utgjorde mellom 2 og 16 % av de totale karbontilførslene. Mange studier av den boreale karbonbalansen antar at disse fluksene er null (f.eks. Canham et al., 2004; Dillon and Molot, 1997), noe som sannsynligvis er en rimelig innledende antakelse for TEOTIL.

6.2.3 Avløpsrensing og industri

Organisk materiale fra avløpsrensing og industri rapporteres vanligvis som enten BOF eller KOF (avsnitt 3.3.5). Disse anses generelt for å være mer relevante enn TOC med tanke på avløpshåndtering, da de direkte måler mengden oksygen som kreves for å stabilisere en avfallsprøve (Figur 4). Men for simulering av totale næringstilførsler og for kompatibilitet med andre inputkilder, er den mest relevante parameteren for TEOTIL TOC. For avfall med stabil sammensetning (f.eks. fra en bestemt type industri eller avløpsbehandlingsprosess) er KOF, BOF og TOC sterkt korrelert (Hovind, 1990), så det bør være mulig å estimere TOC fra KOF eller BOF dataene i Miljødirektoratets utslippsovervåkingsdatabase. Som et eksempel viser Tabell 11 typiske forhold i avløp ved tre stadier av rensprosessen.



Figur 4: Forhold mellom TOC, KOF og BOF. Etter Davies (2005).

Tabell 11: Typiske forhold mellom BOF, KOF og TOC i avløpsvann. Basert på data fra det tekniske universitetet i Hamburg.

Type avløpsvann	BOF/KOF	BOF/TOC
Ubehandlet	0.3 – 0.8	1.2 – 2.0
Etter primærbehandling	0.4 – 0.6	0.8 – 1.2
Endelig avløp	0.1 – 0.3	0.2 – 0.5

Hovedarbeidet som kreves for å tilføre organisk materiale fra avløpsvannbehandling og industri til TEOTIL er derfor en litteraturgjennomgang for å identifisere egnede TOC omregningsfaktorer for ulike typer/kategorier av industri og renseanlegg. For konsistens bør den oppdaterte arbeidsflyten for behandling av TOC i avløpsvann integreres med beregningene utført av SSB for total N og P (f.eks. å fylle ut manglende data; avsnitt 3.3.4).

6.2.4 Akvakultur

Miljødirektoratet har implementert en tilnærming for å estimere TOC tap fra akvakultur som er stort sett forenlig med beregningene som allerede er brukt i TEOTIL for total N og P (avsnitt 3.3.6). Metoden er basert på arbeid av Gillibrand et al. (2002) og ble opprinnelig utviklet for bruk av den Scottish Environmental Protection Agency (SEPA) i Storbritannia.

TOC-tap er estimert basert på det totale årlige fôret som brukes av hvert oppdrettsanlegg. Hvis data for fôrbruk ikke er tilgjengelig, kan det estimeres fra produktivetsdata og et antatt «Feed Conversion Ratio» (avsnitt 3.3.6). Beregningen forutsetter at karboninnholdet i fôret typisk er 49 % og at 30 % av dette skilles ut av fisk. Det antas videre at 3 % av fôret går tapt umiddelbart (det vil si at det brytes ned uten å bli konsumert). Tap av TOC er estimert som

$$L_j^{TOC} = 0.49F_j(0.97 \times 0.3 + 0.03) \quad (20)$$

Hvor L_j^{TOC} er tapet av TOC fra oppdrettsanlegg j ; og F_j er massen av fôr som tilsettes årlig ved oppdrettsanlegg j .

Merk at denne tilnærmingen gjelder oppdrettsanlegg i sjøvann (akkurat som beregningene for total N og P beskrevet i avsnitt 3.3.6). Når TEOTIL utvides til å omfatte landbasert akvakultur, kan den beskrevne metoden trenge revisjon. Dette vurderes ikke i detalj her, da databasen for landbasert akvakultur er under utvikling og det ennå ikke er klart hvilke data som vil være tilgjengelige.

7 Representasjon av suspendert sediment

Sedimenttilførsler i elver avhenger av faktorer som:

- **Klima.** Spesielt nedbør- og avrenningsintensitet (korte, intense hendelser er mer eroderende enn langvarig, lavintensitets nedbør)
- **Nedbørfeltareal.** Sedimenttilførsler per arealenhet synker vanligvis når størrelsen på nedbørfeltet øker, siden overvannsområdene generelt er brattere og opplever høyere erosjonshastigheter
- **Topografi.** Bratthet, tilstedeværelse av grøfter, omfanget av flomsletter etc. påvirker mobilisering og tap av sediment
- **Kanaltetthet.** Jo høyere kanaltetthet (lengde på kanal per arealenhet), jo mer effektiv er bekken til å transportere sediment ut av nedbørfeltet og jo høyere blir sediment-tilførslene
- **Jordsmonn og landdekke.** Mer eroderbar jord og sparsom vegetasjon gir høyere sedimentflukser
- **Menneskeskapte aktiviteter.** Jordbruk, anleggsvirksomhet, urbanisering, gruvedrift etc. øker sediment-transporten. Punktutslipp fra industri og avløpsrensing kan også være betydelige. Omvendt kan bygging av demninger (f.eks. for drikkevann eller vannkraft) føre til økt tilbakeholdelse reduserte sediment-flukser

Suspenderte partikler (SS) fra jordbruket vil inkluderes i arbeidsflyten ved å modifisere eller utvide jordbruksmodellene som brukes av NIBIO (avsnitt 7.1). Andre kilder vil bli inkludert i TEOTIL (seksjon 7.2).

7.1 Jordbruksmodell

Det foreslås at beregning av jordtap fra jordbruksarealene vil bli gjort med samme metode som i dag brukes i modellen Agricat2, der erosjonsrisiko ved høstpløying (fra nytt erosjonsrisikokart) multipliseres med en jordarbeidingsfaktor. Utvikling av en jordbruksmodell for jordtap henger tett sammen med modell for fosfortap. Ettersom Agricat2 er en modell som brukes mye i oppdrag fra vannforvaltningen, vil det være hensiktsmessig at Agricat2 og den nye jordbruksmodellen i TEOTIL er basert på samme datagrunnlag og de samme funksjonene. I Agricat2 har man oftest gjort en ganske detaljert arealfordeling av vekster og jordarbeiding, på fikonr/gnr/bnr-nivå. Dette er antakelig verken nødvendig eller hensiktsmessig i en nasjonal modell som TEOTIL, men det er en vurdering som må gjøres når det er bestemt hva som blir beregningsenhetene i modellen (nedbørfelt, kommuner eller større regioner).

I prosjektet må det prøves ut ulike tilnæringer for å beregne realistiske nivåer for jordtap på nedbørfeltetskala. Per i dag dekker erosjonsrisikokartet (flateerosjonskartet) kun prosessene flate- og rilleerosjon og jordtap gjennom grøftene. Forhåpentligvis vil det i løpet av 2022 foreligge et bedre grunnlag for å bestemme også nivået på **drågerosjon**. Dette må i så fall inkluderes i den oppdaterte modellen. Det er behov for å utvikle en metode for å klassifisere arealer etter **konnektivitet**, basert på f.eks. topografiske data og arealbrukskart. Det må også vurderes om effekt av **naturlige kantsoner** kan inkluderes gjennom å koble inn kartanalyser av avstand fra dyrka mark til vassdrag. Dette har nylig vært gjort for gamle Vestfold fylke (Krzeminska et al., 2022), og er i utgangspunktet en forholdsvis krevende sak.

Agricat2 inkluderer et knippe jordbrukstiltak, og tar også høyde for samspillseffekter ved gjennomføring av flere tiltak samtidig. Det er behov for en gjennomgang av de ulike tiltakene modellen inkluderer for å se om funksjonene kan forbedres og for å se om nye tiltak kan inkluderes:

Jordarbeidingstiltak: Jordarbeidingsfaktorene i Agricat2 er basert på målinger i flere nordiske land. Det foreslås å ta en litteraturgjennomgang for å se om funksjonene i Agricat2 kan oppdateres. En annen mulighet er å kjøre prosessbaserte modeller og forbedre funksjonene basert på slike modellresultater.

Grasdekte kantsoner og fangdammer: I Agricat2 ligger det funksjoner for begge tiltakene. Utfordringen med disse tiltakene er å identifisere hvilke arealer som blir påvirket. For fangdammer er det i tillegg utfordrende å få tak i tilstrekkelig informasjon om selve fangdammene. Prosjektet må se på hvordan en enklest mulig kan inkludere disse tiltakene basert på den informasjonen som er tilgjengelig.

