



NIVAs internprosjekter:

- Nitrogenretensjon i vann
- Denitrifisering i vann
- Nitrogenets effekt på begroing i vann
- Nitrogenavrenning som funksjon av klima

Årsrapport 1992

Senter for
jordfaglig
miljøforskning
(JORDFORSK)


Norsk
institutt for
vannforskning
(NIVA)

Norsk
institutt for
skogforskning
(NISK)

Norsk
institutt for
luftforskning
(NILU)

Biologisk
institutt,
Universitetet
i Oslo

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: P-91444-2	Undernr.:
Løpenr.: 2933	Begr. distrib.: Nei

Hovedkontor Postboks 69, Kjørsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA AS Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
---	---	--	---	---

Rapportens tittel: Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport for 1992 for NIVAs delprosjekter.	Dato: 4.4.1993	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Eutrofiering og Forsuring	
Forfatter(e): Dag Hessen Dag Berge Tor Erik Brandrud Stein W. Johansen Bjørn Faafeng Eli-Anne Lindstrøm Espen Lydersen Grete Rudi Line Folkestad Skaugset Dick Wright	Geografisk område: Østlandet	
	Antall sider: 54	Opplag: 100

Oppdragsgiver: Norges Forskningsråd ved NAVF	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

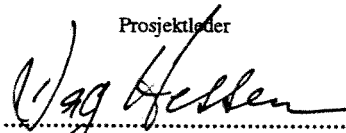
Ekstrakt: I regi av programmet "Nitrogen fra fjell til fjord" ble det ved NIVA utført fire delprosjekter finansiert over øremerkede midler til dette programmet. Dette var - Nitrogenretensjon i vann - Denitrifisering i vann - Nitrogenets effekt på begroing i vann og - Nitrogenavrenning som funksjon av klima Her presenteres framdriftsdata for 1992 for disse prosjektene.
--

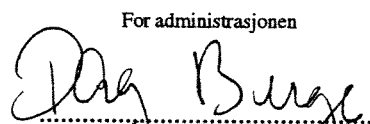
4 emneord, norske

1. Nitrogen
2. Avrenning
3. Retensjon
4. Klima

4 emneord, engelske

1. Nitrogen
2. Runoff
3. Retention
4. Climate

Prosjektleder

Dag Hessen

For administrasjonen

Dag Berge

ISBN82-577-2353-3

NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD

er et tverrfaglig program som studerer nitrogenkretsløpet fra nedbør til hav. Prosjektet omfatter undersøkelser av nitrogenbudsjettet for to nedbørfelt samt utvalgte delfelter med fjell, hei, skog, dyrket mark og ferskvann. Prosjektets hovedmål er å øke kunnskapen om opptak og avrenning av nitrogen, og dermed gi bedre prognoser for framtidige effekter på jord, skog, ferskvann og fjorder.

Undersøkelsene foregår i to vassdrag, **Bjerkreimsvassdraget** i Rogaland og **Aulivassdraget** i Vestfold.

Deltakere i programmet er:

Norsk institutt for vannforskning (NIVA): *avrenning og prosesser i vann,*

Norsk institutt for luftforskning (NILU): *tilførsler,*

Norsk institutt for skogforskning (NISK): *prosesser/budsjetter i skog,*

Senter for jordfaglig miljøforskning (JORDFORSK): *prosesser/budsjetter i jordbruksarealer,*

Biologisk institutt, Universitetet i Oslo (UiO): *prosesser i vann.*

Programmet er finansiert ved øremerkede grunnbevilgninger til NIVA, NILU og JORDFORSK, ved egeninnsats fra UiO og ved direkte bidrag fra Norges forskningsråd (NRF). Prosjektet ble startet i 1992 og er planlagt avsluttet i 1996.

Prosjektet koordineres av *Arne Henriksen*, NIVA, og har en styringsgruppe med følgende sammensetning: NIVA: *Atle Hindar*, NILU: *Arne Semb*, NISK: *Arne Stuanes*, JORDFORSK: *Nils Vagstad* og UiO: *Dag Hessen*. Eksterne observatører er *Else Løbersli*, Direktorat for naturforvaltning (DN) og *Dag Rosland*, Statens forurensningstilsyn (SFT). Det holdes møter 4-6 ganger i året mellom representanter for de deltakende institusjoner, og halvårlige møter med de eksterne observatørene.

FORORD

I regi av programmet "Nitrogen fra fjell til fjord" ble det i 1992 satt igang fire interne NIVA-prosjekter finansiert over basisbevilgningene. Dette var

- Nitrogenretensjon i vann
- Denitrifisering i vann
- Nitrogenets effekt på begroing i vann.
- Nitrogenavrenning som funksjon av klima

De to første prosjektene er koordinert og er begge knyttet til studier i Eikernvassdraget, som grenser opp til Aulivassdraget som er det ene av de to hovedfeltene i "Nitrogen fra fjell til fjord". Forsøkene er startet opp med en kombinasjon av felt og lab-studier. Retensjons- og budsjettstudier i en gradient av innsjø- og elvetyper i Eikernvassdraget ble påbegynt i 1992. Denitrifisering er en betydelig tapskilde for nitrogen i vann, og viktig i retensjonsstudier. Disse studiene er påbegynt ved inkubasjoner på lab, og en hovedfagsoppgave vil bli knyttet til dette prosjektet. Studier av lystgassdannelse vil bli en del av dette arbeidet, og et NMF-finansiert prosjekt omkring metandannelse i innsjøsediment vil kobles til dette.

Økt begroing synes å være et betydelig problem i mange vassdrag, og det har vært spekulert om dette kan ha sammenheng med økt nitrogendeponering. Det tredje prosjektet har som siktemål å avdekke eksperimentelt om økt nitrogenbelastning kan føre til økt begroing. Det vil her bli gjennomført en serie renneforsøk med ulik dosering av ulike former for løst nitrogen. I 1992 ble det gjennomført forsøk med nitrat og ammonium-anriking av råvann fra Maridalsvann.

Prosjekt nummer fire tar dels sikte på å etterprøve hypoteser om økt mineralisering og økt nitrogenavrenning ved et varmere klima. Dette er basert på gitte klimascenarier og modellkjøringer. Dels tar det sikte på å se på variasjoner i nitrogenavrenning innenfor naturlige klimasvingninger. Så langt har ionesammensetning og nitrogenavrenning blitt studert i utvalgte vassdrag i to kalde og to varme år, basert på eksisterende datamateriale. I en videre fase vil de forskjeller som er observert bli knyttet til effekter i det marine miljø.

Vi anser disse delprosjektene for å være sentrale innenfor de vannfaglige prosesstudiene i Nitrogen fra fjell til fjord, og intensjonene er å la disse fire studiene gå gjennom hele programperioden. For hvert av forsøkene vil skje en separat sluttrapportering og publisering, men vi har funnet det hensiktsmessig å gi en samlet presentasjon i årsrapportene. Denne rapporten gir en nærmere oversikt over disse feltene samt program, eksperimentelt oppsett og foreløpige resultater for oppstartingsåret 1992.

Norsk institutt for vannforskning

P-91444-2

NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD

Delprosjekt:

Estimering av
N-Retensjon i mesotrofe og eutrofe vassdragsavsnitt
ved
Budsjettstudier i Eikerenvassdraget

Årsrapport for 1992

Oslo 4. april 1993

Delprosjektleder:

Medarbeidere:

Dag Berge

Tor Erik Brandrud

Marit Mjelde

FORORD

Den foreliggende rapport er årsrapport for et av delprosjektene i det tverrinstitusjonelle forskningsprogrammet "Nitrogen fra fjell til fjord". Prosjektet startet i juni 1992 og det er således bare data tilgjengelig for et halvt år ennå. Rapporten gir derfor bare en enkel presentasjon av disse foreløpige resultater. Noen konklusjon tør ennå ikke trekkes.

Arbeidet har stort sett fulgt planen i det oppsatte programmet uten nevneverdige problemer. Det er imidlertid blitt en mindre forsinkelse mht. bearbeidelsen av materialet fra vegetasjonskartleggingen.

Dag Berge er ansvarlig for delprosjektet, og har skrevet den foreliggende fremdriftsrapporten. Tor Erik Brandrud og Marit Mjelde har ansvaret for vegetasjonskartleggingen. Prøvetakingen er foretatt av Gunnar Herland, Hof i Vestfold.

INNLEDNING

Nitrogen tilføres vassdrag fra en rekke kilder, så som:

- 1) Atmosfærisk deposisjon på frie vannoverflater.
- 2) Naturlig bakgrunnsavrenning.
- 3) Sanitæravløp fra boliger.
- 4) Punktkilder landbruk, silolekkasjer, gjødselekjellerlekkasjer, etc.
- 5) Arealavrenning fra landbruksarealer.
- 6) Diverse industriutslipp.
- 7) Nitrogenfiksering.

Nitrogen tapes også mens det transporteres nedover i et vassdrag. Dette tapet skyldes delvis opptak i høyere vegetasjon, opptak i alger med påfølgende sedimentasjon, samt denitrifikasjon og tap til luft som nitrogengass og lystgass.

Tapet kan variere sterkt fra vassdragsavsnitt til vassdragsavsnitt. I litteraturen refereres retensjoner fra 0-90%. Når man skal beregne forurensningsbudsjetter for f.eks. marine områder, hvor nitrogenet har stor betydning, er det derfor svært viktig å kunne anslå nitrogenretensjonen. Man mangler i det store og hele retensjonsmodeller for nitrogen på samme måte som man har for fosfor.

Det synes klart at forhold som produktivitetsnivå (eller trofinivå), gjennomstrømning, organisk materiale, oksygenforhold, våtmarksinnslag, osv. har betydning for omfanget av nitrogenretensjonen.

I Bjerkreimsvassdraget får man informasjon om eventuell retensjon i oligotrofe vannsystemer. Det samme vil man kunne få i Merkedamsvassdraget. Her er det imidlertid nærmest bare elveavsnitt.

Størst retensjon er forventet i eutrofe innsjøer, der man har lang oppholdstid på vannet, lite oksygen, høy produksjon, mye filtrerende vegetasjon, etc. Slike lokaliteter er det flere av i Eikerenvassdraget, som forøvrig er nabovassdraget til Merkedams/Aulievassdraget.

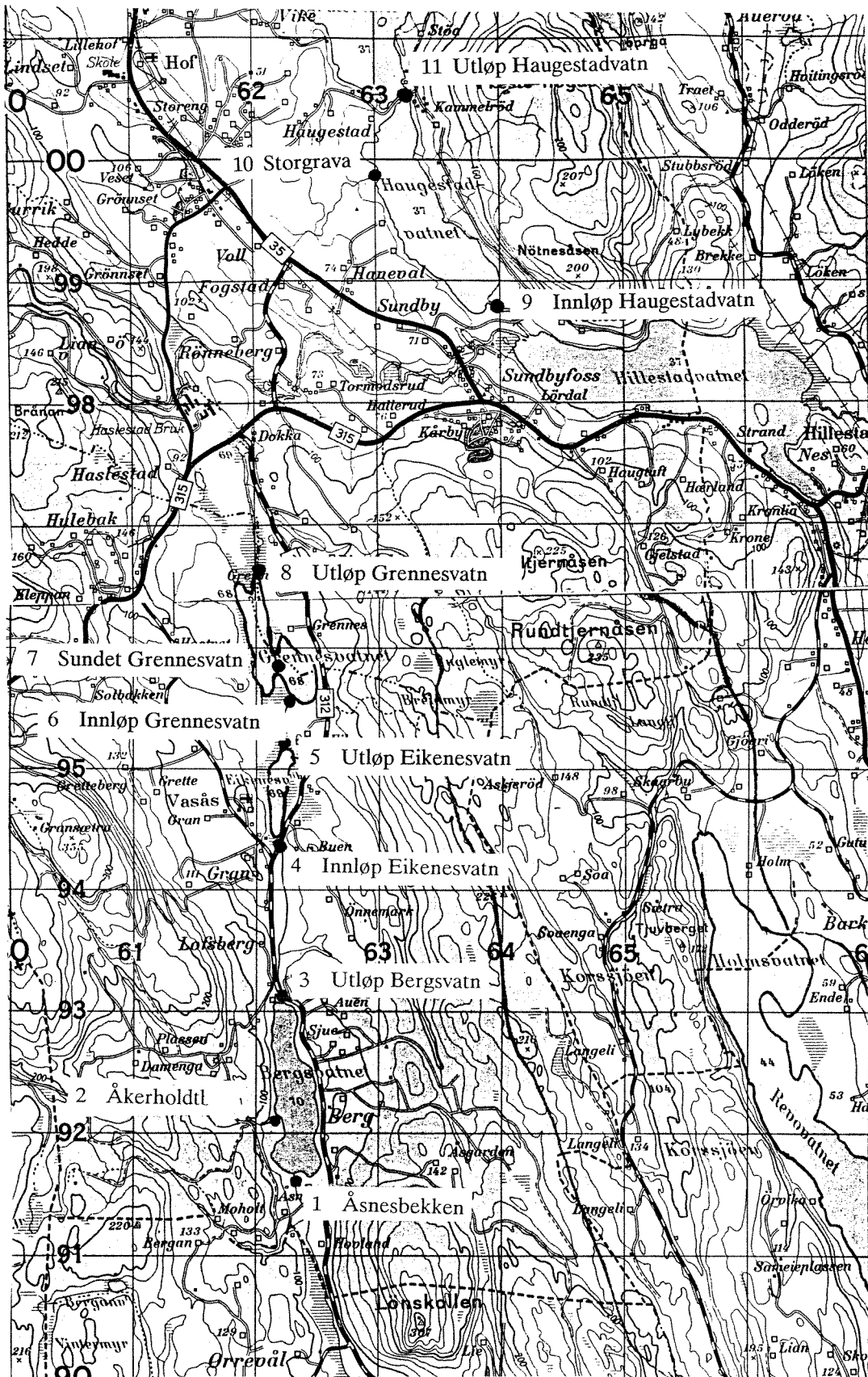
Programmet begrenses til å gjelde input - output studier i utvalgte lokaliteter i dette vassdraget. For de fleste overordnede variablene som omtales ovenfor, har man data fra flere tidligere NIVA-undersøkelser. Det mangler imidlertid en del på vegetasjonskartlegging.

Dette delprosjektet kom i gang i juni 1992, og vi har således såvidt begynt å få inn data fra det første halvåret. Denne rapporten må derfor betraktes som svært foreløpig.

FORELØPIGE RESULTATER

Stasjonsetablering

Det er opprettet 11 stasjoner i Eikerenvassdragets øvre del for retensjonsstudier av nitrogen i eutrofe vassdragsavsnitt, se fig. 1.



Figur 1. Stasjonsplassering for vannprøvetakingen

Man har ganske godt kjennskap til disse vassdragsavsnitt gjennom tidligere NIVA-prosjekter samt arbeider utført ved Limnologisk avdeling, Universitetet i Oslo. Stasjonene fremgår av kartet i fig. 1. Her gis en kort beskrivelse av de ulike vassdragsavsnitt basert på tidligere undersøkelser:

- 1) **Bergsvannet i Vassås** (Tot-P=13, Tot-N=800, Kla=10). Innsjøen er mesotrof til eutrof, har ikke blågrønnalger. Kraftig utviklet vegetasjonsbelte rundt hele sjøen. Middeldyp=4.5m. Maks dyp=7.4m.

Her tas det prøver i innløpsbekkene Åsnesbekken og Åkerholdtbekken, samt fra utløpet.

- 2) **Eikenesvannet**. (Tot-P=20, Tot-N=?, Kla=18). Innsjøen er eutrof, men har ikke blågrønnalger. Middeldyp=1.5m. Kraftig utviklet vegetasjonsbelte rundt innsjøen. Dette dekker det aller meste av den frie vannflate, og innsjøen må sies å være i ferd med å gro igjen.

Her tas det prøver fra innløp og utløp.

- 3) **Grennesvannet**. (Tot-P=19, Tot-N=920, Kla=13). Innsjøen er eutrof, men har ikke blågrønnalger. Middeldyp=1.9m.

Her tas det prøver fra innløp, fra sundet mellom søndre og nordre basseng, samt fra utløp. Det søndre bassenget er helt dekket av høyere vegetasjon. Denne gjengroingen startet etter en senking på ca 0.7m som fant sted først i 1960-åra. Det søndre bassenget må kunne sies å være en våtmark.

- 4) **Haugestadvannet**. (Tot-P=35, Tot-N=960, Kla=30). Haugestadvannet er sterkt eutroft med betydelig innslag av nitrogenfikserende blågrønnalger år om annet. Innsjøen er svært grunn med vegetasjonsoppslag flere steder midtfjords, og må sies å være i en begynnende gjengroingsfase.

Her tas det prøver fra Storgrava (Haugestadbekken) fra hovedinnløpet, samt fra utløp.

Oppsummering av stasjoner (Fig.1, s.4)

- 1 Åsnesbekken
- 2 Åkerholdtbekken
- 3 Utløp Bergsvatn
- 4 Innløp Eikenesvatn
- 5 Utløp Eikenesvatn
- 6 Innløp Grennesvatn
- 7 Sundet Grennesvatn
- 8 Utløp Grennesvatn
- 9 Innløp Haugestadvatn
- 10 Storgrava
- 11 Utløp Haugestadvatn

Prøvetakingsopplegg

Prøvene tas hver 14. dag av lokal prøvetaker (Gunnar Herland, Hof i Vestfold) og sendes til NIVA med postens "Firmapakke ekspress" . De pakkes i kjølebag, som forsynes med 5-6 kjøleelementer. Erfaringsmessig mottar vi prøvene dagen etter, som fortsatt er kalde og det ennå er is i kjøleelementene.

Analyseparametre

Prøvene analyseres på følgende parametre:

Total nitrogen

Partikulært bundet nitrogen

Nitrat

Ammonium

Total fosfor

Foreløpige nitrogenresultater

Det foreligger kjemiretultater fra det første halve året. Vannføringsdata og beregninger er foreløpig ikke klare. Beregninger av diffuse tilførsler mellom stasjonene er heller ikke utført. Det kan derfor bare gis konsentrasjoner hittil med relativt begrenset diskusjonsverdi. Noen kommentarer skal vi allikevel driste oss til å gi.

Nærmest i alle norske vassdrag øker konsentrasjonen av total nitrogen etter som man kommer nedover i vassdraget. Dvs. at tilførslene er større enn retensjonen. Dette har sammenheng med at vassdragene oftest er oligotrofe, hurtigstrømmende, kanaliserte, våtmarksområder er drenert bort, etc. I Eikerenvassdraget har man imidlertid en del områder fortsatt inntakte som i henhold til klassisk teori skal kunne holde tilbake nitrogen i betydelig grad. Foreløpige resultater over total nitrogen er gitt i fig. 2.

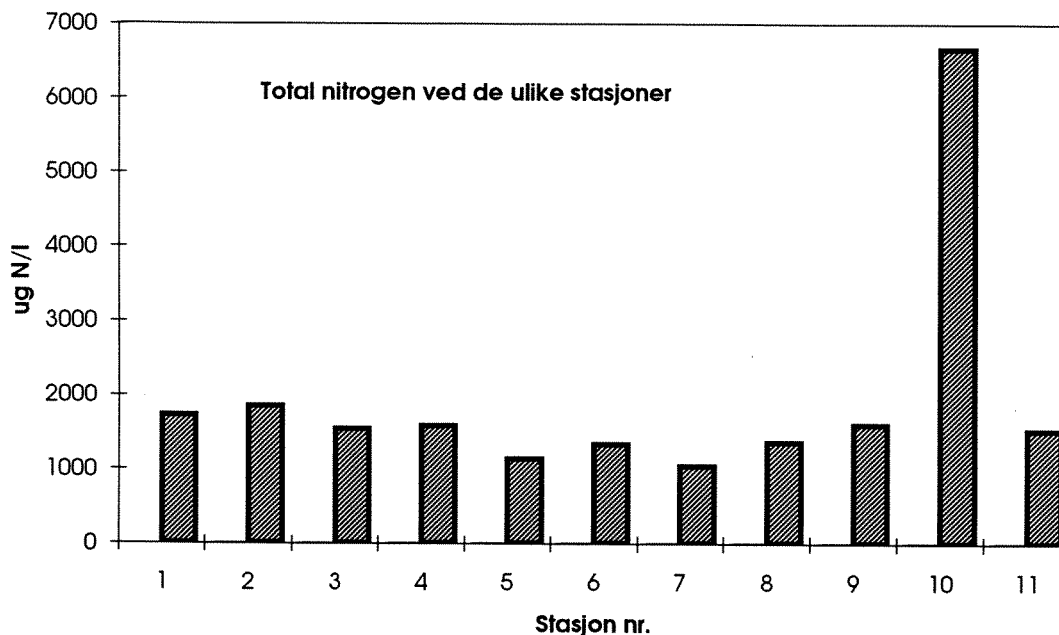


Fig. 2. Midlere konsentrasjoner av total nitrogen ved de ulike stasjoner i Eikerenvassdraget basert på prøver hver 14. dag fra juni 92 til og med januar 93.

Stasjon 1 og 2 representerer innløpene til Bergsvannet i Vassås, mens 3 representerer utløpet av denne innsjøen. Det synes som om konsentrasjonen har gått ned en ca 20% gjennom innsjøen.

Fra utløpet av Bergsvatn (stasjon 3) til innløpet av Eikenesvatn (stasjon 4) er det en ca 2 km elvestrekning i jordbrukslandskap. Elven er nærmest kanalisert og med svært lite kantvegetasjon. Konsentrasjonen ser ut til å øke svakt på denne strekningen.

Stasjon 5 er ved utløpet av den nærmest gjengrodde innsjøen Eikenesvannet. Konsentrasjonen faller på denne strekningen ca 30%.

Mellom utløpet av Eikenesvatn (stasjon 5) og innløpet av søndre basseng i Grennesvatn (stasjon 6) er det en ca 0.5 km elvestrekning i jordbrukslandskap. På denne strekningen øker konsentrasjonen med ca 20% igjen.

Mellom stasjon 6 og 7, dvs. mellom innløp og utløp av det gjengrodde basseng i Grennesvannet, er det bare et par-tre hundre meter. Hvilken transportveg vannet i virkeligheten har gjennom et slikt basseng er ikke så lett å vurdere. Konsentrasjonen faller en ca 20-25% på denne strekningen.

Gjennom det åpne bassenget i Grennesvannet, mellom stasjon 7 og 8, øker konsentrasjonen med ca 20%. Her kommer det inn en sidegren av vassdraget fra Hulebakk - Kleppanområdet hvor det er betydelig bebyggelse og jordbruksvirksomhet som trolig bringer med seg betydelig forurensning. Denne sidegrenen vil bli inkludert prøvetakingsprogrammet.

Stasjon 9 er hovedinnløpet til Haugestadvannet og mer enn 90% av vanntilførselen kommer med denne elven. I tillegg har vi tatt med den nest viktigste tilførselskilden, stasjon 10 Storgrava, som drenerer betydelige jordbruksarealer i Hof. Stasjon 11 er utløpet av Haugestadvannet.

Storgrava har meget høye nitrogenkonsentrasjoner. Den er imidlertid nokså liten mht. vannføring, slik at middelkonsentrasjonen i tilløpene til Haugestadvannet nok ligger nærmere konsentrasjonen ved stasjon 9 enn 10. Imidlertid er det helt klart at det skjer en reduksjon i nitrogenkonsentrasjonen på vannets veg gjennom den grunne og høyeutrofe innsjøen, som også er i ferd med å gro igjen og bli omdannet til våtmark.

Vegetasjonskartlegging

Som nevnt er omfanget av sump/våtmarks- og vannlevende makrovegetasjon en av de overordnede parameterne som antas å styre N-retensjonen. Tidligere er vegetasjonen bare kartlagt for Grennesvannets vedkommende av K.A. Økland ved Limnologisk avdeling UiO i 1972. Imidlertid har betydelig gjengroing skjedd siden den gang. Vi har derfor tatt sikte på å gjennomføre vegetasjonskartlegging i Bergsvannet i Vassås, Grennesvannet, Eikenesvannet og Haugestadvannet.

Feltarbeidet ble utført i august/september i 1992 ved flyfotografering og inventering i felt. Materialet er imidlertid ikke bearbeidet enda, så noe særlig mer enn det som står under stasjonsbeskrivelsen kan foreløpig ikke sies om vegetasjonsforholdene.

AVSLUTNINGSKOMMENTAR

For å kunne antyde noe om N-retensjonens størrelsesorden må beregningene baseres transport og ikke konsentrasjon, slik som vi foreløpig har gjort. Det tilføres dessuten nitrogen til vassdragsavsnittene mellom stasjonene, noe som ikke er tatt med i denne foreløpige presentasjon. Til tross for dette er det vist at nitrogen konsentrasjonene i Eikernvassdraget faller når vannet passerer eutrofe innsjøer med mye vegetasjon, mens den stiger på elvestrekninger i jordbrukslandskap.

VIDERE ARBEID

I det videre arbeid vil prøvetakingen fortsette. Det vil inkluderes en ny målestasjon i tilførselsbekken til Grennesvannet som kommer fra Kleppanområdet. Ellers synes stasjonene å være dekkende for 90% eller mer av N-tilførselene til de ulike vassdragsavsnitt. Det som kommer i tillegg vil beregnes.

Vannføringene på stasjonene vil beregnes ut fra 2 vannføringsstasjoner som er i vassdraget, en nedbørsstasjon, samt NVE's isohydatkart.

Vi vil således få både nitrogen og fosforbudsjett på alle stasjonene. Forskjellen mellom tilførselbudsjett og utførselbudsjett vil da gi retensjonen. Denne vil sammenholdes nøye

med de aktuelle typene av vassdragsstrekning som vannet har passert, så som omfang av vegetasjon, dyp, oppholdstid, trofigrad, osv.

Etterhvert som man får opplysninger fra prosesstudiene, som gjøres i et annet delprosjekt (ansv. B. Faafeng, NIVA), vil man kunne si noe om hvilke prosesser som bidrar til den observerte retensjon.

Norsk institutt for vannforskning

P-91444-5

NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD

Delprosjekt:

Omsetning og fjerning av nitrogen fra vann og sediment ved denitrifikasjon

Årsrapport for 1992

Oslo 20.4.93

Prosjektleder: Bjørn Faafeng

Medarbeider: Line Folkestad Skaugset, *avd. for Limnologi, UiO*

Forord

Denne rapporten omhandler første år i delprosjekt "Omsetning og fjerning av nitrat fra vann og sediment ved denitrifikasjon" i det tverrinstitusjonelle prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord". Prosjektet er finansiert av Nasjonalkommiteen for Miljøforskning over NIVAs basisbevilgning. I dette innledende året ble arbeidet konsentrert rundt oppbygging av metodikk for inkubering av intakte sedimentsøyler og analysemetodikk for relevante parametre i hht. program datert 11.5.92. Konkrete målinger av denitrifikasjonsrater under forskjellige miljøforhold skal gjennomføres i 1993 og 1994.

Prosjektet gjennomføres av Bjørn Faafeng på NIVA. En hovedfagsstudent i Limnologi ved Universitetet i Oslo, avd. for Limnologi, er tilknyttet prosjektet og skal bidra med tilsvarende målinger i Haugestadvannet i form av en hovedfagsoppgave.

Prosjektet vil i sin videreføring kobles til et NMF-finansiert prosjekt på metanomsetning. Vi vil her måle integrert omsetning av metan, lystgas (N_2O) og karbondioksid.

Oslo 25.4 1993

Bjørn Faafeng

1. Målsetning

Målet med prosjektet er å kvantifisere nitrogentapet ved denitrifikasjon fra sedimenter i innsjøer og våtmarker. Resultatene skal sammenholdes med budsjettmålinger av nitrogenretensjon i innsjøer i Hillestadvassdraget i Vestfold. Det legges spesiell vekt på å studere hvordan denitrifikasjonsraten varierer med temperatur og kjemiske miljøfaktorer.

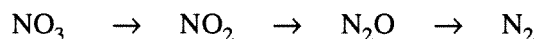
Det er av spesiell interesse å måle hvor stor andel av nitraten som ikke reduseres helt til N_2 , men som ender opp som N_2O (lystgass), som er en potent drivhusgass.

På sikt venter en å kunne utnytte resultatene til å tilrettelegge fysiske, kjemiske og biologiske forhold i vassdrag for å stimulere denitrifikasjonsprosessen der dette er ønskelig. Dette kan ha spesiell betydning langs den norske Skagerrak-kysten der nitratbelastningen bidrar til uønsket eutrofiering av kystvannet.