Andre tiltak: Grasdekt vannvei, grasstripe i åker, m.fl. er ikke inkludert i Agricat2. Det må vurderes i sammenheng med modellutviklingen om dette kan inkluderes i ny modell. For alle disse tiltakene kan det være aktuelt å beregne scenarier for alle områder, og utvikle koeffisienter/funksjoner basert på disse scenariene. Koeffisientene kan da brukes i de årlige beregningene (tilsvarende slik det gjøres i dag for andre tiltak i JOVAest) i stedet for å kjøre detaljerte beregninger hvert år. Alternativt kan prosessbaserte modeller brukes for å utvikle funksjoner for tiltakseffektene.

7.2 TEOTIL

7.2.1 Retensjon av suspendert sediment

Retensjon av SS er vanligvis uttrykt som «Sediment Delivery Ratio» (SDR) og modelleres som en funksjon av nedbørfelttegenskaper som areal, middelhelling, dreneringstetthet, osv. Det er også mulig å vurdere retensjon av sediment i innsjøer ved å bruke en Vollenweider (1975) tilnærming, som er mer kompatibel med håndteringen av andre parametere i TEOTIL. Som for organisk materiale, bør tapskoeffisienten (σ i ligning [7]) for SS ideelt sett utledes ved å sammenligne målte konsentrasjoner i innløp og utløp av en rekke norske innsjøer. Dette vil kreve en innledende gjennomgang for å identifisere et passende datasett.

7.2.2 Ikke-jordbrukskilder (diffus)

Sedimenttilførsler fra naturområder i Norge er omfattende undersøkt av NVEs Seksjon for Erosjon og Sedimenttransport. Nyere estimater av flukser på nasjonal skala er ikke tilgjengelig, men Bogen (1996) estimerte typiske erosjonsrater for 5 forskjellige nedbørfelttyper ved å bruke langtids-overvåkingsdata fra 29 norske elver (*Tabell 12*). Disse estimatene bruker konseptet «medvirkende område», definert for hver målestasjon som den delen av nedbørfeltet som ligger nedstrøms større innsjøer.

Gjennomsnittlige flukser i *Tabell 12* inkluderer derfor ikke retensjon i innsjøer, noe som er ønskelig for TEOTIL da retensjon vil vurderes separat (avsnitt 7.2.1).

Tabell 12: Sediment-tilførsler fra fem typer norsk nedbørfelt (etter Bogen, 1996).

Type nedbørfelt	Gjennomsnittlig transport (tonn/km ² /yr)	Variasjon (tonn/km ² /yr)
Breutløp	525	100 to 1313
Bre-matede elver	160	-
Skog	2	-
Fjell	34	-
Marine leire	1016	158 to 1256

Sammen med koeffisienter for byområder fra Åstebøl et al. (2012), gir verdiene i *Tabell 12* grunnlag for å estimere statiske (dvs. landsdekkende) årlige tilførsler av SS til hvert reginefelt. Etter diskusjon med Ivar Berthling (NVE) og Robert Barneveld (NIBIO), anses denne tilnærmingen å foretrekke fremfor alternativer som å bruke «Revised Universal Soil Loss Equation» utviklet av Department for Agriculture i USA.

Som en valgfri utvidelse kan estimatene i *Tabell 12* potensielt forbedres ved bruk av data fra NVEs overvåkingsnettverk for sedimenttransport. Data i *Tabell 1* i Bogen (1996) antyder en mulig sammenheng mellom sediment-tilførsel og spesifikk avrenning, slik at regresjon av $\log(SS [tonnes/km^2])$ mot $\log(Q_{spes} [m^3/km^2])$ er omtrent en rett linje for hver type nedbørfelt. Datasettet i den originale artikkelen er ikke tilstrekkelig for en robust analyse, men gitt tilgang til NVEs fulle overvåkingsdatasett, kan det være mulig å estimere sediment-tilførsler ved å bruke forklaringsvariabler som avrenning, nedbørfeltareal, landdekke, gjennomsnittlig helning og dreneringstetthet. Hvis det lykkes, kan den tilpassede regresjonen brukes til å generere romlige og temporære sediment koeffisienter for hvert reginefelt, i stedet for å anta faste nasjonale koeffisienter fra *Tabell 12*.

7.2.3 Avløpsrensing, industri og akvakultur

Etter diskusjon med Hilde Skarra (Miljødirektoratet) anses det ikke nødvendig å inkludere SS fra akvakultur i den oppdaterte arbeidsflyten. For industri, overvåkes SS ved større anlegg og rapporteres til Miljødirektoratet, slik at det kan tas med i beregningene på samme måte som for total N og P (avsnitt 3.3.5). For avløpsrensing finnes det SS-data for både små og store anlegg (avsnitt 3.3.4), men dataene er ufullstendige og foreløpig ikke inkludert i den årlige dataleveransen fra SSB. Ideelt sett bør hull i SS datasettet for avløpsvann fylles inn av SSB ved å bruke en lignende metodikk som for N og P. Når dette er gjort, vil det være enkelt å legge til SS fra avløpsrenseanlegg til det nye TEOTIL-rammeverket.

Hoved endringene i arbeidsflyten for punktutslipp av SS er derfor knyttet til Miljødirektoratets kontrakt for årlig databehandling med SSB. En liten mengde ekstra arbeid vil være nødvendig for å legge til de nye input-datasettene til TEOTIL.

8 Forslag til utviklingsstrategi

Dette kapittelet gir en detaljert oversikt over foreslåtte utviklingsoppgaver og estimerte kostnader. Oppgavene er gruppert i tre arbeidspakker (WPs):

- **WP 1:** Jordbruksmodellering (NIBIO)
- **WP 2:** Kildefordeling og akkumuleringsmodellering (NIVA)
- **WP 3:** Modellintegrasjon (NIBIO og NIVA)

Hver oppgave har blitt tildelt en prioritet: enten "essensielt" eller "valgfritt". Essensielle oppgaver er de som er nødvendige enten for å oppfylle kravene angitt i avsnitt 1.2, eller for å forbedre mangelfulle eller utdaterte aspekter ved den eksisterende arbeidsflyten. «Valgfrie» oppgaver kan inkluderes om ønskelig, uten at det påvirker andre sider ved utviklingen.

8.1 Oversikt

For å oppfylle kravene i avsnitt 1.2 foreslår vi å oppdatere og omkode JOVAest-jordbruksmodellen og å bruke Agricat2-modellen for simulering av jordbruks P. Begge modellene vil bli utvidet til å representere vanlige tiltak for å redusere næringstap fra jordbruket, inkludert vurdering av kombinasjoner av tiltak.

TEOTIL-modellen og dens kjernedatasett vil bli omfattende oppdatert og raffinert, og deretter utvidet til å simulere seks nye vannkvalitetsparametere. Den nye modelleringskjeden vil simulere årlige tilførsler av vann, nitrogen (totalt N, DIN, TON), fosfor (totalt P, TDP, TPP), SS og OM (som TOC) i skalaen til NVEs regine-delnedbørfelter. Eventuelt vil et brukergrensesnitt bli utviklet for å tillate vannforvaltere å utforske modellens resultater, for eksempel for å identifisere kombinasjoner av tiltak for å oppnå avlastningsbehov.

8.2 WP 1: Agricultural modelling

Det er beskrevet eksisterende nasjonale modeller for beregninger av jordbrukets tilførsler av nitrogen og fosfor til små jordbruksbekker. Det er også beskrevet hvordan jordtap, tap av organisk materiale og fraksjoner av nitrogen og fosfor kan inkluderes i en nasjonal modell. Det er videre beskrevet hvordan disse modellene kan oppdateres og videreutvikles for å gi et best mulig grunnlag for å representere effekt av driftsendringer i jordbruket og jordbrukets gjennomføring av vannmiljøtiltak. Det er dessuten inkludert en beskrivelse av tilgangen til nasjonale inputdata og behovet for utvidelse og forbedring av slike databaser. Forslaget til fornying av modeller for jordbrukets tilførsler vil inkludere følgende deloppgaver:

8.2.1 Oppgave 1.1: Oppdatert kunnskapsstatus på effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på nitrogen

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 65 timer

Det er behov for en oppdatert kunnskapssammenstilling med vekt på nyere undersøkelser og forsøksresultater vedrørende effekt av endringer i jordbruksdrift og effekt av gjennomføring av tiltak i jordbruket på nitrogentap fra jordbruket. En mulighet er å kjøre prosessbaserte modeller og forbedre funksjonene basert på slike modellresultater.