2. Gjennomføring

2.1 Metode

Til målingene benyttes den såkalte "acetyllen-metoden" der tilsetning av acetyllen inhiberer siste trinn i denitrifikasjonsprosessen:



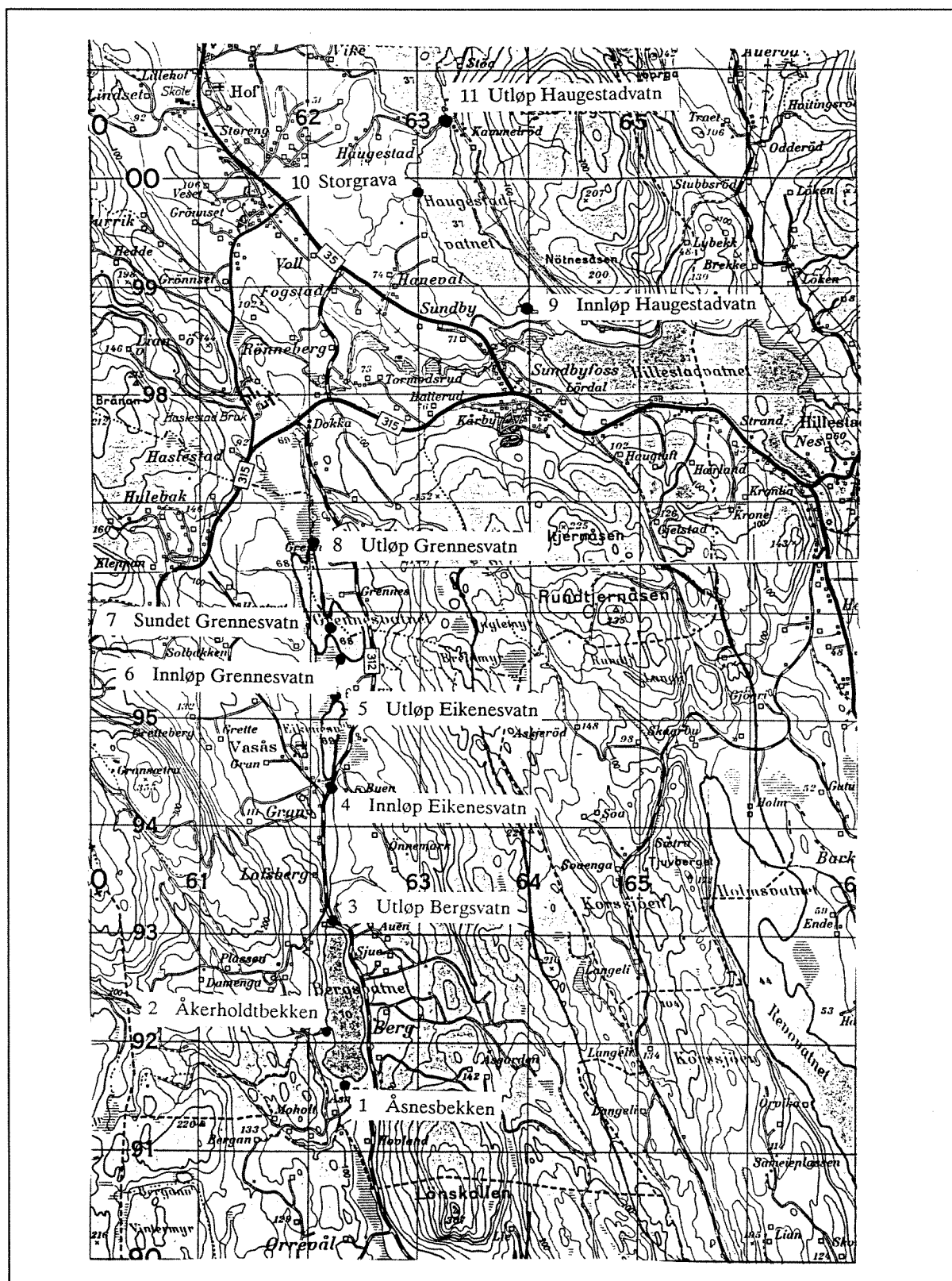
Dette fører til opphopning av lystgass (N_2O) i stedet for det normale endeproduktet N_2 . Lystgass måles i en gasskromatograf. Eksponering, prøvetaking og analyse følger i store trekk metoder som beskrevet av Christensen og Sørensen (1988).

Eksperimentene gjennomføres under kontrollert variasjon av følgende parametre: temperatur, oksygenkonsentrasjon, nitratkonsentrasjon og konsentrasjon av lett tilgjengelig organisk materiale. Alle eksperimenter gjennomføres i tre replikater.

2.2 Lokalteter

Eksperimentene gjennomføres på sedimenter og vann samlet inn fra Hillestadvassdraget i Vestfold. Vassdraget oppstrøms Eikeren består av en rekke innsjøer som alle er mer eller mindre påvirket av avrenning av næringsstoffer fra landbruksarealer og tilførsler av spillvann fra husholdninger. I et annet delprosjekt (P-91444-2, Dag Berge, NIVA) måles retensjon av nitrogen og fosfor i flere av disse innsjøene og elvestrekningene (ialt 11 stasjoner) ved budsjettbetraktninger.

Det mesotrofe Grennesvatnet består av to bassenger, ett grunt med tett vegetasjon og ett dypere. Hovedvassdraget renner inn i det grunne bassenget og ut av det dypere. Retensjonsmålinger fortas rutinemessig i innløp, utløp og ved terskelen mellom de to bassengene i delprosjekt P-91444-2. Mye av denitrifikasjons-målingene vil foregå i disse to bassengene i 1993. Hovedfagsstudent Line F. Skaugset utfører sine denitrifikasjons-målinger på sediment fra det grunne, eutrofe Haugestadvatnet litt lenger ned i vassdraget. Der foretas også samtidig målinger av budsjett for nitrogen og fosfor i de to viktigste tilløpsbekkene samt i utløpet (P-91444-2).



Figur 1. Hillestadvassdraget med stasjonsplassering. I 1993 blir eksperimentene primært utført på sedimenter tatt i Grennesvatnet (NIVA) og i Haugestadvatnet (hovedfagsstudent).

2.3 Prøvetaking:

Det brukes en standard sediment-prøvetaker (modifisert på NIVA) som består av et akrylrør for selve prøven med et lokk på toppen som tillater vann å bli presset ut. En avtagbar blykappe driver røret ned i sedimentet mens en silikonmembran hindrer vann å trenge inn når røret trekkes opp av sedimentet. Undertrykket som dannes inne i røret hindrer sedimentet å gli ut igjen.

Akrylrøret fylles ca. halvveis med sediment og resten med innsjøvann. Røret har utboringer fylt med silikonmasse for hver 2. cm langs lengdeaksen (Ø: 3 mm). Dette muliggjør injeksjon av kjemikalier og uttak av vannprøver vha sprøyter og kanyler.

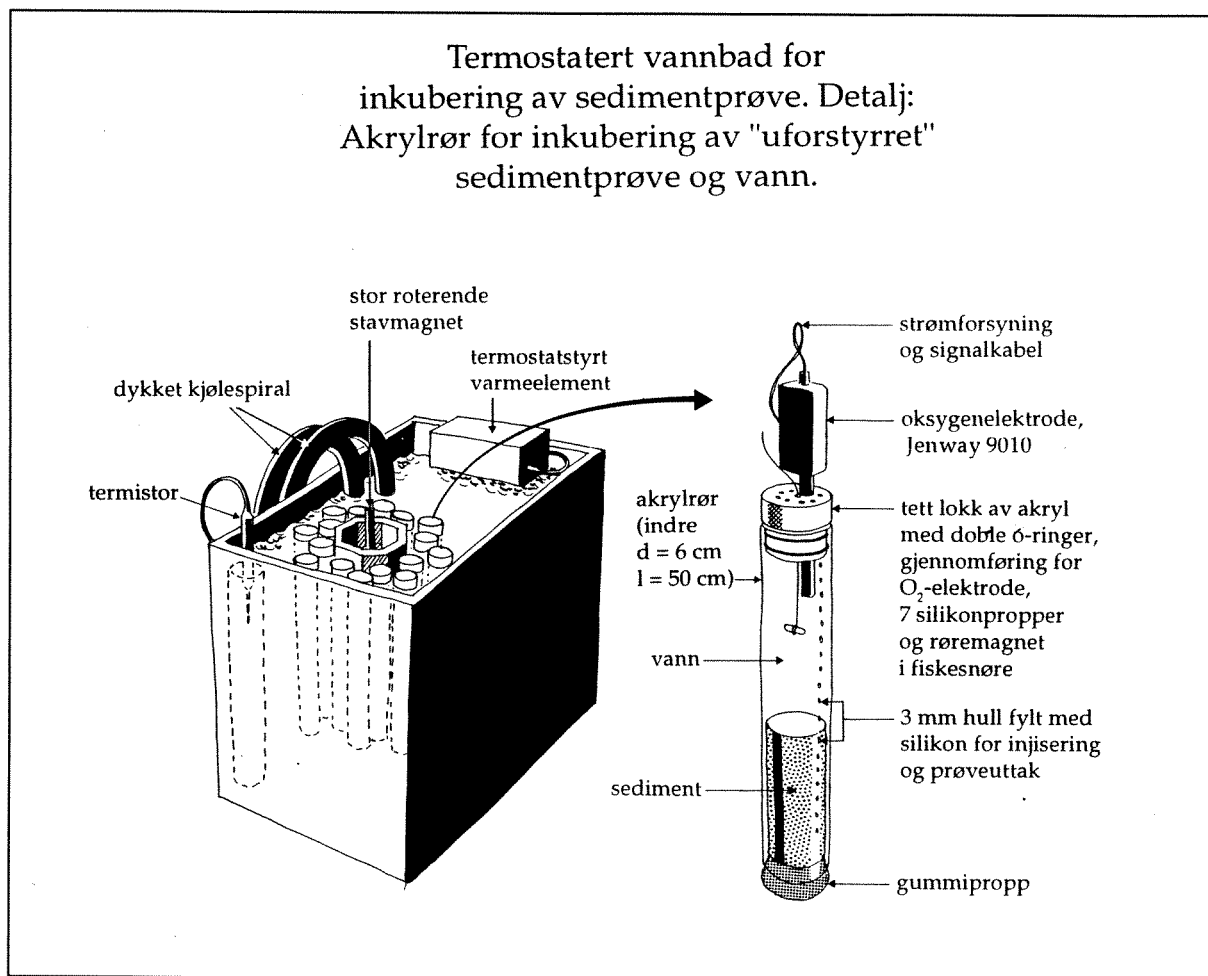
Et gasstett lokk (doble o-ringer) hindrer tilførsel av atmosfærisk oksygen til sediment/vann-prøven inne i røret. Lokket har også gasstett gjennomføring av en O₂-elektrode. Gjennom ett av flere silikonfylte hull i lokket festes oppheng til en teflonbelagt røremagnet vha et tynt fiskesnøre. Røremagneten drives rundt av en roterende stavmagnet sentralt plassert i inkubatoren (se figur 2).

Eksponering:

Inkubatoren består av et vannfylt kar (h=100, b= 50, l= 75cm) m. lukket kjølesystem (Neslab coolflow CFT-75), temperaturkontroll, sirkulasjon og oppvarming (Grant Instruments Type ZD). Temperaturen i karet holdes konstant ved temperaturer i intervallet fra 5-30°C. Vannflaten i inkubatoren er dekket med luftfylte plastkuler for temperaturisolasjon og for å redusere fordampningen. Prøverørene er plassert i to konsentriske sirkler rundt en roterende stavmagnet (20 runder pr. minutt). Dette gir lik rotasjon av de små teflonbelagte stavmagnetene som er hengt opp inne i hvert av prøverørene, og sikrer derved konstant og lik turbulens i vannet over sedimentet i alle rørene.

Oksygenkonsentrasjonen følges kontinuerlig i hvert av rørene (foreløpig ialt 9 stk) med O₂-elektroder (Jenway 9010 DO2 Converter). Signalene høstes, konverteres og lagres via en datalogger (Intab AAC-2 Analog to Ascii converter) koblet mot en PC med tilhørende programvare (AAC, INTAB Interface-Teknik AB, Stenkullen, Sverige). Konverterte data lagres på PC'ens harddisk og overføres senere til NIVAs datanettverk for videre bearbeiding. Samtidig måles temperaturen inne i et tilsvarende prøverør vha. en termistor koblet til dataloggeren.

Det vil også bli utført denitrifikasjonsmålinger på sediment-slurry i gasstette kulturflasker 250-1000 ml. Dette kan brukes for å anslå en "maksimal potensiell denitrifikasjon".



Figur 2. Termostatert vannbad for inkubering av sedimentprøver. Detalj: Akrylrør for inkubering av "uforstyrret" sedimentprøve og vann.

2.5 Analyse:

2 ml prøver tas ut av vannfasen med faste tidsintervaller vha av sprøyte og kanyle og prøven injiseres i Venoject evakuerte blodprøverør. Rørene oppbevares ved -20°C før analyse av gassfasen i gasskromatograf (N_2O) og vannfasen i FIA (NO_3).

Lystgass (N_2O) analyseres i en Pye Unicam 104 gasskromatograf med ^{63}Ni electron-capture detektor og en 2m lang og 3.2 mm diam. Porapak Q kolonne med N_2 som bæregass. På sikt vil vi prøve å bygge ut GC'en til parallell analyse av metan i en flammeionisasjons detektor. Nitrat analyseres i en FIA med direkte injisering for små volumer vann.

3 Økonomi og fremdrift

I 1992 ble det til dette delprosjektet bevilget kr. 200.000 hvorav kr 182.766 ble brukt, hvorav kr 138.730 til arbeidskostnader. Pga en rekke tekniske problemer som måtte løses underveis kom vi ikke så langt i kalibrering og uttesting som planlagt i 1992. Problemene knyttet seg i første rekke til følgende punkter:

- eldre kjøleanlegg sviktet, nytt måtte kjøpes inn (finansiert av NIVA)
- eldre gasskromatograf for analyse av lystgass måtte overhales og innkjøres
- opprinnelige hovedfagsstudent sluttet av personlige årsaker, ny måtte læres opp
- lufttette lokk til akrylrørene måtte konstrueres og produseres
- vannlekkasjer i inkubatorokassa
- ustabile og tildels defekte O₂-elektroder
- ustabil logging av O₂ pga gammel PC og begrenset lagringskapasitet
- kapasiteten på inkubator utvidet fra 8 til 16 samtidige akrylrør

De fleste av disse problemene er nå tilfredsstillende løst, og anlegget er klart til oppstart primo 1993. Ved utvidelse av kapasiteten fra 8 til 16 samtidige eksperimenter kan anlegget utnyttes vesentlig mer rasjonelt.

LITTERATUR

Christensen, P.B. og J.Sørensen 1988. Denitrification in sediment of lowland streams: regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis Bæk, Denmark. FEMS Microbiol. Ecol. 53: 335-344

Norsk institutt for vannforskning

P-91444-1

NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD

Delprosjekt:

Eksperimentelle forsøk med vekst av begroingsalger
som funksjon av nitrogen-gjødsling og forsuring

Årsrapport 1992

Oslo, februar 1993

Prosjektleder: Eli-Anne Lindstrøm

Medarbeider: Stein W. Johansen

Innledning

Prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord" er ment å skulle gi svar på en rekke spørsmål omkring nitrogenets kretsløp fra nedbør til hav. Et viktig element er den økende nitrogenmengden en har funnet i nedbøren de senere år og hvilken betydning dette har for biologien i våre vassdrag. For å komme et skritt videre i denne forbindelse, ble det satt i gang forsøk med nitrogen-tilsetning i rennende vann for å se på effekter på algebegroing og utvikling av denne. Det ble samtidig gjort innledende forsøk med forsuring, siden denne prosessen går parallellt med økt nitrogentilførsel til vassdragene.