8.2.2 Oppgave 1.2: Oppdatert kunnskapsstatus på effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på fosfor

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 65 timer

Det er behov for en oppdatert kunnskapssammenstilling med vekt på nyere undersøkelser og forsøksresultater vedrørende effekt av endringer i jordbruksdrift og effekt av gjennomføring av tiltak i jordbruket på fosfortap fra jordbruket. Det foreslås en litteraturgjennomgang for å se om funksjonene i Agricat2 kan oppdateres. En mulighet er å kjøre prosessbaserte modeller og forbedre funksjonene basert på slike modellresultater.

8.2.3 Oppgave 1.3: Utvikle ny regressjon for nitrogenmodell

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 250 timer

Modellkonseptet vil bli basert på en oppdatering og videreutvikling av JOVAest for nitrogen. Forny regressjonslikningen for nitrogen med hele tidsserien av JOVAdata (1992-2020). Samspillet mellom faktorene vil også bli inkludert i den empiriske formelen for å estimere nivået på nitrogentap for regioner i hele landet. Modellen vil referere til en klimaperiode (f.eks. 1990-2020). Modellutviklingen for nitrogen vil særlig ha fokus på å inkludere gjødsling og nitrogenbalanse i modellens årlige beregninger.

8.2.4 Oppgave 1.4: Videreutvikle Agricat for suspendert stoff og fosfor

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 200 timer

Modellen for fosfor og suspendert stoff vil bli basert på en videreutvikling av Agricat2 med tilpasning til Teotilberegningene. Modellen for fosfor og suspendert stoff vil ha særlig fokus på å inkludere drågerosjon, grasdekt vannvei og konnektivitet i Agricat. Det vil forhåpentligvis i løpet av 2022 foreligge et bedre grunnlag for å bestemme også nivået på drågerosjon. Dette må i så fall inkluderes i den oppdaterte modellen. Det er behov for å utvikle en metode for å beregne konnektivitet, basert på f.eks. topografiske data og arealbrukskart, slik at beregningene reflekterer tap av jord og fosfor på nedbørfeltskala. Det må også vurderes om effekt av naturlige kantsoner kan inkluderes gjennom å koble inn kartanalyser av avstand fra dyrka mark til vassdrag.

8.2.5 Oppgave 1.5: Inkludere fraksjoner av næringsstoffer i modellene

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 70 timer

Fraksjoner av nitrogen og fosfor vil bli inkludert vha. koeffisienter basert på målinger i JOVA-felt. For fosfor vil koeffisientene bli relatert til jordas fosforstatus og er avhengige av tilgang til disse data.

8.2.6 Oppgave 1.6: Utvikle modell organisk materiale

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 100 timer

Tap av organisk materiale beregnes med utgangspunkt i tap av partikler og innhold av organisk materiale i jorda basert på jordsmonnkart. Vi vil gjøre et litteraturstudium for å vurdere hvordan sammenhengen mellom jordtap og tap av organisk materiale kan representeres. Det kan f.eks. være aktuelt å bruke en anrikningsfaktor, tilsvarende hvordan fosfortap beregnes i Agricat2. Det vil også bli gjort analyser av JOVA-data for å se om man kan inkludere tap av organisk materiale knyttet til spredning av husdyrgjødsel.

8.2.7 Oppgave 1.7: Videreutvikling av rutiner for beregning av punktkilder og bakgrunnsavrenning

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 60 timer

Bakgrunnavrenning av nitrogen er tidligere funnet å utgjøre 10 % av nitrogentapet som skjer fra jordbruksarealer. Det bør gjøres en revurdering av dette tallet. Det bør dessuten vurderes hvordan endringer i nedbør og evt. endringer i deponisjon vil påvirke nitrogentapet fra bakgrunnavrenning. Det kan være aktuelt å inkludere i modellen en rutine som inkluderer slike endringer i de årlige beregninger av bakgrunnsavrenning. Bakgrunnsavrenning av fosfor vil bli beregnet med leirvassdragsmetoden (Solheim et al., 2008).

Det er behov for en gjennomgang og oppdatrering av punktutslipp fra silo- og gjødsellager, samt fra veksthus og vaskevann fra fjørfehus.

8.2.8 Oppgave 1.8: Oppdatering av arealbrukskart (AR5/50) i Teotil

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 20 timer

Det vil bli gjort en oppdatering av fordelingen av arealtyper som grunnlag for Teotilberegningene.

8.2.9 Oppgave 1.9: Integrasjon av jordbruksmodellen i Teotil

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 150 timer

NIBIOs program for jordbrukstilførsler vil bli oversatt til Python, inklusive skalering til reginefelt med utvikling av automatiserte rutiner for innhenting av data.

8.2.10 Oppgave 1.10: Leveranse av historiske data

Prioritet: Valgfritt
Ressurser: 100 timer

NIBIO vil levere rensede, årlige dataserier for lengst mulig tidsperiode (ideelt 1990 til 2021, kanskje ikke gjennomførbart i alle tilfeller, se avsnitt 3.3.7; se også oppgave 2.13).

8.2.11 Oppgave 1.11: Eksempelberegninger for Oslofjorden

Prioritet: Valgfritt
Ressurser: 40 timer

Det vil bli gjennomført beregninger av jordbruketstilførsler som eksempel og for videre bruk i NIVAs oppsetning av Mobius Simply-CNP for Oslofjorden (oppgave 2.14).

8.2.12 Oppgave 1.12: NIBIO-administrasjon og dokumentasjon

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 180 timer

Intern administrasjon og koordinering i NIBIO og rapport med dokumentasjon av jordbruksmodellen.

8.3 WP 2: Kildefordeling og akkumuleringsmodellering

8.3.1 Oppgave 2.1: Oppdatere og forbedre kjernedatasett

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 60 timer

Følgende datasett vil bli oppdatert:

- Nedbørfeltsgrenser (reginefelt fra NVE)
- Innsjødatabase og innsjødyb (fra NVE)
- Elvenett (ELVIS og Hovedelv-segmenter fra NVE)
- Arealbruk (AR50 fra NIBIO)
- Atmosfærisk avsetning av N (fra NILU)
- Administrative grenser (fylker og kommuner fra Geonorge)

Reginefeltene vil bli brukt til å oppsummere de andre datasettene, for eksempel ved å beregne arealbruksstatistikk og gjennomsnittlig atmosfærisk deponering for hvert reginefelt og ved å skjære fylke- og kommunegrensene. Så langt det er mulig vil arbeidsflyten være skriptet for å gjøre den repeterbar og enklere å vedlikeholde ettersom datasett oppdateres i fremtiden (selv om noe manuelt arbeid fortsatt vil være nødvendig). Funksjoner for å lette behandlingen vil bli lagt til input/output-modulen til TEOTIL (teotil2.io).

8.3.2 Oppgave 2.2: Generere nedbørfelthierarki

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 40 timer

Skrive kode for å generere «tilgrensningsmatrisen» som kreves for å representere regine-nedbørfelthierarkiet i TEOTIL (avsnitt 3.1). Regine navnekonvensjonen er definert av NVE (2021) og en grunnleggende nedbørfeltstruktur kan oppnås ved å sortere regine-IDer alfanumerisk. Imidlertid vil mer sofistikert kode være nødvendig for å håndtere «kantsaker» og for å kontrollere at det endelige hierarkiet er hydrologisk rimelig. Funksjoner for å lette behandlingen vil bli lagt til input/output-modulen til TEOTIL (teotil2.io).

8.3.3 Oppgave 2.3: Inkludere kystvannforekomster

Prioritet: Valgfritt
Ressurser: 30 timer

Regineenheter i nedbørfelthierarkiet (Oppgave 2.2) vil kunne knyttes først til kystvannforekomster og deretter til OSPAR maritime regioner. Dette vil gjøre det mulig å spørre modellutgangen mer fleksibelt i kystnære områder.