Materiale og metoder

Det ble valgt å bruke NIVAs utendørs renneanlegg for forsøkene. Anlegget som tidligere har vært benyttet til en rekke vekstforsøk med algebegroing, ligger like ved Maridalsvannet i Oslo og bruker vann fra 1m (overflatevann) og 20m (dypvann) derfra som utgangspunkt. I tabell 1 er satt opp noen vannkjemiske data for Maridalsvannet. Renneoppstillingen består av 6 stk. forsøksrenner av gråhvit glassfiberarmert polyester, 15m lange, 20cm brede og 15cm høye. For begge forsøk ble det benyttet 3 renner med overflatevann og 3 med bunnvann. Alle rennene ble i utgangspunktet justert til å motta en vannmengde på ca. 2 liter/sek noe som gir en strømhastighet i rennene på i overkant av 20 cm/s (se tabell 2). Dette har tidligere vist seg å gi gunstige forhold for algevekst.

Tabell 1. Maridalsvannet 1989-1992. Vannkjemiske data fra prøver tatt under sommerstagnasjon i august. Kilde OVA 1993.

år	0.5m							25m						
	pH	Kond mS/m	TotN ug/l	NO ₃ ug/l	NH ₄ ug/l	TotP ug/l	PO ₄ ug/l	pH	Kond mS/m	TotN ug/l	NO ₃ ug/l	NH ₄ ug/l	TotP ug/l	PO ₄ ug/l
1989	6,63	2,6	310	160	25	4	2	6,28	2,9	360	235	50	4	1
1990	6,73	2,7	310	135	40	6	1	6,2	3,0	450	250	50	7	1
1991	6,92	2,9	300	165	10	6	1	6,33	3,3	380	260	30	6	1
1992	6,68	3,0	330	120	56	4	2	6,39	3,5	440	270	75	5	1

Tabell 2. Midlere strømhastighet i cm/s målt like over flisene i rennene ved forsøkstart 23.juni 1992 og etter vel to måneder med algevekst.

dato	R1	R2	R3	R4	R5	R6
23.06.92	23	23	24	28	23	23
25.08.92	25	22	23	25	20	23

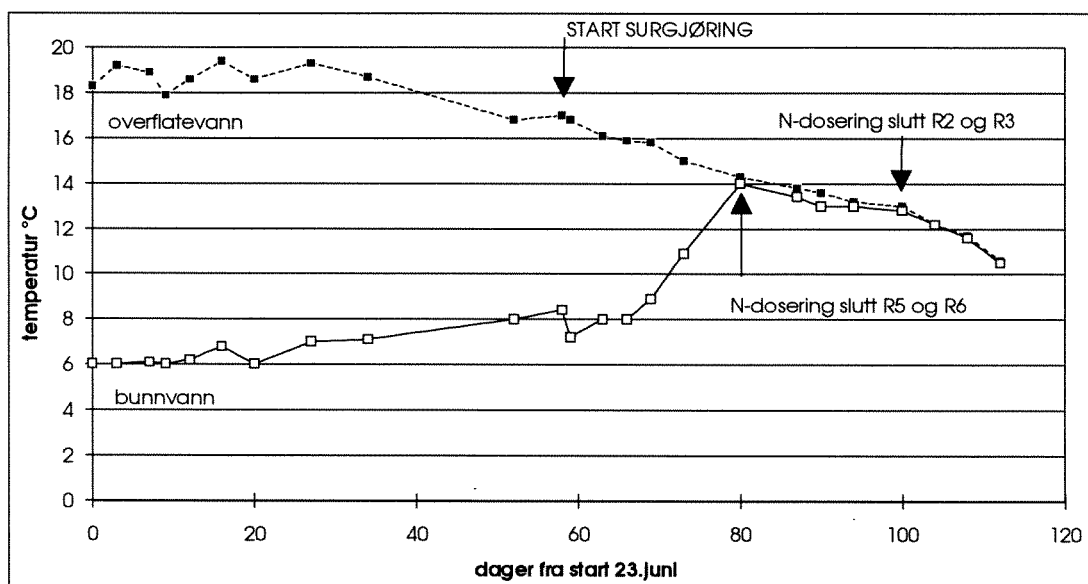
Som vekstsubstrat for algevekst ble benyttet kjeramiske uglasserte fliser hver på 100cm² som legges ut på bunnen av rennene og som lett kan høstes mhp. algebiomasse under forsøket. En serie med fliser ble lagt ut ved starten av begge forsøkene.

Det ble startet et forsøk den 23.juni 1992 med tilsetning av nitrogen i form av ammonium (NH₄⁺) og nitrat (NO₃⁻). Som utgangspunkt ble det laget konsentrerte stamløsninger av saltene NH₄Cl og NaNO₃ som ved hjelp av peristaltiske pumper ble tilsatt i innløpet til de respektive rennene. Tilsetningen ble justert i forhold til vannføringen i rennene slik at en fikk en dosering/konsentrasjonsøkning på henholdsvis 100 ug NH₄⁺-N/l og 300 ug NO₃⁻-N/l til de respektive renner i tillegg til bakgrunnskonsentrasjonene i Maridalsvannet. I tabell 3 er satt opp en oversikt over tilsetningene i de ulike rennene.

Tabell 3. Oppsett av forsøk med tilsetning av ammonium og nitrat start, 23.juni 1992.

Renne:	vanntype	kontroll	NH ₄ ⁺ tilsetning	NO ₃ ⁻ tilsetning
R1	overflatevann	+		
R2	overflatevann		+	
R3	overflatevann			+
R4	bunnvann	+		
R5	bunnvann		+	
R6	bunnvann			+

21.august ble det startet et nytt forsøk med tilsetning av syre (HCl) til de samme rennene som hadde mottatt ammonium- og nitrat-tilsetning samtidig som nitrogentilsetningen fortsatte. Det ble dosert 3M HCl som forårsaket en pH senkning på ca. 1 pH-enhet i forhold til pH i Maridalsvannet. Tilsetningen av nitrogen opphørte i rennene med bunnvann da fullsirkulasjon inntrådte i Maridalsvannet, mens den pågikk noe lenger i rennene med overflatevann. Figur 1 viser tidspunkt for de ulike hendelser under hele forsøksperioden.

**Figur 1.** Temperatur i overflatevann og bunnvann fra forsøkstart 23.juni til slutt 16.oktober 1992.

For å følge utviklingen av algebegroingen ble det høstet 3 parallelle fliser ved hver prøvetaking i hele forsøksperioden. To av flisene ble analysert mhp. kvantitative parametre som total tørrvekt (TV), totalt organisk karbon (TOC), total nitrogen (TN) og klorofyll *a* (KLA). Noen få prøver ble også tatt ut til analyse av total fosfor (TP). Den siste parallellen ble brukt til kvalitativ analyse av begroingsalger. Det ble målt temperatur manuelt i hele forsøksperioden og også med logger i overflatevann den første måneden. pH ble målt regelmessig etter at surgjøringen startet.

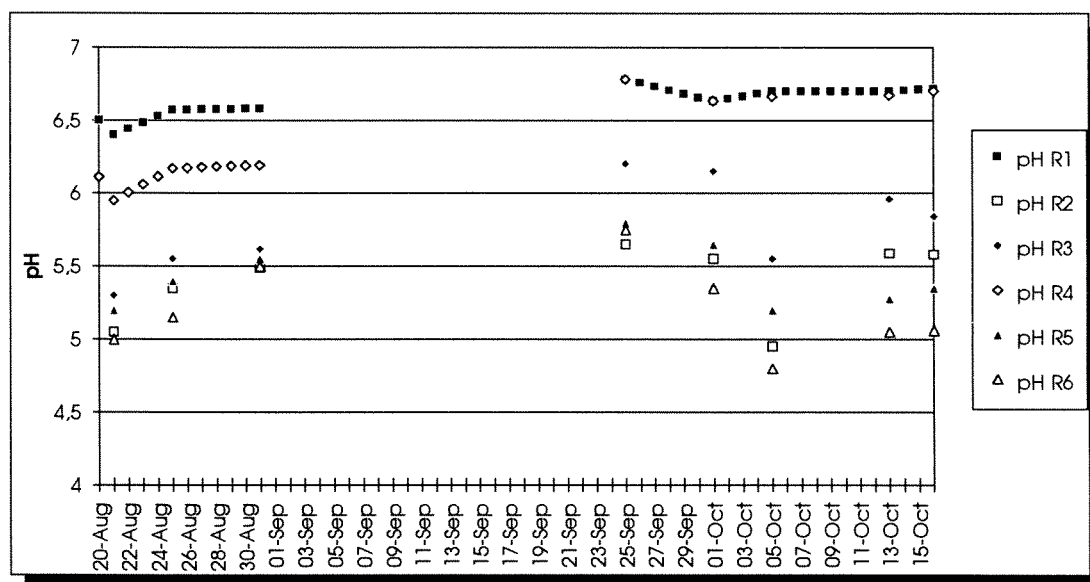
TOC i bunnvannet ble målt

Resultater

1. Fysisk/kjemiske forhold under forsøkene

Figur 1 viser temperaturen i overflatevann og bunnvann under hele forsøksperioden. Forsøket med N-tilsetning startet 23.juni. Bunnvannet lå da på 6°C, mens overflatevannet lå på ca. 18°C. Utover i forsøket steg temperaturen sakte i bunnvannet til 8°C mot slutten av august for deretter å stige relativt raskt til 14°C ved fullsirkulasjon ca 10.september. I overflatevannet var temperaturen mellom 18 og 20°C frem til begynnelsen av august for deretter å avta jevnt ned mot 10°C ved slutten av forsøksperioden 16.oktober. Tidligere erfaring har vist at temperaturer over 20°C har ført til sammenbrudd i veletablerte algesamfunn midt på sommeren i rennene. Algesamfunnet var i en etableringsfase i den varmeste perioden i juli. Loggerdata fra juli viste dessuten at temperaturen kom over 20°C bare et døgn i denne perioden. Maksimal variasjon i døgntemperaturen var 1.8°C i juli. Temperaturforholdene har derfor neppe vært noen hemmende faktor i forsøkene.

Forsuringseksperimentet startet 21.august. pH var da 6.5 i overflatevannet og 6.1 i bunnvannet, en forskjell på 0.4 pH-enheter. Denne forskjellen holdt seg i kontrollrennene R1 og R4 frem til fullsirkulasjon. Det viste seg å være vanskelig å holde pH konstant ved å dosere syre i innløpet av rennene (figur 2). Likevel var det med det enkle opplegget mulig å holde pH i området 5-5.7 det meste av tiden. Grunnen til at pH var vanskelig å styre var et samfall av flere faktorer. Små forskjeller i strømhastighet, ulik mengde begroing i rennene, ulik bufferkapasitet i overflatevann og bunnvann og mindre lekkasjer og driftsprombler er alle årsaker til de større og mindre pH variasjoner. Likevel vurderes situasjonen slik at en har fått en tilstrekkelig pH-senkning over tid slik at en eventuell svak forsuringseffekt burde kunne registreres.

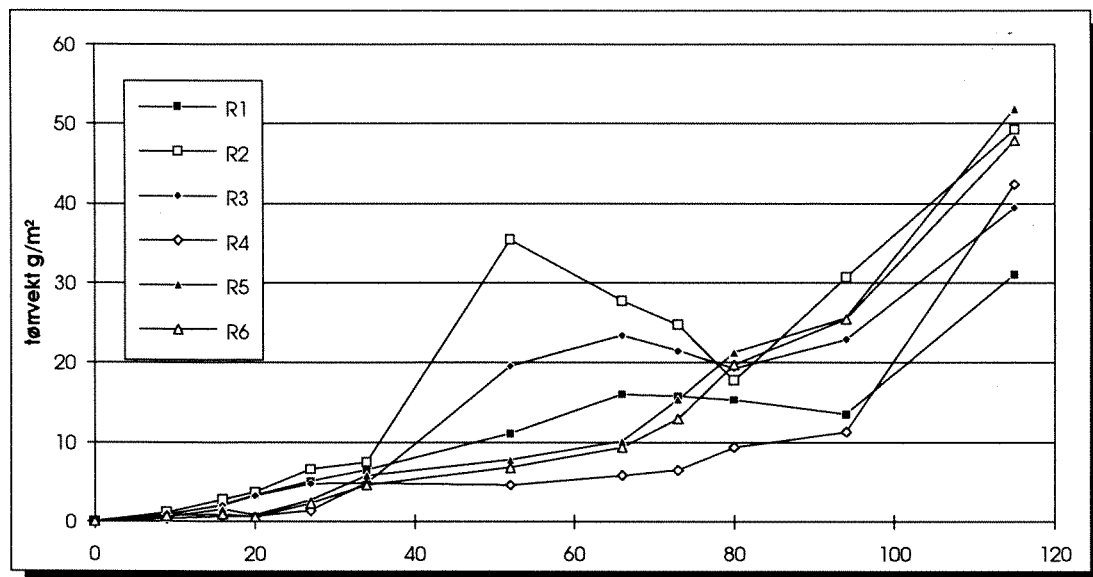


Figur 2. pH i rennene R1-R6 under forsuringforsøket 21.august-16.oktober 1992. R1 og R4 var kontrollrenner uten tilsetning.