8.3.4 Oppgave 2.4: Beregne oppholdstider

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 60 timer

NVEs innsjødybde database skal brukes til å utvikle en statistisk modell som kan forutsi innsjøvolum (og dermed oppholdstid). Standardtilnærmingen vil bruke en regresjon av gjennomsnittlig vanndybde mot innsjøarealet (som i den opprinnelige TEOTIL modellen; avsnitt 3.2). Ytterligere kovariater, slik som gjennomsnittlig helning og høyde, vil også bli utforsket for å lage en mer robust statistisk modell, hvis mulig. Tilpasset regresjon vil bli brukt til å estimere innsjøvolum og oppholdstid for innsjøer langs hovedelver i hvert reginefelt. En Jupyter-notisbok som dokumenterer den statistiske utforskningen vil bli lagt til [TEOTILs dokumentasjon](#).

8.3.5 Oppgave 2.5: Estimer retensjonskoeffisienter

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 100 timer

Det vil bli satt sammen en database over innsjøer hvor både inn- og utløpstilførsler måles. Ved bruk av oppdaterte oppholdstider (Oppgave 2.4) vil retensjon i reginefeltskala estimeres ved å vurdere alle innsjøer langs hovedelvene i hvert nedbørfelt, antatt seriekoblet (avsnitt 3.2). Retensjonskoeffisienter for alle parametere (DIN, TON, TDP, TPP, SS og TOC) vil være basert på Vollenweider (1975) konseptet (ligning [7]), med parameterspesifikke koeffisienter i utgangspunktet hentet fra litteraturen og deretter raffinert ved hjelp av observerte datasett. Retensjonskoeffisienter vil bli ytterligere kalibrert gjennom kryssvalidering med observerte elveflukser i oppgave 2.13.

For underfraksjoner av N og P vil tilnærmingen som ble brukt i den opprinnelige TEOTIL-modellen for total N og P (ligning [7] og [8]) gi et utgangspunkt som alternativer (som å kalibrere N separat) kan evalueres mot.

8.3.6 Oppgave 2.6: Forbedre arbeidsflyten for jordbruket

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 40 timer

TEOTIL vil bli modifisert for å akseptere mer detaljerte inputdata fra jordbruksmodellene (underfraksjoner av N & P, SS og TOC). Den romlige fordelingen av jordbruksinputene i TEOTIL vil også bli forbedret, ved å erstatte dagens lenketabeller basert på «fylker-soner» (avsnitt 3.3.2) med et enkelt romlig datasett. Dette vil gjøre modellen enklere å vedlikeholde, fordi endringer i fylkesgrenser ikke lenger vil påvirke jordbruksfluksene i TEOTIL. Det vil også gjøre det mulig å tilordne jordbruksinputs til nedbørfelt mer presist.

8.3.7 Oppgave 2.7: Forbedre arbeidsflyten for ikke-jordbruk diffuse kilder

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 200 timer

NIVAs eksisterende database over punktutslipp vil bli kombinert med 2019 «1000 Innsjøer» datasettet (Hindar et al., 2020) for å identifisere overvannssjøer med liten eller ingen direkte menneskeskapt tilførsel. Dette datasettet vil bli ytterligere delt inn i to grupper (skog og fjell) basert på dominerende arealdekke, stort sett etter den opprinnelige TEOTIL arbeidsflyten (avsnitt 3.3.3). Romlig interpolering av disse datasettene (potensielt ved bruk av NDVI som en kovariat) vil gi oppdaterte konsentrasjonsbaserte eksportkoeffisienter for DIN, TON, TDP, TPP og TOC fra naturlig land.

For SS, vil initialtapskoeffisienter for naturområder hentes fra Bogen (1996). Om mulig, vil det genereres romlige og tidsvariable estimater ved bruk av regresjonsligninger utledet fra NVEs overvåkingsnettverk for sediment-transport (avsnitt 7.2.2).

Tapskoeffisienter fra byområder for alle parametere vil bli modifisert for å bruke den konsentrasjonsbaserte tilnærmingen til Åstebøl et al. (2012), i stedet for de arealbaserte koeffisientene som er i bruk.

For innsjøer vil atmosfærisk avsetning av N beregnes for hvert reginefelt ved bruk av de siste 5-årsmidler produsert av NILU. Deponering av P vil enten bli fastsatt til 15 kg/km²/år (basert på data fra Birkenes og Møsvatn), eller antatt å være null (avsnitt 3.3.3). Det endelige valget vil bli tatt basert på modellens ytelse under kalibrering og validering (Oppgave 2.13). Deponering av TOC og SS antas å være ubetydelig (henholdsvis avsnitt 6.2.2 og 7.2.2).

8.3.8 Oppgave 2.8: Forbedre arbeidsflyten for avløpsrensing og industri

Prioritet: Essensielt
Ressurser: 120 timer

En litteraturgjennomgang vil bli foretatt for å identifisere typiske proporsjoner av DIN, TON, TDP og TPP i avløp fra ulike typer industri og avløpsrensianlegg. Typiske forhold mellom BOF og TOC for ulike anlegg vil også bli identifisert og brukt til å konvertere rapporterte utslipp av BOF til TOC (for samsvar med andre kilder).

TEOTIL-koden vil bli oppdatert for å gjøre nye modellparametere godt synlige og enkle å oppdatere (for eksempel innenfor en enkelt parameter fil eller Excel arbeidsbok).

Merk: SSBs arbeidsflyt for behandling av data fra avløpsanlegg må også oppdateres til å inkludere SS og BOF. Dette er ikke inkludert i tidsestimatet som er gitt her.

8.3.9 Oppgave 2.9: Forbedre arbeidsflyten for akvakultur

Prioritet: Essensielt

Ressurser: 60 timer

En kort litteraturgjennomgang vil bli foretatt for å identifisere typiske proporsjoner av DIN, TON, TDP og TPP i utslipp fra akvakultur (oppdelt i henhold til marine og landbaserte anlegg, om nødvendig). Arbeidsflyten for total N og P fra anlegg i sjøvann (avsnitt 3.3.6) vil bli omkodet for å gjøre nøkkelmodellparametere mer tydelige og enklere å oppdatere. Beregningen for TOC vil også bli implementert, som beskrevet i avsnitt 6.2.4 **Error! Reference source not found.** Alternativer for å forenkle beregningene for N og P, for å bruke et årlig næringsstoffbudsjett (i stedet for månedlige beregninger) vil bli utforsket.

SS anses som ikke relevant for akvakultur.

Merk: I samarbeid med Miljødirektoratet, skal det også utvikles en ny arbeidsflyt for landbasert akvakultur. Detaljer er foreløpig uklare, da data ennå ikke er tilgjengelig. Timer for dette arbeidet er ikke inkludert i tidsestimatet gitt her.

8.3.10 Oppgave 2.10: Generalisere akvakulturberegninger til andre fiskearter

Prioritet: Valgfritt

Ressurser: 60 timer

I 2020, utgjorde laks og regnbueørret mer enn 99 % (på vektbasis) av produksjonen fra oppdrettsanlegg i sjøvann. Det anses derfor ikke nødvendig å utvide arbeidsflyten til å omfatte andre arter. Om ønskelig, kan imidlertid akvakulturberegningene generaliseres slik at brukerne kan gi inputparametere (k_{for} og k_{prod} ; se f.eks. *Tabell 5*) for alle arter av interesse rapportert av Fiskeridirektoratet (avsnitt 3.3.6). Funksjoner vil bli lagt til TEOTIL for å tillate brukere å spesifisere hvilke arter som skal vurderes og produksjon for akvakultur vil bli gitt både per art og totalt.

8.3.11 Oppgave 2.11: Inkludere flere inputkilder

Prioritet: Valgfritt

Ressurser: 80 timer

Etter tilnærmingen til Statsforvalteren (avsnitt 4.2) og Staalstrøm et al. (2021) kan det være ønskelig å inkludere ytterligere inputkilder, som lekkasje fra avløpssystemet eller utlekking fra avfallsdeponier.

Avløpslekkasje kan modelleres forenklet ved å anta at en fast brøkdel av den totale tilførselen i hvert område går tapt til miljøet. For andre kilder, som for eksempel deponier, vil det bli foretatt en kort litteraturgjennomgang for å identifisere typiske utslipp av N, P, SS og TOC, sammen med data som beskriver deres romlige fordeling. Disse datasettene kan deretter inkorporeres i TEOTIL ved å bruke samme arbeidsflyt som for industrielt avløp.

Ytterligere funksjoner for å lette behandlingen av de nye datakildene vil bli lagt til input/output-modulen til TEOTIL (teotil2.io).