2. Kvantitativ algebegroing

I figur 3 er fremstilt totalt akkumulert materiale på fliser lagt ut ved start 23.juni og frem til avslutning 16.oktober, dvs. en periode på 115 dager. Som det fremgår av figuren var forløpet forskjellig i alle rennene, noe som gjenspeiler ulike ytre påvirkninger av variable faktorer. En har

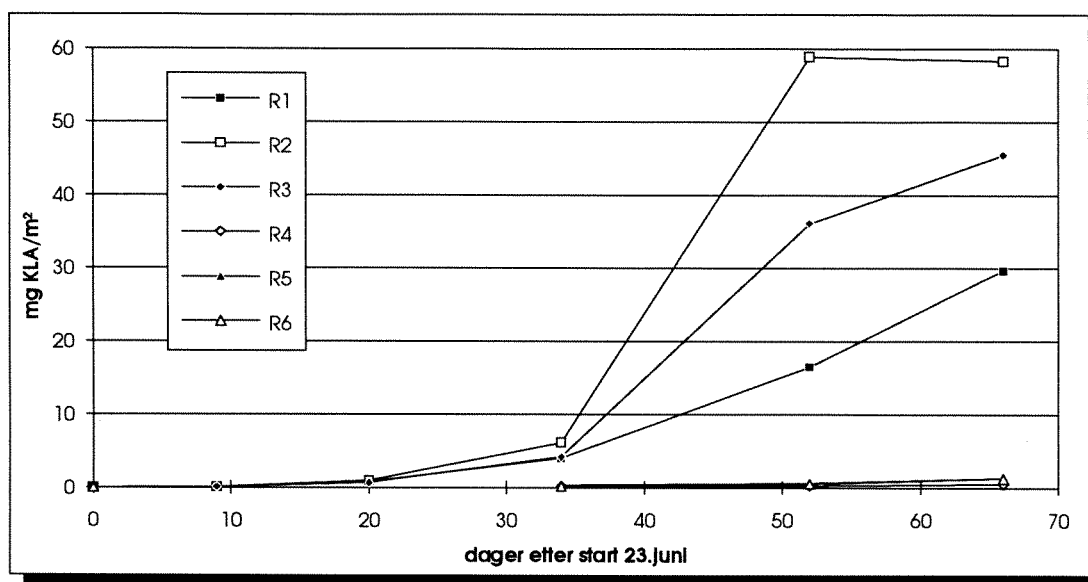
derfor naturlig valgt å avgrense definerte delperioder i første omgang for den videre resultatfremstilling. Generelt viser imidlertid figuren flere av de vanlige mønster kjent fra tidligere forsøk med en raskere algeutvikling i renner med overflatevann i forhold til bunnvann, nedgang i algemengde i overflaterennene etter en topp biomasse midtvegs i forhold til en jevn økning hele tiden i rennene med bunnvann, samt en markert biomasseøkning mot slutten av vekstsesongen da en får lavere temperatur og fullsirkulasjon i vannmassen.



Figur 3. Akkumulert materiale på fliser i rennene R1-R6 fra 23.juni til 16.oktober 1992.

Effekter av N-tilsetning

I figur 4 er satt opp utvikling av algebiomasse målt som klorofyll a i perioden fram til like etter surgjøring. I denne perioden på vel 60 dager var det tilnærmet ingen utvikling av algebiomasse i rennene med kaldt bunnvann (R4-R6). Det var bare minimale forskjeller på kontrollen R4 og rennene hvor ammonium og nitrat ble satt til. I rennene med overflatevann var responsen større. Etter en lang etableringsfase hvor det ikke var særlig forskjell mellom rennene, fikk man en markert biomasseøkning i alle tre rennene hvorav rennen med ammonium-tilsetning (R2) fikk den raskeste økningen. Deretter fulgte rennen med nitrat-tilsetning (R3) og kontrollen (R1). Etter 52 dager var algebiomassen på 59, 36 og 16 mg KLA/m² i henholdsvis R2, R3 og R1. Tilsetning av ammonium forårsaket en biomasseøkning på 260% mens tilsvarende for nitrat var på 120% i forhold til kontrollen.



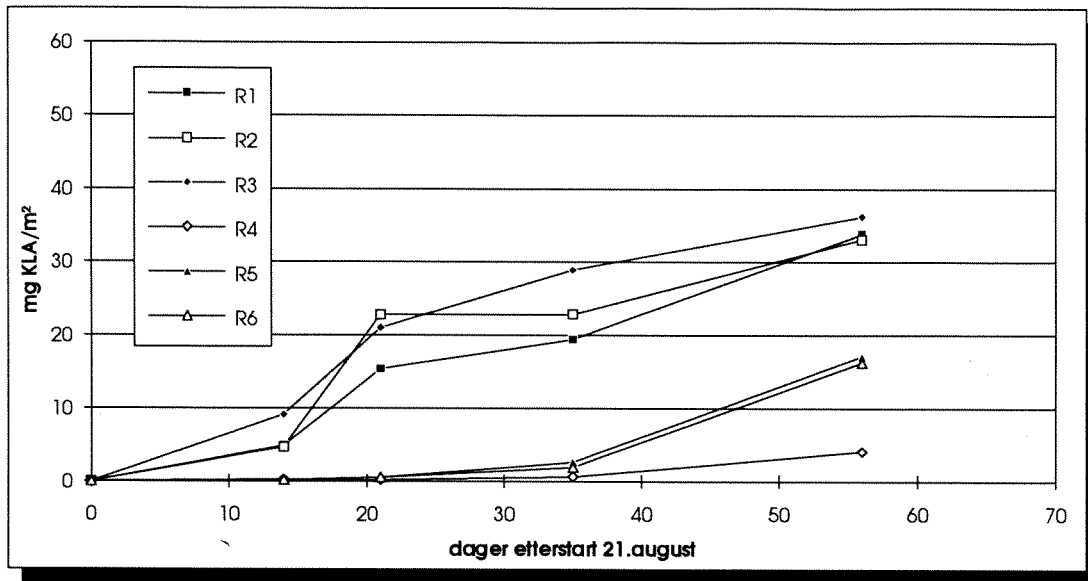
Figur 4. Algebiomasse målt som klorofyll-mengde på fliser i rennene R1-R6 i perioden frem til start på forsuring.

Effekter av forsuring

Forsøket med surgjøring startet 21. august på et tidspunkt da det fortsatt var forskjell i temperatur på bunnvann og overflatevann. Imidlertid begynte temperaturen raskt å øke i bunnvannet og fullsirkulasjon inntraff rundt 10. september. Frem til det tidspunkt fortsatte en med N-tilsetning i dypvannsrennene i tillegg til forsuringen (en periode på 20 dager). I overflaterennene fortsatte N-tilsetningen sammen med surgjøringen ennå 20 dager frem i tid. I figur 5 er satt opp biomasseutviklingen på nye fliser lagt ut ved start av forsøringsforsøket (dag 59 i forhold til 23. juni). Som det fremgår av figuren kom veksten meget raskt i gang i rennene med overflatevann uten den lange etableringsfasen fra det første forsøket. Det var svært små forskjeller mellom de tre rennene, dog med tendenser til en noe større algebiomasse i rennene med både N-tilsetning og forsuring i deler av forsøksperioden. Ved forsøkslutt etter vekst i 56 dager var det imidlertid ubetydelige forskjeller i biomassen på 34, 33 og 36 mg KLA/m² i henholdsvis R1, R2 og R3.

Sammenlignes sluttbiomassen i rennene R1-R3 i de to forsøksperiodene med henholdsvis bare N-tilsetning og kombinert N-tilsetning/forsuring som også representerer forskjellige årstider henholdsvis sommer og høst, er det betydelige forskjeller. I R1 (kontrollen) har det utviklet seg en dobbelt så stor klorofyllbiomasse på høsten i forhold til sommeren. I R3 (nitrat-tilsetning) var biomassen den samme mens R2 (ammonium) hadde utviklet bare halvparten av sommerbiomassen om høsten. Disse forhold viser klart at årstiden kan være en betydelig faktor mhp. effekt av N-tilsetning.

I rennene som startet med kaldt bunnvann, gikk utviklingen betydelig senere og var mye lik den i første forsøk. Først etter en etableringsfase på 35 dager, hvorav de siste 15 med overflatevann pga. fullsirkulasjon, kom veksten i gang. De to rennene som ble surgjort (R5 og R6) fikk da en betydelig økning i veksten i forhold til kontrollen (R4), noe som kan skyldes en direkte effekt av det surgjorte vannet. Etter 56 dager var algebiomassen 4 mg KLA/m² i kontrollen mens den i de forsurrede rennene var på 16-17 mg KLA/m², mao. en firedobling av klorofyllbiomassen.

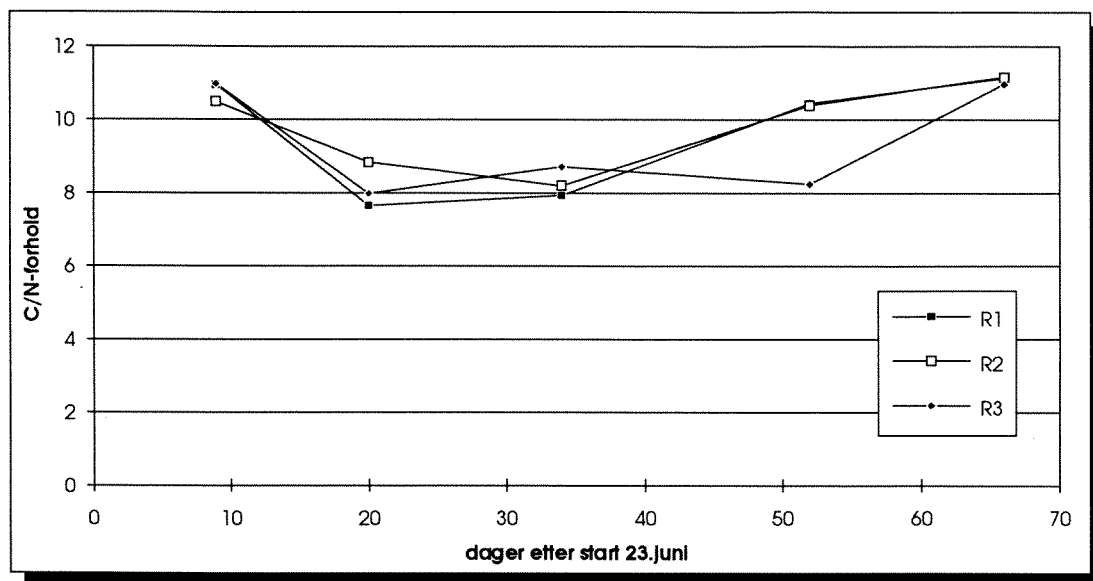


Figur 5. Algebiomasse målt som klorofyll-mengde på fliser i rennene R1-R6 i perioden fra start på syretilsetningen 21.august.

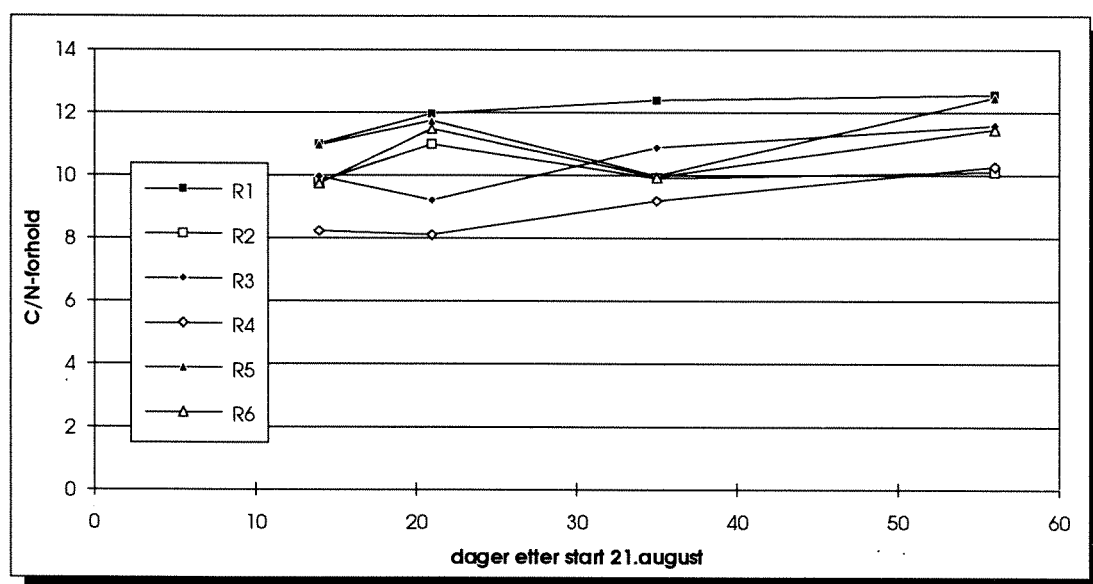
I forsøringsforsøket kan en ikke direkte sammenligne rennene med de to vannkvalitetene siden tidspunkt og varighet av N-tilsetning var forskjellig samtidig med at fullsirkulasjon i Maridalsvannet inntraff midt i forsøksperioden.

Elementsammensetning i algebiomassen

For å se om algene tok opp nitrogen utover det normale ble forholdet mellom karbon og nitrogen lagt til grunn. Utviklingen av C/N-forholdet er fremstilt i figur 6 for N-tilsetningsforsøket i overflaterennene og figur 7 for forsøringsforsøket med begge vannkvaliteter. I forsøket med N-tilsetning var det ingen store forskjeller i C/N-forholdet i renner med og uten ekstra tilskudd av nitrogen. Total variasjonsbredde var et C/N-forhold på 7.6-11.1. Det ligger innenfor det normale området for alger i vekst. Det var en tydelig tendens til at algene hadde det laveste C/N-forhold i etableringsfasen og at det deretter økte med økende biomasse. Resultatet viser at algene ikke driver luksusopptak selv om lett tilgjengelig nitrogen er til stede.



Figur 6. C/N-forholdet i algebiomassen på fliser i rennene R1-R3 i perioden frem til start på forsuring.



Figur 7. C/N-forholdet i algebiomassen på fliser i rennene R1-R6 i perioden fra start på forsuring 21.august.

I forsøket med surgjøring og N-tilsetning varierte C/N-forholdet mellom 8.1 og 12.6 (figur 7), igjen innenfor området for normal vekst. Det var her også relativt små forskjeller mellom tilsetningsrenner og kontrollrenner, men noe større enn i forsøket med bare N-tilsetning. I overflaterennene var det et lavere C/N-forhold i rennene med N-tilsetning og forsuring i forhold til kontrollen i hele forsøksperioden. Denne forskjellen var markert større enn tilfellet var i forsøket med bare N-tilsetning. Dette kan tyde på forskjeller i algenes N-opptak under påvirkning/ikke påvirkning av forsuring. Det motsatte var tilfelle i rennene med bunnvann og bare forsuring, der kontrollen hele tiden hadde det laveste C/N-forhold. Et relativt lavt C/N-forhold ble også registrert i kontrollrennen med kaldtvann under N-tilsetningsforsøket uten at dette kan forklares på det nåværende tidspunkt. Forskjellene er likevel for små til å kunne si om svak forsuring påvirker C/N-forhold og dermed

algenes N-husholdning i vesentlig grad.