8.3.12 Oppgave 2.12: Be om komplette historiske input-datasett

Prioritet: Valgfritt

Ressurser: 60 timer

Hoved-dataleverandørene for den årlige TEOTIL modelleringen (NVE for vannføring; NIBIO for jordbruk; SSB for avløpsrensing; Miljødirektoratet for industri og Fiskeridirektoratet for akvakultur) vil bli bedt om å levere rensede, årlige dataserier for lengst mulig tidsperiode (ideelt 1990 til 2021, men dette er kanskje ikke gjennomførbart i alle tilfeller, se avsnitt 3.3.7). De nye datasettene vil bli lagt til en forenklet PostGIS-database lagret på NIVAs skybaserte dataplattform, som vil erstatte den nåværende Oracle-databasen som rådatalager for TEOTIL modellering. Dette vil gi større kvalitetskontroll på input-datasett og vil forhåpentligvis løse datakvalitetsproblemer for noen historiske serier (avsnitt 3.3.7).

Merk: Tidsestimatet gitt her er for å lage den nye databasestrukturen og fylle den med data. Den inkluderer ikke timer for dataleverandørene selv til å kompilere og levere datasett.

8.3.13 Oppgave 2.13: Kalibrere og evaluere mot observerte data

Prioritet: Essensielt

Ressurser: 200 timer

Simuleringer fra den nye modellen vil bli sammenlignet med observerte flukser og modellparametere som er innstilt for å forbedre simuleringssystemet. Nøkkelparametere å vurdere under kalibrering inkluderer tapskoeffisientene og eksponentene i retensjonsberegningene (henholdsvis σ og n i ligning [7]).

Et observert datasett for Norges hovedvassdragsområder vil først bli satt sammen basert på data fra Elveovervåkingsprogrammet. Dette vil bli supplert med data fra utvalgte mindre nedbørfelt med overvåking av god kvalitet, for å teste om den nye modellen kan produsere akseptable simuleringer for en rekke romlige skalaer.

Modellen vil bli kalibrert innenfor et Bayesiansk rammeverk, ved å bruke Markov chain Monte Carlo (MCMC) simulering for å konkludere med den posteriore leddfordelingen for modellparametrene gitt forutsetningene og inputdataene. Selv om den er beregningsintensiv, gir denne prosessen nyttig diagnostisk informasjon om modellens ytelse – for eksempel ved å fremheve parameterfølsomhet, interaksjoner og mulig «overfitting». Marginale posteriore for hver parameter kan også sammenlignes med litteraturverdier for å bedømme om den «best fit» modellen er fysisk plausibel.

Basert på resultater fra MCMC, vil parameterverdier og, om nødvendig, modellens struktur bli justert for å forbedre påliteligheten og ytelsen. Jupyter notatbøker som dokumenterer den statistiske analysen vil bli lagt til [TEOTILs dokumentasjon](#) og modellkoden justeres for å bruke de oppdaterte parametere.

8.3.14 Oppgave 2.14: Sett opp Mobius (Simply-CNP) for Oslofjorden

Prioritet: Valgfritt

Ressurser: 500 timer

Merk: Denne oppgaven er sannsynligvis mer passende som et eget prosjekt, men den er inkludert her for fullstendighetens skyld.

Hvis det foreslåtte detaljnivået i den oppdaterte TEOTIL modellen ikke er tilstrekkelig (f.eks. hvis det kreves mer detaljerte inndelinger av N og P for Oslofjorden), er det mulig å sette opp en mer sofistikert, "prosessbasert" modelleringsarbeidsflyt i regional skala (avsnitt 4.2 og 5.2). Simply-CNP er en næringsstoffmodell implementert innenfor Mobius-rammeverket (Norling et al., 2021) som har som mål å gi robuste simuleringer med daglig oppløsning av nøkkelnæringsarter uten å legge til unødvendig prosesskompleksitet. Det er derfor godt egnet for applikasjoner i regional skala i relativt datasparsomme nedbørfelt (selv om databehovet fortsatt er større enn for en eksportkoeffisientbasert modell som TEOTIL).

Simply-CNP kan kombineres med EasyLake-modellen (også implementert i Mobius), og det er potensial for å utvikle en Mobius-basert fjordmodell for bedre å koble elvetilførsler til marin vannkvalitet i vannforekomster i fjorden selv. Ved å bruke denne tilnærmingen vil en regional skala applikasjon av Simply-CNP utfylle en nasjonal skala applikasjon av TEOTIL ved å gi et effektivt modelleringshierarki (avsnitt 4.2).

Denne oppgaven er uavhengig av TEOTIL utviklingsarbeidet og det kan være potensiale for ytterligere finansieringskilder (f.eks. via NFR eller Water JPI). Den er inkludert her som en komplementær tilnærming, og fyller gapet mellom høynivå, nasjonal skala modellering (f.eks. TEOTIL) og den mer detaljerte forskningsfokuserede modelleringen som er typisk i små, eksperimentelle nedbørfelt.

8.3.15 Oppgave 2.15: NIVA-administrasjon og dokumentasjon

Prioritet: Essensielt

Ressurser: 220 timer

Denne oppgaven dekker prosjektledelse og administrasjon ved NIVA, samt tid til fire fremdriftsmøter med Miljødirektoratet, interne utviklingsmøter og tid brukt på å kontakte eksterne samarbeidspartnere, dataleverandører osv.

Alle koder vil bli grundig dokumentert og gjort offentlig tilgjengelig på GitHub. Dokumentasjon vil bli lagt til [TEOTIL nettstedet](#), inkludert eksempler som viser hvordan du laster ned og installerer den oppdaterte modellen og veiledninger for grunnleggende bruk (f.eks. ved å bruke forhåndsgenererte inngangsfiler). Jupyter notatbøker vil bli gitt som beskriver hvert aspekt av utviklingsprosessen og begrunner viktige beslutninger (som valg underbygget av statistiske analyser eller kalibrerings- og valideringsrutiner). Om ønskelig vil det også bli gitt en skriftlig "statisk" rapport i Word-format og PDF.

8.4 WP 3: Modellintegrasjon

8.4.1 Oppgave 3.1: Koble sammen jordbruks- og akkumuleringsmodeller

Prioritet: Essensielt

Ressurser: 40 timer

Denne oppgaven vil gi mer strømlinjeformet kobling mellom TEOTIL og de nye jordbruksmodellene. Graden av integrasjon som er mulig vil avhenge av API-ene som eksponeres av NIBIO modellene og deres beregningsytelse.

På et grunnleggende nivå, vil det opprettes et Python-miljø (f.eks. i [Docker](#)) som inkluderer et skript for å kjøre NIBIO modellene og skrive resultater til disk, og deretter kjøre TEOTIL modellen ved å bruke

NIBIO resultater som inputs. Denne typen «løs kobling» gjør det mulig å kontrollere hele arbeidsflyten fra et enkelt skript, men den generelle ytelsen kan være dårlig på grunn av mengden data som skrives til (og leses fra) disken. Alternativt, hvis NIBIO modellene avslører et API som kan returnere datastrukturer i minnet, kan resultatene sendes direkte mellom modellkomponenter som fører til tettere integrasjon og bedre ytelse.

En detaljert vurdering av alternativene for modellintegrasjon vil ikke være mulig før Python-grensesnitt for NIBIO modellene er tilgjengelig.