Det ble foretatt enkelte analyser av algenes fosforinnhold for å se om det var balanse mellom næringsstoffene nitrogen og fosfor. I tabell 4 er satt opp et eksempel fra prøvetaking av veletablerte algesamfunn som hadde vokst i 73 dager fra 23.juni og 14 dager etter start på forsøringsforsøket. På dette tidspunkt var det tegn til avtak i biomasse i R1-R3, mens biomassen i R4-R6 var i ferd med å øke eksponensielt. Mens det var små forskjeller i C/N-forholdet, var det en dramatisk forskjell i N/P-forholdet. Teoretisk skal balanse mellom N og P være 7.2 under normale vekstforhold. I rennene med bunnvann var dette tilfelle, mao. ingen tegn til ubalanse eller fosforbegrensning. I rennene med overflatevann var det derimot relativt høye N/P-forhold, noe som tyder på en ubalanse og fosforbegrensning i algebiomassen.

Tabell 4. C/N- og N/P-forhold i algebiomasse etter vekst i 73 døgn fra 23.juni 1992.

parameter	R1	R2	R3	R4	R5	R6
C/N-forhold	11,5	11,2	11,5	8,3	11,0	10,5
N/P-forhold	25,2	26,5	27,5	6,6	7,4	8,0

Siden ikke alle resultater foreligger pr.dags dato kan en ikke trekke de store linjer ennå. Det er imidlertid grunn til å spekulere over hvorvidt fosfor vil være en meget viktig faktor å ta hensyn til for å tolke resultatene. I rennene med overflatevann og høy temperatur var det en respons på lett tilgjengelig nitrogen etter en lengere etableringsfase. Algenes luksuspptak av fosfor i etableringsfasen kom da til nytte. Fosfor ble imidlertid begrensende etter som biomassen økte raskt, slik at algene etter en stund ikke klarte å utnytte nitrogenet. I det kalde vannet hadde algene nok av både nitrogen og fosfor men temperaturen var begrensende generelt for vekst.

Maridalsvannet har fra naturens side meget lave fosforkonsentrasjoner (tabell 1). Tidligere forsøk har vist at små tilsetninger av fosfor til dette vannet gir en kraftig økning i algeveksten. At responsen på forsuring var størst i rennene med bunnvann kan ha sammenheng med at en del partikler som hadde sedimentert der, inneholdt bundet fosfor og at dette gikk i løsning under forsuringen. En annen mulighet er at begroingen i bunnrennene med sitt normale N/P-forhold inneholdt en P-reserve som ble nyttet i algevekst når temperaturen økte mot slutten av forsøksperioden. På dette tidspunkt var N-tilsetningen avsluttet slik at en ikke fikk noe mål på en eventuell ytterligere vekstøkning ved lett tilgjengelig nitrogen til stede.

3. Kvalitative undersøkelser av begroingsamfunn i rennene.

Arts sammensetning i begroingsamfunn på fliser.

Prøver fra siste 2/3 av forsøksperioden, fra før start av forsuring, er undersøkt i alle renner. Foreløpige resultater viser at det var relativt små forskjeller mellom rennene hva artssammensetning angår. Mengdefordelingen mellom artene varierte og det vil ved nøyere analyse av resultatene trolig fremkomme at det var visse forskjeller i artsammensetning mellom renner med og uten N-tilsetning. Kaldtvannsrennene skilte seg ut ved at det skjedde en markert økning i artsmangfoldet mot slutten av forsøket. Resultatet ble omlag like stort artsmangfold i overflaterenner og bunnrenner ved forsøkslutt.

Forsuring av vannet hadde tilsynelatende liten effekt på artsammensetningen. Det gjaldt både for overflaterenner og bunnrenner. Enkelte arter forsvant fra de forsurede rennene, det gjaldt bl.a. kjente indikatorer på nøytralt vann, eksempelvis kiselalgen *Achnanthes minutissima*. pH er trolig ikke av avgjørende betydning for artssammensetningen i det nivået som var i rennene etter forsuring. Erfaringer fra andre vassdrag tilsier at det skjer relativt lite med begroingens artsammensetning når pH er i området 6.5 til 5.5.

Konklusjoner

En fikk en klar respons i form av økt algebiomasse ved tilsetning av både nitrat og ammonium til overflatevann i sommerperioden, størst effekt av ammonium. Tilsetning til kaldt bunnvann gav ingen tilsvarende effekt. N-tilsetning kombinert med svak forsuring synes ikke å gi noen økt vekst av alger i overflatevann. Forsuring av bunnvann/overflatevann delvis uten N-tilsetning synes å gi økt vekst av alger i høstperioden. Algenes C/N-forhold tyder ikke på noen form for luksusopptak av nitrogen selv om lett tilgjengelig nitrogen er til stede i overskudd. Fosfor og temperatur synes å være nøkkelfaktorer for hvorvidt økt nitrogentilførsel skal kunne påvirke algeveksten i form av en gjødsleffekt. Konklusjonene så langt er basert på innledende forsøk og bør etterprøves ved supplerende forsøk dels under andre forhold som f.eks. en vårsituasjon.

Videre fremdrift

Maridalsvannet har trolig en for høy bakgrunnsverdi av nitrat og delvis ammonium til at en lett kan påvise større effekter av økt N-tilsetning. Likevel er det ønskelig å gjenta forsøket med ammoniumtilsetning i en vårsituasjon. Forsuringsforsøket er det viktig å få gjentatt under mer definerte forhold, dvs. uten samtidig N-tilsetning. Dette bør også utføres tidlig på våren. En er også nødt til å ta med fosfor som en viktig faktor i nye forsøksoppsett.

Det er fortsatt aktuelt å teste effekter av N-tilsetning, men da til en vannkvalitet som har svært lave bakgrunnskonsentrasjoner av NH_4^+ og NO_3^- , i alle fall i perioder om sommeren. Det planlegges derfor et felteksperiment i en naturlig bekk med egnet vannkvalitet for å se om N-tilsetning der kan gi større utslag i form av økt algebegroing.

Kvalitative studier av begroingens artssammensetning tenkes gjennomført i forbindelse med feltforsøk i Bjerkerheimsvassdraget. Problemstillinger man håper å belyse med disse studiene er bl.a. ulikheter i artssammensetning i områder med stort overskudd av nitrogen i hele vekstperioden og områder der nitrogeninnholdet avtar i løpet av vekstperioden.

Norsk Institutt for Vannforskning

P-91444-3

NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD

Delprosjekt:

Avrenning av nitrogen som funksjon av klima

Årsrapport for 1992

Oslo 15. mai 1993

Delprosjektleder: Dag Hessen

Medarbeidere: Espen Lydersen

Grete Rudi

Dick Wright

FORORD

Klima er, ved siden av vegetasjonsforhold og deponering, den faktor som i størst grad påvirker nitrogenavrenning. Det er antatt at økt temperatur og endret hydrologisk regime i betydelig grad vil kunne øke mineralisering og frigivelse av nitrogen fra jord, noe som vil kunne øke nitrogentransport til vassdrag og kystområder. Som et ledd i prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord", ble det avsatt penger fra NIVA's basisbevilgninger til studier av klimarelatert nitrogenavrenning. Til dette ble benyttet eksisterende dataserier. Tre dataserier ble benyttet:

- Feltforskningsområdet på Birkenes
- Utvalgte sør-norske elver fra sur-nedbør overvåkingen
- Utvalgte side-elver til Mjøsa

Fra hver av seriene ble det benyttet data fra to kalde år (1986 og 1987) og to milde år (1989 og 1990). De utvalgte seriene gir også en gradient i klimapåvirkning. Birkenes er et lite nedbørfelt som i sin helhet hadde vintertemperaturer godt over 0 °C (månedsmidler) og var snøfritt i de milde årene. Sur-nedbørelvene ligger også for en stor del innenfor nedbørfelt som i de milde årene hadde manglende snødekke og temperaturer over 0 °C. I Mjøsområdet ble det valgt ut fire sideelver; Lågen som er brepåvirket og i stor grad drenerer fjellområder, Gausa som også drenerer høyereliggende områder, samt Svartelva og Lena som begge drenerer lavereliggende skogs- og jordbruksområder.

Et videre siktemål med disse undersøkelsene er å gi data på sesongmessige nitrogentilførsler til marine områder med varierende klima, da dette i stor grad er bestemmende for algevekst i fjorder og kystnære havområder. For Mjøsene ble også fosfor inkludert, da dette i stor grad bestemmer algevekst og eutrofisituasjonen i Mjøsa.

BIRKENES.

Birkenes-feltet ligger 200-300 meter over havet, ca 15 km nord for Kristiansand, i Aust-Agder fylke. I disse områdene på Sørlandet er det ikke uvanlig med milde vintre, hvor middel-temperaturen for 1. kvartal (1. januar - 31. mars) kan være $> 0^{\circ}\text{C}$. De klart høyeste middel-temperaturene for 1. kvartal er derimot registrert i 1989 og 1990, h.h.v. 3.8 og 3.6°C . For å vurdere hydrologiske og vannkjemiske effekter av eventuelle klimaendringer, er dette området svært godt egnet fordi vinter-temperatur kan være $>$ eller $< 0^{\circ}\text{C}$. Dette vil gi store forskjeller i avrenningsmønsteret, fordi kalde vintre medfører akkumulering av snø og påfølgende vårsmelting, mens det under varme vintre er minimal snøakkumulering og ditto vårsmelting. Et slikt endret avrenningsmønster vil selvsagt også endre transportmønsteret for kjemiske stoffer i vann. I denne rapporten vil en kun fokusere på nitrogen i nedbør og avrenning. Fordi 1986 og 1987 var to kalde år, har vi sammenliknet disse år med de to varme årene 1989 og 1990.

Luft-temperatur

Årlig middel-temperaturen for de kalde årene ligger ca 3°C høyere enn tilsvarende middel-temperatur for de to varme årene (Tabell B1). Som det tydelig fremgår av Figure B1 er det primært vinter-temperaturene som forklarer disse forskjellene. Mens middel-temperaturen for 1. kvartal under de to kalde årene var -5.2°C , var tilsvarende middel-temperatur for de to varme årene 3.7°C . Resten av året er det ingen betydelige temperturforskjeller mellom de kalde og varme årene.

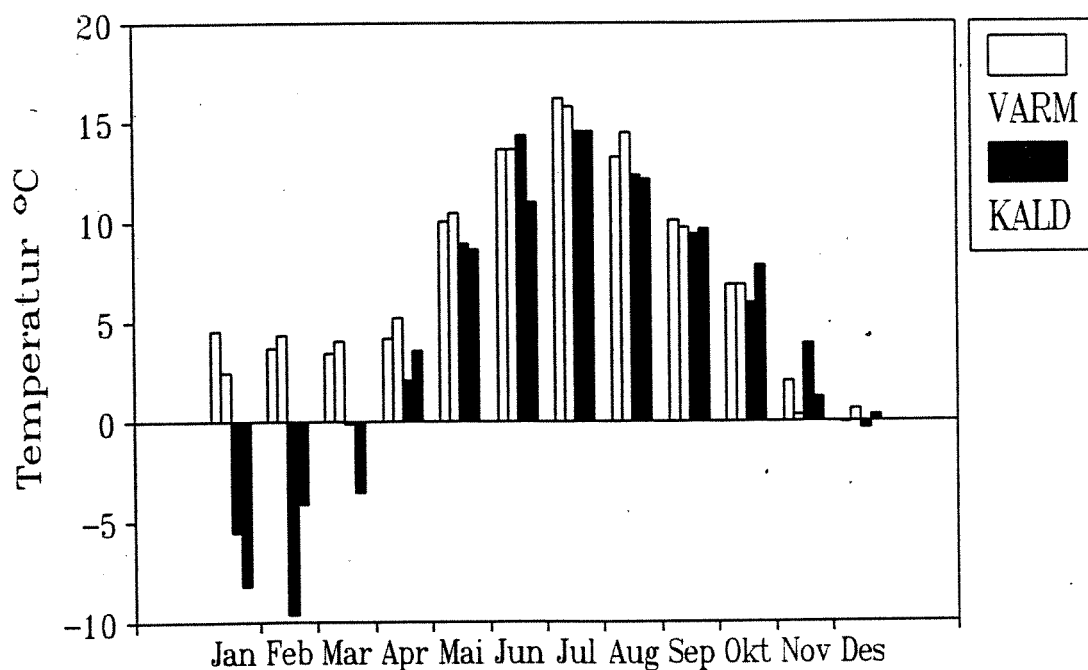


Figure B1 Månedsmiddel tempertur i Birkenes under to kalde (1986 og 1987) og to varme år (1989 og 1990).

Nedbør, avrenning og evapotranspirasjon

Som det fremgår i Tabell B1 er det ingen forskjeller i middel nedbørmengde mellom de to kalde og de to varme årene, mens avrenningen er lavere de to varme årene sammenliknet med de to kalde. Dette skyldes primært økt evapotranspirasjon under de varme årene. Mens evapotranspirasjonen var ca 30% av innkommet nedbør under de to varme årene, var evapotranspirasjonsprosenten < 20% under de to kalde årene. Både høyere gjennomsnittstemperatur (økt evaporasjon) og forlenget biologisk aktivitetsperiode (økt transpirasjon) i varme år er hovedforklaringen til disse forskjellene. Den månedsvise fordelingen av nedbøren gjennom året ser ikke ut til å være svært forskjellig for varme og kalde år, men det er en tendens til mer vinter-nedbør under varme år. Mens ca 30% av årlig nedbør kommer i 1.kvartal de to varme årene, er tilsvarende nedbørprosent de kalde årene ca 20%. Fordi vintertemperaturen er høy i de varme årene kommer nedbøren i denne perioden primært som regn, som raskt renner ut av nedslagfeltet. I 1. kvartal de to varme årene (1989 og 1990) rant h.h.v. 98% og 85% av innkommet nedbør ut av feltet gjennom samme periode. I kalde vintre ville denne nedbøren i langt større grad akkumuleres i feltet som snø, noe som tydelig blir bekreftet i 1. kvartal disse årene, hvor avrenningsprosenten var på 30% (1987) og 40% (1986). Den betydelige vanntransporten ut av feltet under varme vintre, gjør helt klart feltet mere tørkeutsatt under sommeren. Allerede i mai disse årene var vannføringen ut av feltet meget lav (< 10 mm) (Figure B2). I 1989 kom det i tillegg lite regn under sommeren med den følge at ingen netto avrenning fra feltet ble registrert i juni og juli og kun 6 og 13 mm i h.h.v. august og september. I 1990 var også feltet svært dehydrert i mai, hvor kun 7 mm rant ut av feltet denne måned. At ikke tørkeproblemet ble så stort påfølgende sommer skyldes svært mye sommer-nedbør. I de kalde årene, med normal vårsmelting i april/mai er feltet langt bedre beskyttet mot tørke.

Den hydrologiske hovedforskjellen mellom varme og kalde år er tidspunktet for avrenning av vinter-nedbør, som igjen er avgjørende for i hvilken grad feltet utsettes for tørkeperioder under sommeren.