8.4.2 7.4.2 Oppgave 3.2: Bygge brukergrensesnitt

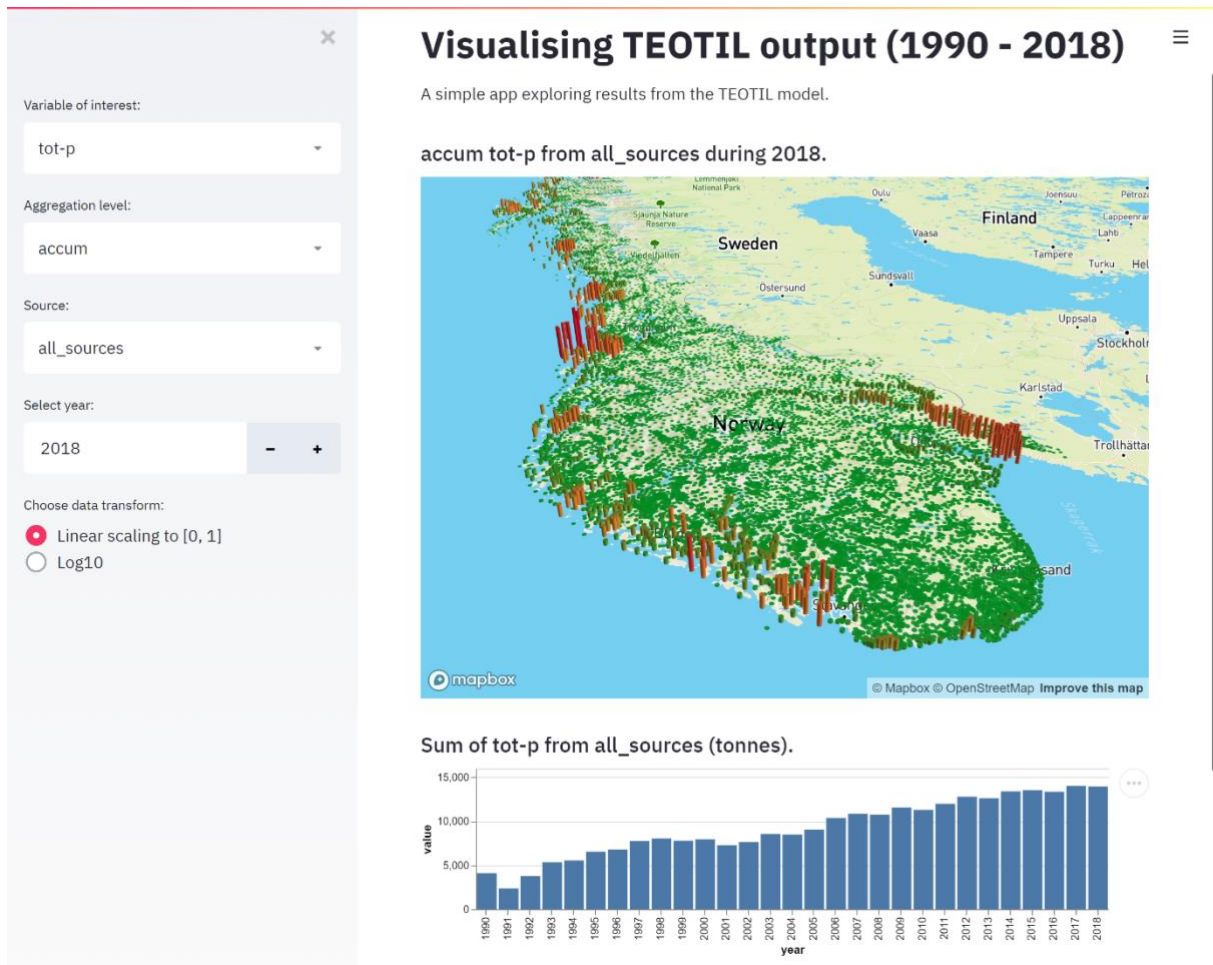
Prioritet: Valgfritt

Ressurser: 120 – 240 timer

Gjennomførbarheten av et interaktivt brukergrensesnitt avhenger av integrasjonsnivået som oppnås mellom jordbruksmodellene og TEOTIL (Oppgave 3.1). For at brukeropplevelsen skal være positiv, må beregninger som sendes via grensesnittet utføres raskt (innen 20 til 30 sekunder på det meste), noe som setter begrensninger på tilgjengelige alternativer.

Det anses ikke som praktisk for ikke-spesialiserte brukere å kompilere, kvalitetssjekke og behandle de årlige rådatasettene som kreves for å kjøre modellene; dette måtte gjennomføres årlig som et eget prosjekt av NIBIO og NIVA. Imidlertid kan de årlige rådataene aggregeres for å produsere oppsummerende inputfiler som kan lastes ned og brukes til å kjøre modellene (eksempelfiler fra TEOTIL er [her](#)). På samme måte kan modellutdatafiler gjøres tilgjengelige for brukere å utforske (f.eks. [her](#)).

Den enkleste tilnærmingen for et brukergrensesnitt er derfor at NIVA og NIBIO kjører modellene hvert år, inkludert scenarier der ulike kombinasjoner av tiltak implementeres. Resultatfiler for hvert scenario kan hostes online (som de er i dag), og en nettapplikasjon opprettet for å tillate brukere å utforske resultatet – for eksempel ved å sammenligne forskjellige scenarier med en «grunnlinje»-simulering for å undersøke belastningsreduksjoner. Siden denne tilnærmingen ikke innebærer å kjøre modellene fra applikasjonen, er ikke ytelsen et stort problem. Et enkelt brukergrensesnitt av denne typen kan opprettes og distribueres på rundt 120 timer (*Figur 5* viser et eksempel opprettet i 2019 for å visualisere resultater fra den originale TEOTIL).



Figur 5: En enkel nettapplikasjon laget i 2019 for å visualisere resultatfiler fra TEOTIL. En lignende, men mer raffinert applikasjon kan bygges for den nye arbeidsflyten.

En ulempe med en applikasjon basert på forhåndsgenererte resultater er at brukere bare kan utforske scenarier som tidligere har blitt simulert og lagret. En mer fleksibel løsning er å utvikle en applikasjon som leser de forhåndsgenererte inngangsfilerne (i stedet for resultatfiler) og deretter kjører modelleringskjeden «live» for å vise resultater. Dette vil tillate brukere å velge tiltak interaktivt og lage sine egne scenarier, men for å være praktisk brukbare må både applikasjonen og modelleringskjeden være rask. Hvorvidt dette er gjennomførbart, vil avhenge av modellens ytelse og integrasjon (Oppgave 3.1). En ytterligere bekymring er at større fleksibilitet kan tillate brukere å lage urealistiske scenarier med tiltak, noe som gir et misvisende bilde av forurensningsreducerende potensial.

Å kjøre modeller «live» i en nettapplikasjon er betydelig mer utfordrende enn å bare vise resultatene. Foreløpig er tiden som kreves for dette vanskelig å estimere, da den avhenger av optimaliseringsnivået som er nødvendig for å oppnå tilfredsstillende ytelse. Et midlertidig anslag på 160 til 240 timer anses som rimelig.

8.5 Oppsummering av foreslåtte oppgaver

Foreslåtte oppgaver og estimerte kostnader er oppsummert i *Tabell 13*. Totalverdien av «essensielle» oppgaver er **3,71 MNOK** (2,09 MNOK for NIVA og 1,62 MNOK for NIBIO). «Valgfrie» oppgaver er uavhengige av hverandre og kan inkluderes etter ønske. Totalkostnaden for alle oppgavene er **5,40**

MNOK, men dette inkluderer 0,85 MNOK for å sette opp Simply-CNP (Task 2.14), som er en helt uavhengig arbeidsflyt som trolig passer bedre til et eget forslag. Dersom denne oppgaven utelates, er den samlede kostnaden for alle oppgavene **4,55 MNOK**.

Merk at den foreslåtte utbyggingen også vil kreve endringer i SSBs arbeidsflyt for behandling av data fra avløpsvann. Dette er en egen kontrakt mellom SSB og Miljødirektoratet, og midler til disse endringene er ikke inkludert i estimatene gitt her.

Tabell 13: Fordeling av oppgaver og estimerte kostnader.

WP	WP navn	Ansvar	Oppgave	Oppgave navn	Prioritet	Timer	Kostnad (kNOK)
1	Jordbruksmodellering	NIBIO	1.1	Effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på N	Essensielt	65	91
			1.2	Effekt av jordbruksdrift og tiltaksgjennomføring på P	Essensielt	65	91
			1.3	Utvikle ny regressjon for nitrogenmodell	Essensielt	250	350
			1.4	Videreutvikle Agricat for SS og P	Essensielt	200	280
			1.5	Inkludere fraksjoner av næringsstoffer i modellene	Essensielt	70	98
			1.6	Utvikle modell organisk materiale	Essensielt	100	140
			1.7	Rutiner for punktkilder og bakgrunnsavrenning	Essensielt	60	84
			1.8	Oppdatering av arealbrukskart (AR5/50) i TEOTIL	Essensielt	20	28
			1.9	Integrasjon av jordbruksmodellen i TEOTIL	Essensielt	150	210
			1.10	Leveranse av historiske data	Valgfritt	100	140
			1.11	Eksempelberegninger for Oslofjorden	Valgfritt	40	56
			1.12	NIBIO-administrasjon og dokumentasjon	Essensielt	180	252
2	Kildefordeling og akkumuleringsmodellering	NIVA	2.1	Oppdatere og forbedre kjernedatasett	Essensielt	60	110
			2.2	Generere nedbørfelthierarki	Essensielt	40	73
			2.3	Inkluder kystvannforekomster	Valgfritt	30	55
			2.4	Beregne oppholdstider	Essensielt	60	110
			2.5	Estimere retensjonskoeffisienter	Essensielt	100	183
			2.6	Forbedre arbeidsflyten for jordbruket	Essensielt	40	73
			2.7	Forbedre arbeidsflyten for ikke-jordbruk diffuse kilder	Essensielt	200	366
			2.8	Forbedre arbeidsflyten for avløp og industri	Essensielt	120	220
			2.9	Forbedre arbeidsflyten for akvakultur	Essensielt	60	110
			2.10	Generalisere akvakulturberegninger til andre fiskearter	Valgfritt	60	110
			2.11	Inkludere flere inputkilder	Valgfritt	80	146
			2.12	Be om komplette historiske input-datasett	Valgfritt	60	110
			2.13	Kalibrere og evaluere mot observerte data	Essensielt	200	366