Nitrogen: Deposisjon og Avrenning

Både i nedbøren og avrenningen ved Birkenes ser det ikke ut som det er signifikante forskjeller i årlig veid middelkonsentrasjon av nitrogen mellom varme og kalde år. Derimot er det indikasjoner på noe høyere avrenning (meq N/m²) de varme årene (Tablell B1). Dette skyldes primært økt avrenning under vinteren (1.Jan - 31.Mar), men det ser også ut til at avrenningen på høsten etter tørkeperioden de varme årene, medfører økt nitrogen-avrenning hvis en normaliserer verdiene, d.v.s. at en forutsetter lik månedlig avrenning (mm) for både kalde og varme år. Fordi det primært er de hydrologiske forhold som bestemmer konsentrasjon og transport av kjemiske komponenter i vann, vil svært mye av nitrogentransporten ut av feltet foregå i sammenheng med de hydrologiske ekstremperiodene, vår og høst. I de kalde årene følger nitrogentransporten ut av feltet dette klassiske hydrologiske mønsteret, med høy avrenning i mars/april/mai (vårsmelting) og oktober/november/desember (høststormer). Under de varme årene derimot, er det primært en sammenhengende tidsperiode fra oktober til ut mars hvor mesteparten av nitrogenet renner ut av feltet. I 1989 og 1990 (varme år) ble 78% og 81% av årlig nitrogenavrenning transportert ut i denne perioden, mens tilsvarende avrenning for 1986 og 1987 (kalde år) var 49% og 47%.

Fordi transporten av kjemiske stoffer i vann primært følger det hydrologiske mønsteret, vil store mengder nitrogen bli transportert ut av feltet i januar, februar og mars i varme år hvor vinter-nedbøren primært faller som regn. Under kalde år vil hovedtransporten ut av feltet foregå under vårsmeltinga primært i april-mai. Uavhengig av kalde eller varme år, foregår det også en betydelig nitrogentransport ut av feltet på høsten, fra oktober til desember.

Tabell B1 Årlige middeltemperaturer og hydrologiske data samt nitrogendata fra to varme år (1986 og 1987) og to kalde år i Birkenes-feltet.

Parameter	Enhet	KALD			VARM		
		1986	1987	middel	1989	1990	middel
Luft temperatur	°C	4.6	4.4	4.5	7.3	7.3	7.3
<u>Hydrologi</u>							
Nedbør (A)	mm	1653	1616	1635	1279	1893	1586
Avrenning (B)	mm	1268	1382	1325	894	1272	1083
ET (B-A)	mm	385	234	310	385	621	503
ET (B/A)*100	%	23	14	19	30	33	32
<u>Nitrogen-konsentrasjon</u>							
Våt-deposisjon	µeq/L	98	67	83	104	78	91
Tørr-deposisjon	µq/m ³	2.1	2.1	2.1	2.0	2.1	2.1
Avrenning	µeq/L	11	9	10	16	10	13
<u>Nitrogen-transport</u>							
Deposisjon (våt+tørr)	meq/m ²	170	118	144	145	145	145
Avrenning	meq/m ²	13	11	12	14	15	15

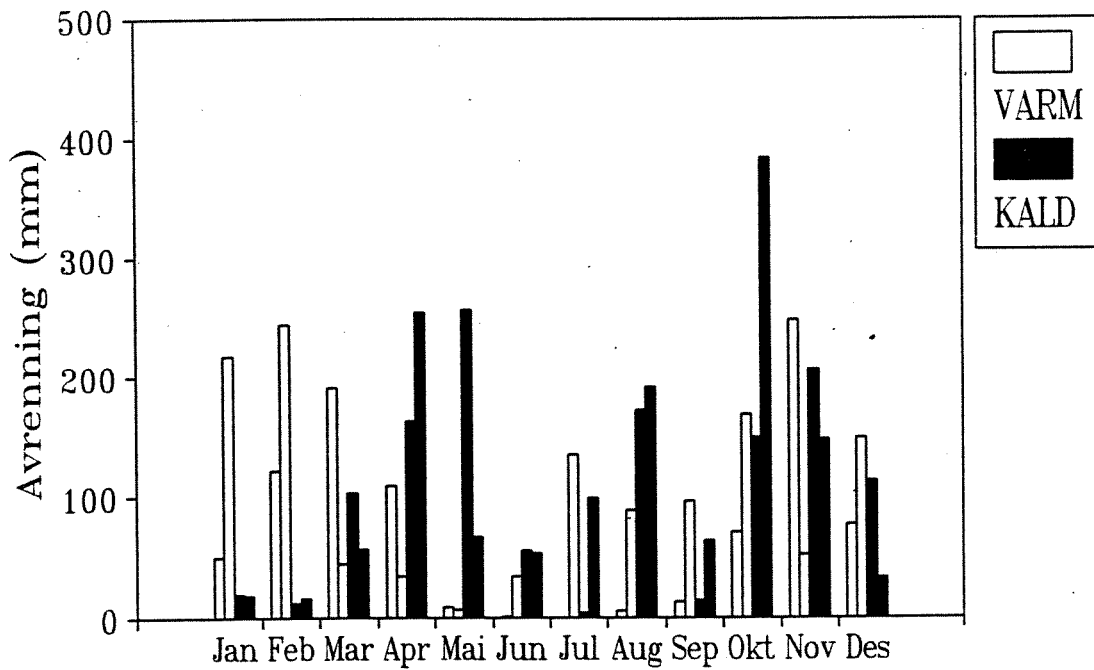
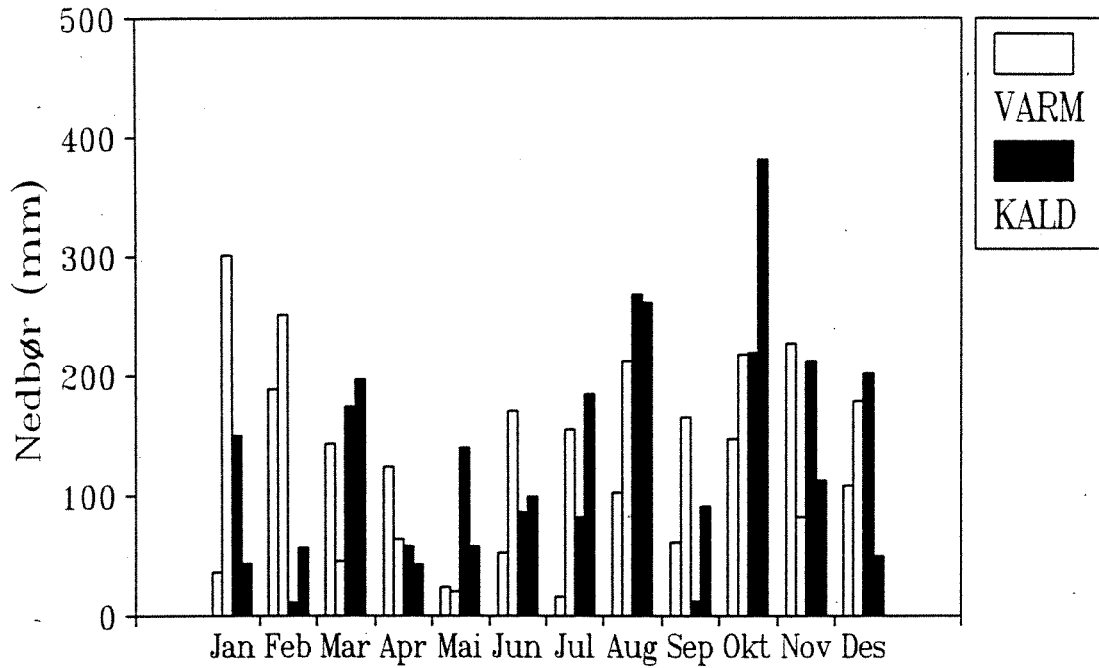


Figure 2B Nedbør og avrenningen ved Birkenes gjennom to kalde (1986,1987) og to varme år (1989,1990).

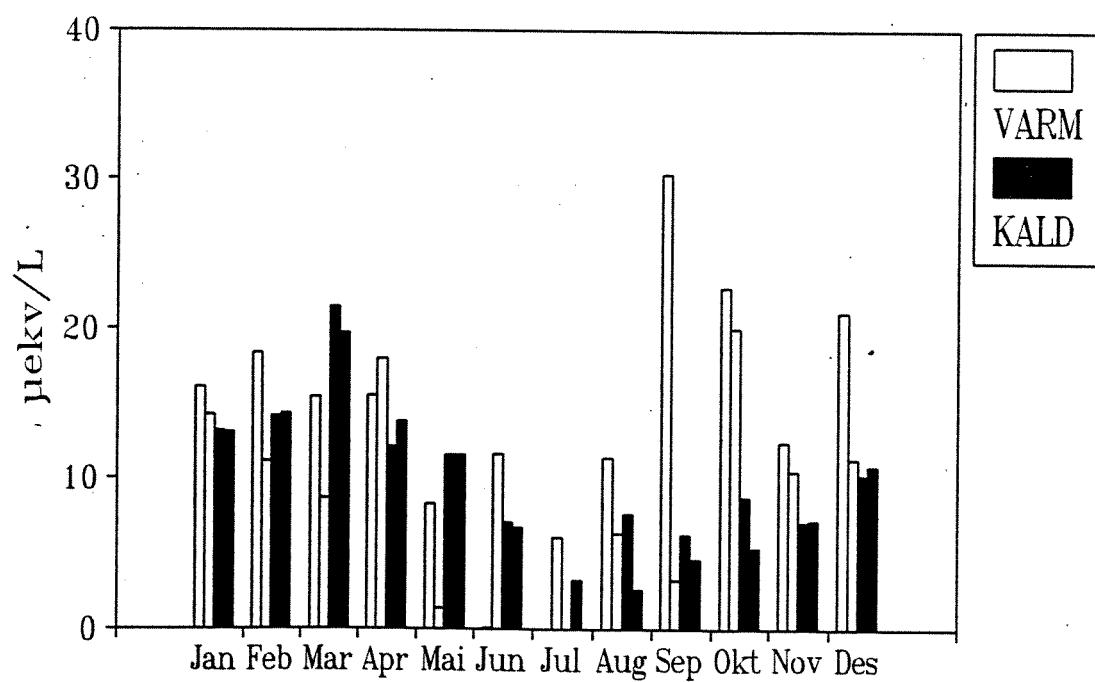
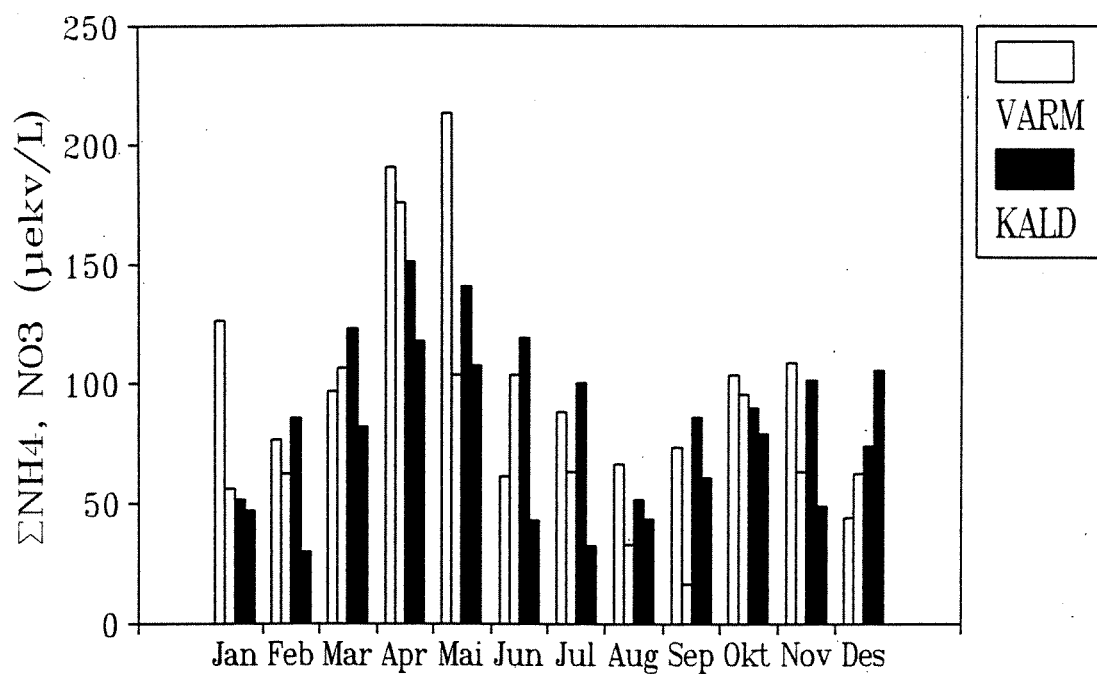


Figure B3 Veide middelkonsentrasjoner av nitrogen i nedbør ($\Sigma\text{NH}_4, \text{NO}_3$) og avrenning (NO_3) i Birkenes gjennom to kalde (1986, 1987) og to varme (1989, 1990) år.