			2.14 ¹	Sett opp Mobius (Simply-CNP) for Oslofjorden	Valgfritt	500	850
			2.15	NIVA-administrasjon og dokumentasjon	Essensielt	220	403
3	Modellintegrasjon	NIVA & NIBIO	3.1	Koble sammen jordbruks- og akkumuleringsmodeller	Essensielt	40	73
			3.2 ²	Bygge brukergrensesnitt	Valgfritt	120	220
				WP1 essensielt		1160	1624
				WP1 valgfritt		140	196
				WP1 totalt		1300	1820
				WP2 essensielt		1100	2013
				WP2 valgfritt		730	1271
				WP2 totalt		1830	3284
				WP3 essensielt		40	73
				WP3 valgfritt		120	220
				WP3 totalt		160	293
				Totalt essensielt		2300	3710
				Totalt valgfritt		990	1687
				Totalt		3290	5397
				Totalt (unntatt Oppgave 2.14)		2790	4547

¹ Denne oppgaven kan finansieres som et eget forslag – se punkt 8.3.14.

² Forutsetter en nettapplikasjon som viser forhåndsgenererte modellresultatfiler. En mer sofistikert løsning vil kreve flere timer – se punkt 8.4.2.

9 Modellering av avlastningsbehov

Når utviklingsarbeidet beskrevet i avsnitt 8 er fullført, kan de nye modellene brukes til å simulere næringstilførsler oppstrøms for ethvert reginefelt. De kan også brukes til å estimere, på grovt nivå, hvor mye tilførsler kan reduseres ved bruk av ulike kombinasjoner av tiltak.

For nedbørfelt med overvåkingsdata kan behovet for belastningsreduksjoner estimeres ved å sammenligne dagens tilførsler (estimert fra målte konsentrasjoner og vannføring) til "mål" tilførsler, estimert ved bruk av målt vannføring, men forutsatt konsentrasjoner for klassegrensen mellom "god" og "moderat" status definert i Vanddirektivet. De nye modellene kan deretter kjøres ved å bruke et "grunnlinje"-scenario (som representerer gjeldende praksis), pluss en rekke alternative scenarier med forbedrede tiltak. Belastningsreduksjoner mellom grunnlinjen og alternative scenarier kan deretter sammenlignes med målreduksjonene basert på observerte data for å utforske om/hvordan "god" status kan oppnås.

I områder uten gode overvåkingsdata kan dagens tilførsler enten tas direkte fra modellene eller utledes basert på arealskalering fra nærliggende overvåkede nedbørfelt med lignende egenskaper. Der det er mulig, bør observerte data fra det omtrentlige området av interesse inkorporeres i arbeidsflyten for å gi en sjekk på grunnmodellens utdata, før alternative scenarier utforskes.

I noen applikasjoner kan områder av interesse være kyst- eller marine vannforekomster. Den foreslåtte arbeidsflyten for modellering kan simulere elvestrømmer inn i disse vannforekomstene, men den kan ikke simulere konsentrasjoner i selve vannforekomstene. Dette er fordi «vannforekomster» i TEOTIL (reginefelt, innsjøer etc.) må ha veldefinerte inn- og utløp: modellen kan ikke representere diffuse tilførsler eller sirkulasjoner mellom nærliggende havområder.

Dersom interesseområdet for vannforvaltning er en fjord eller annen klart definert marin region, vil de nye modellene kunne brukes til å utforske f.eks. den totale gjennomsnittlige konsentrasjonen av alle elvetilførsler, sammen med tiltak som kan redusere denne konsentrasjonen til målnivåer. Å forstå inngangstilførsler er et viktig første skritt for marin forvaltning, og det er kanskje også den faktoren vi har mest kontroll over. Å redusere alle tilførselsstrømmer til målnivåer garanterer imidlertid ikke at alle marine vannforekomster vil oppnå "god status", ettersom marine strømmer og biogeokjemisk syklus kan konsentrere næringsstoffer i bestemte regioner. En omfattende tilnærming for vurdering av marin vannkvalitet krever derfor en ekstra marin modelleringskomponent – fortrinnsvis en som er kompatibel med den foreslåtte arbeidsflyten når det gjelder kompleksitet og inndatakrav. Dette emnet anses som utenfor rammen for dette prosjektet og diskuteres ikke videre her. Det kan vurderes som et tilleggsprosjekt eller, om ønskelig, legges til Oppgave 2.14 (avsnitt 8.3.14) som en del av Mobius Simply-CNP-modelleringen.

10 Konklusjon

Denne rapporten foreslår en forbedret arbeidsflyt for simulering av årlige næringstilførsler for Norge i den romlige skalaen til NVEs regine nedbørfelthenheter. Utgangspunktet for videre utvikling er det eksisterende JOVAest/TEOTIL modelleringsrammeverket. Følgende hovedendringer foreslås:

- NIBIOs JOVAest modell bør oppdateres og omkodes for å gi estimater av jordbrukstilførsler av total N og nitrat
- NIBIOs Agricat2 modell bør brukes til å estimere jordbrukstilførsler av total P, løst fosfat og SS
- TOC fra jordbruk vil bli estimert fra NIBIOs erosjonsrisikokart og innhold av organisk materiale fra jordmonnkart
- NIVAs TEOTIL modell bør oppdateres for å bruke de nyeste hydrologiske datasettene, inkludert nedbørfeltgrenser, elvenettverk, innsjøer og årlig avrenningsstatistikk
- NIVAs TEOTIL modell bør utvides til å vurdere total N, DIN, TON, total P, TDP, TPP, SS og TOC
- TEOTILs koeffisienter for diffus avrenning fra ikke-jordbruksområder bør oppdateres og utvides basert på ny nasjonale datasett
- Arbeidsflyten for punktkildeutslipp fra avløpsrensing, industri og akvakultur bør oppdateres. Beregninger for akvakultur bør også utvides til å omfatte landbaserte anlegg
- Integrasjon av NIVA- og NIBIO-modellene bør forbedres så langt det er praktisk mulig, for eksempel ved bruk av et felles programmeringsspråk og konsistente APIer

I nesten 30 år har JOVAest og TEOTIL vist seg nyttige som verktøy for vannforvaltere og beslutningstakere i Norge. Det er håp om at det foreslåtte utviklingsarbeidet, som kombinerer nødvendige oppdateringer av den gamle arbeidsflyten med viktige utvidelser og forbedringer, vil holde disse modellene relevante i mange år fremover.

11 Referanser

- Aas, W., Hjellbrekke, A.-G., Fagerli, H., Benedictow, A., 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU rapport. ISBN 978-82-425-2915-2.
- Aitkenhead-Peterson, J.A., Alexander, J.E., Clair, T.A., 2005. Dissolved organic carbon and dissolved organic nitrogen export from forested watersheds in Nova Scotia: Identifying controlling factors. *Global Biogeochem. Cycles* 19. doi:10.1029/2004GB002438
- Åstebøl, S.O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G., Saunes, H., 2012. Beregning av forurensing fra overvann. Klima og Forurensingsdirektoratet.
- Bechmann, M., Greipsland, I., Riley, H., Olav, H., Bioforsk, E., Og Miljø, J., 2012. Nitrogen losses from agricultural areas: a fraction of applied fertilizer and manure (FracLEACH). Bioforsk rapport. ISBN 978-82-17-00917-7.
- 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).
- Beldring, S., Engeland, K., Roald, L.A., Sælthun, N.R., Voksø, A., 2003. Estimation of parameters in a distributed precipitation-runoff model for Norway. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7, 304–316. doi:10.5194/HESS-7-304-2003
- Berge, D., 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15m. NIVA rapport. ISBN 82-577-1250-7.
- Berge, G., Sæther, M., 2019. Kommunale avløp 2019. Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisponering. SSB rapport 2020-52.
- Bogen, J., 1996. Erosion and sediment yield in Norwegian rivers. IAHS.
- Borgvang, S.A., Selvik, J.R., Glesne, O., 2000. Development of HARP Guidelines Harmonised Quantification and Reporting Procedures for Nutrients. SFT. ISBN 82-7655-401-6.
- Bratli, J., Holtan, H., Åstebøl, S., 1995. Miljøsmål for vannforekomstene: tilførselsberegninger (Veiledning 95:02). Statens forurensningstilsyn.
- Brod, E., Bechmann, M., Øgaard, A.F. 2017. Løst fosfat i jordbruksavrenning – forskjell mellom driftssystemer. Vann 01/2017. 47-56.
- Canham, C.D., Pace, M.L., Papaik, M.J., Primack, A.G.B., Roy, K.M., Maranger, R.J., Curran, R.P., Spada, D.M., 2004. A spatially explicit watershed scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecol. Appl.* 14, 839–854. doi:10.1890/02-5271
- Davies, P.S., 2005. The biological basis of wastewater treatment, Strathkelvin Instruments Ltd.
- Dillon, P.J., Molot, L.A., 1997. Dissolved organic and inorganic carbon mass balances in central Ontario lakes. *Biogeochem.* 1997 361 36, 29–42. doi:10.1023/A:1005731828660
- Eggestad, H.O., Vagstad, N., Bechmann, M. 2001. Losses of Nitrogen and Phosphorus from Norwegian Agriculture to the OSPAR problem area. *Jordforsk rapport* 99/01. 30s.
- Fiebig, D.M., Lock, M.A., Neal, C., 1990. Soil water in the riparian zone as a source of carbon for a headwater stream. *J. Hydrol.* 116, 217–237. doi:10.1016/0022-1694(90)90124-G
- Gillibrand, P.A., Gubbins, M.J., Greathead, C., Davies, I.M., 2002. Scottish Executive locational guidelines for fish farming: predicted levels of nutrient enhancement and benthic impact. *Scottish Fish. Res. Rep.* Number 63.
- Hejzlar, J., Šámalová, K., Boers, P., Kronvang, B., 2006. Modelling Phosphorus Retention in Lakes and Reservoirs. *Interact. Between Sediments Water* 123–130. doi:10.1007/978-1-4020-5478-5_13
- Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K., Sample, J., 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. NIVA-rapport 7530.

- Holtan, H., 1991. Forurensningene i Glomma 1989-1990. Forurensningsbudsjett, forurensningsgrad, vurderinger og prognoser. NIVA rapport. ISBN 82-577-1861-0.
- Hovind, H., 1990. Bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann. NIVA-rapport 2386.
- Huttunen, I., Huttunen, M., Piirainen, V., Korppoo, M., Lepistö, A., Räike, A., Tattari, S., Vehviläinen, B., 2016. A National-Scale Nutrient Loading Model for Finnish Watersheds—VEMALA. *Environ. Model. Assess.* 21, 83–109. doi:10.1007/S10666-015-9470-6/TABLES/5
- Ibrekk, H.O., Tjomsland, T., 1992. TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA rapport.
- Jackson-Blake, L.A., Sample, J.E., Wade, A.J., Helliwell, R.C., Skeffington, R.A., 2017. Are our dynamic water quality models too complex? A comparison of a new parsimonious phosphorus model, SimplyP, and INCA-P. *Water Resour. Res.* 53, 5382–5399. doi:10.1002/2016WR020132
- Jonsson, A., Meili, M., Bergström, A.K., Jansson, M., 2001. Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Örträsket, N. Sweden). *Limnol. Oceanogr.* 46, 1691–1700. doi:10.4319/LO.2001.46.7.1691
- Kirchner, W.B., Dillon, P.J., 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resour. Res.* 11, 182–183. doi:10.1029/WR011I001P00182
- KLD, 2021. Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv. Klima og miljødepartementet.
- Krzeminska, D., Kværnø, S., Larsen, O., 2022. Beregning av effekter av kantsoner langs vassdrag i gamle Vestfold fylke. Metodeutvikling basert på Agricat 2-modellen. NIBIO-rapport 8(4), 38 s. ISBN 978-82-17-02995-3.
- Kværnø, S.H., Barneveld, R., Heggem, E.S.F., Stratmann, M., Søvde, N.E., 2020. Beskrivelse av erosjonsrisikokart - metoder, forutsetninger og bruk. NIBIO POP 6 (37), 12 s. ISBN 978-82-17-02649-5.
- 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).
- Larsen, D.P., Mercier, H.T., 1976. Phosphorus Retention Capacity of Lakes. <https://doi.org/10.1139/f76-221> 33, 1742–1750. doi:10.1139/F76-221
- Larsen, S., Andersen, T., Hessen, D.O., 2011. Predicting organic carbon in lakes from climate drivers and catchment properties. *Global Biogeochem. Cycles* 25. doi:10.1029/2010GB003908
- Lepistö, A., Granlund, K., Kortelainen, P., Räike, A., 2006. Nitrogen in river basins: Sources, retention in the surface waters and peatlands, and fluxes to estuaries in Finland. *Sci. Total Environ.* 365, 238–259. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2006.02.053
- Mattsson, T., Kortelainen, P., Räike, A., 2005. Export of DOM from Boreal Catchments: Impacts of Land Use Cover and Climate. *Biogeochem.* 2005 762 76, 373–394. doi:10.1007/S10533-005-6897-X
- Norling, M.D., Jackson-Blake, L.A., Calidonio, J.L.G., Sample, J.E., 2021. Rapid development of fast and flexible environmental models: The Mobius framework v1.0. *Geosci. Model Dev.* 14, 1885–1897. doi:10.5194/GMD-14-1885-2021
- NVE, 2021. Innføring i REGINEs inndelingssystem.
- Oredalen, T.J., Aas, W., 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-Norge. NIVA rapport. ISBN 82-577-3941-3.
- Palviainen, M., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., 2016. Predicting the export and concentrations of organic carbon, nitrogen and phosphorus in boreal lakes by catchment characteristics and land use: A practical approach. *Ambio* 45, 933. doi:10.1007/S13280-016-0789-2
- Sample, J.E., 2021. Teotil Metals: Development report - 2021 - Miljødirektoratet. NIVA report 7569-2021
- Selvik, JR, Tjomsland, T., Eggestad, H., 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. NIVA rapport 1005/2007.

- Skiple, A., Bratli, J.L., 1997. TEOTIL. Vurdering av det teoretiske grunnlaget for retensjonsberegningene. NIVA rapport. ISBN 82-577-3159-5.
- Solheim, A., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H.O., Engebretsen, A., 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemisk parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerintresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. NIVA rapport. ISBN 978-82-577-5443-3.
- Staalstrøm, A., Walday, M.G., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J., Naustvoll, L.J., 2021. Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA rapport. ISBN 978-82-577-7375-5.
- Strömqvist, J., Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., Lindström, G., 2012. Water and nutrient predictions in ungauged basins: set-up and evaluation of a model at the national scale. *Hydrol. Sci. J.* 57, 229–247. doi:10.1080/02626667.2011.637497
- Tjomsland, T., Selvik, J., Brænden, R., 2010. Teotil - Model for calculation of source dependent loads in river basins. NIVA rapport 5914.
- Vet, R., Artz, R.S., Carou, S., Shaw, M., Ro, C.U., Aas, W., Baker, A., Bowersox, V.C., Dentener, F., Galy-Lacaux, C., Hou, A., Pienaar, J.J., Gillett, R., Forti, M.C., Gromov, S., Hara, H., Khodzher, T., Mahowald, N.M., Nickovic, S., Rao, P.S.P., Reid, N.W., 2014. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. *Atmos. Environ.* 93, 3–100. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2013.10.060
- Vollenweider, R.A., 1975. Input-output models. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrol.* 37, 53–84. doi:10.1007/BF02505178
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A., 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 559–582.
- Windolf, J., Thodsen, H., Trolborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Kronvang, B., 2011. A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *J. Environ. Monit.* 13, 2645–2658. doi:10.1039/C1EM10139K

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no