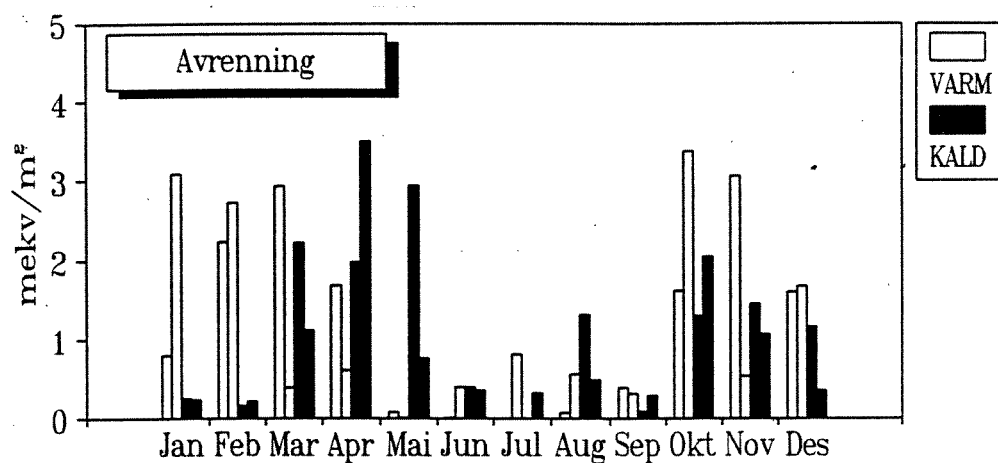
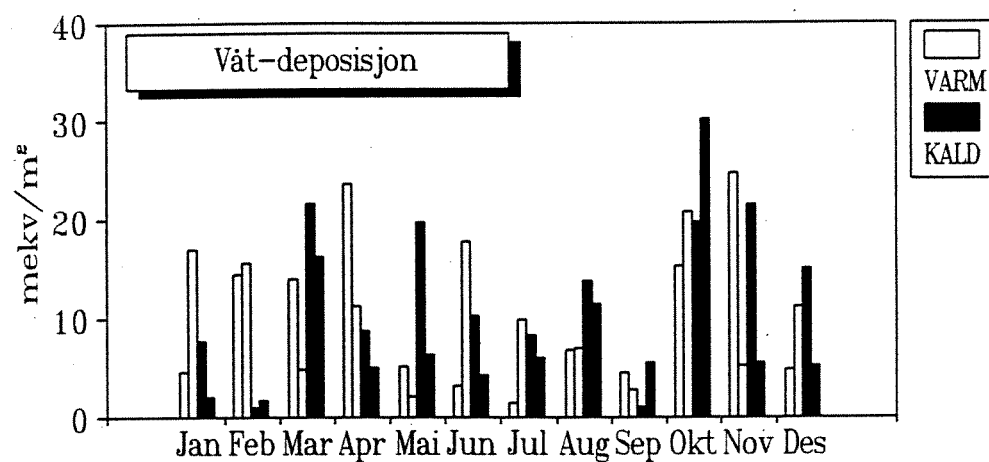
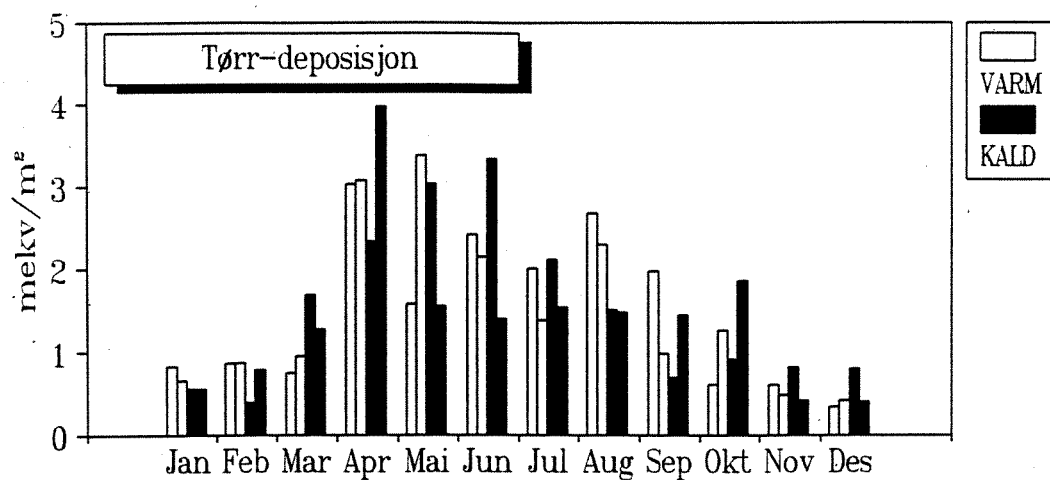


Figure B4 Deposisjon og avrenning av nitrogen i Birkenes gjennom to kalde (1986,1987) og to varme (1989,1990) år.

Tovdalselva.

Tovdalselva på Sørlandet drenerer ca. 1900 km² hei og skogsområde fra indre Telemark ned til Kristiansandsfjorden. Vassdraget er sterkt preget av forsuring; de aller fleste innsjøer er fisketomme og laksen er utdødd i Tovdalselva. Tovdalselva er bare i liten grad berørt av regulering, landbruk, industri og annen menneskelig aktivitet. Det bor < 2000 mennesker i nedbørfeltet.

Siden 1980 har Tovdalselva inngått som en av 18 elver i overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFTs Statlig program for forurensingsovervåking) (SFT 1992). Prøvetakingsstasjonen ligger ved Boen Bruk nederst i vassdraget. Her tas det månedlige prøver til kjemisk analyse ved NIVA. Resultatene rapporteres årlig i SFTs overvåkings rapport serie (SFT 1992). Vannføring måles kontinuerlig ved NVE. Feltforskningsområdet Birkenes, som også inngår i SFTs sur nedbør overvåkingsprogram, ligger nederst i Tovdalsvassdraget. På Birkenes måler NILU daglig nedbørmengden og kjemi samt luftkjemi. Ytterlige meteorologiske data fra Tovdalsvassdraget kommer fra DNMI's stasjoner ved Kjevik flyplass (daglig temperatur og nedbørmengden), Herefoss (nedbør) og Tovdal (nedbør). Disse tre stasjonene ligger henholdsvis nederst, i midten og øverst i Tovdalsvassdraget.

De varme årene skiller seg fra de kalde årene ved at temperaturen om vinteren er betydelig høyere, men det er ingen store forskjeller resten av året (Figur 1, Tabell 1). Det er ingen systematiske forskjeller i nedbørmønsteret (Figur 2).

Avrenningsmønsteret er tydelig påvirket av temperaturen (Figur 3, Tabell 1). I de varme vintrene er avrenningen betydelig høyere i januar og februar og vårfloppen i mai og juni er mindre eller uteblir. Dette mønsteret gjenspeiles i nitrat-transporten (Figur 4, Tabell 1). Fordi nitrat-konsentrasjoner om vinteren ikke viser store forskjeller mellom de varme og kalde årene (Figur 5), er transport av nitrat stort sett bestemt av vannmengden. Forskjellen mellom varme og kalde år synes bare om vinter- og vårmånedene; det er ingen systematiske forskjeller om sommeren og høsten (Figur 6).

Bjerkreimselva

Bjerkreimselva på Sørvestlandet drenerer ca. 700 km² hovedsakelig hei og fjellområder. Vassdraget er middels preget av forsuring. Nitrat står for en vesentlig del av forsuringen i elven; årsmiddel konsentrasjon av NO₃ er ca. 26 µekv/l mot ca. 60 µekv/l SO₄. Bjerkreimselva er bare i liten grad berørt av regulering, landbruk, industri og annen menneskelig aktivitet.

Siden 1980 har også Bjerkreimselva inngått som en av 18 elver i overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFTs Statlig program for forurensingsovervåking) (SFT 1992). Prøvetakingsstasjonen ligger ved Tengs nederst i vassdraget. Her tas det månedlige prøver til kjemisk analyse ved NIVA. Resultatene rapporteres årlig i SFTs overvåkings rapport serie (SFT 1992). Vannføring måles kontinuerlig ved NVE. De nærmeste meteorologiske stasjonene i DNMI's nett ligger ved Ualand hvor det måles temperatur og nedbørmengden daglig og Bjerkreim (bare nedbørmengden).

I Bjerkreim skiller de 2 varme årene seg fra de 2 kalde årene ved at temperaturen er vesentlig høyere de 3 vintermånedene januar-mars men er ellers like (Figur 7, Tabell 1). Nedbørmengden var også betydelig større disse 3 månedene de 2 varme årene (Figur 8).

Som i Tovdalselva er avrenningsmønsteret i Bjerkreimselva tydelig påvirket av temperaturen (Figur 9, Tabell 1). I de varme vintrene er avrenningen betydelig høyere i januar og februar og vårfloppen i mai og juni er mindre eller uteblir. Dette mønsteret gjenspeiles i nitrat-transporten (Figur 10, Tabell 1). Forskjellen mellom varme og kalde år synes bare i vinter- og vårmånedene; det er ingen systematiske forskjeller om sommeren og høsten.

Konklusjon Tovdal og Bjerkreim

Varme år har markant høyere temperatur i vintermånedene. Dette gjør at vårfloppen blir forskjøvet frem i tiden med 1-2 måneder. Høy vannføring om vinteren tar med seg høy transport av nitrat. Mens i kalde år hvor snøen akkumuleres om vinteren og smeltes i april-juni skjer bare 10-20% av nitrat-transporten om vinteren, i varme år skjer 30-40% av nitrat-transporten om vinteren.

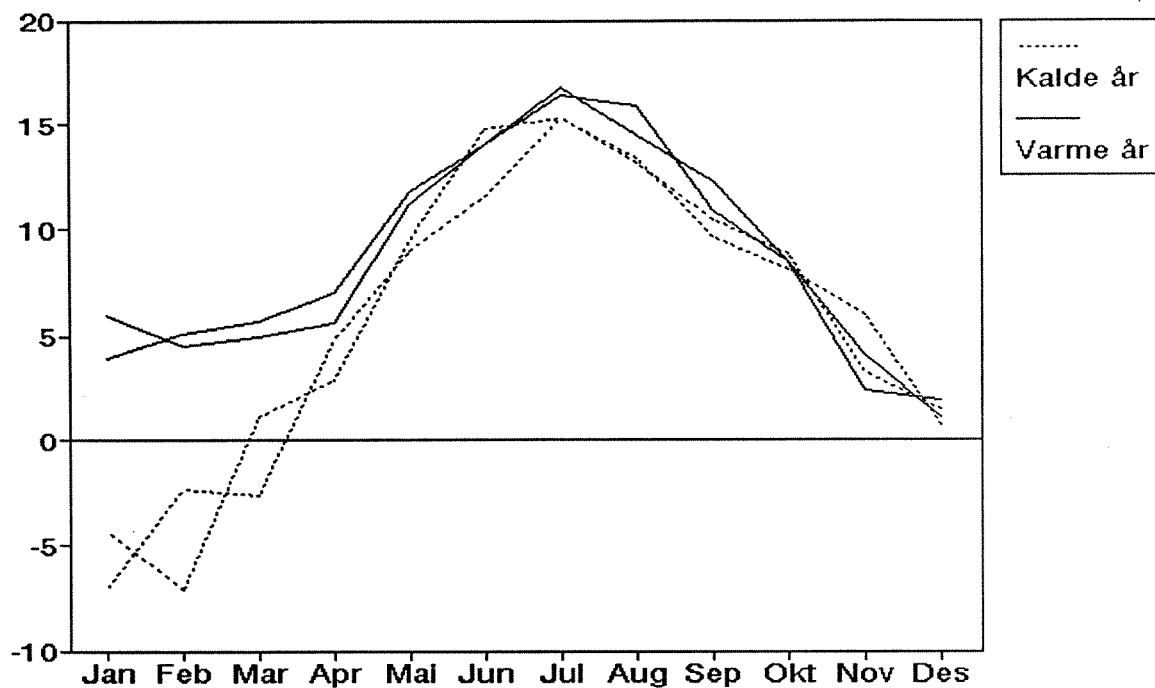
TOVDAL

		Luft temperatur °C	Hydrologi		Nitrat kons.	Nitrat flux
			Nedbør mm	Avrenning mm	Avrenning µeq/l	Avrenning meq/m ²
	1986	6.6	1258	1168	11	13
	1.kvartal	-1.4	171	125	13	2
	2.kvartal	8.4	286	433	13	6
K	3.kvartal	13.0	322	212	8	2
A	4.kvartal	6.3	479	399	10	4
L	1987	6.3	1271	1241	10	13
D	1.kvartal	-2.2	147	95	15	1
	2.kvartal	8.0	202	326	14	5
	3.kvartal	13.3	411	256	6	2
	4.kvartal	6.2	511	564	9	5
	1989	9.1	1037	927	15	14
	1.kvartal	5.4	267	293	13	4
	2.kvartal	9.8	208	244	16	4
V	3.kvartal	14.8	138	25	13	0.3
A	4.kvartal	6.5	424	365	15	5
R	1990	9.2	1733	1384	12	17
M	1.kvartal	5.5	511	589	14	8
	2.kvartal	10.7	209	168	12	2
	3.kvartal	14.8	554	278	9	2
	4.kvartal	5.8	459	350	11	4

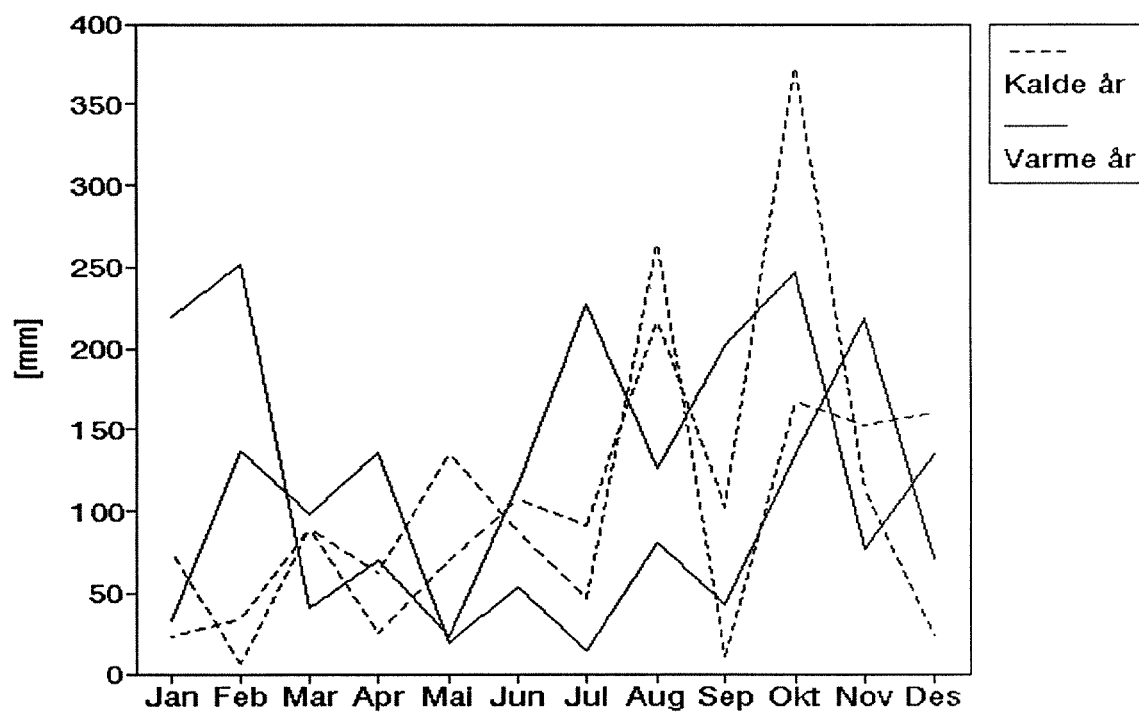
BJERKREIM

		Luft temperatur	Hydrologi		Nitrat kons.	Nitrat flux
		°C	Nedbør	Avrenning	Avrenning	Avrenning
			mm	mm	µeq/l	meq/m ²
	1986	5.4	2864	2630	27	70
	1.kvartal	-2.3	498	260	32	8
	2.kvartal	8.5	416	781	24	19
K	3.kvartal	11.0	560	426	27	12
A	4.kvartal	4.4	1390	1164	27	31
L	1987	5.5	1927	2078	31	64
D	1.kvartal	-2.5	350	239	36	9
	2.kvartal	7.8	139	391	42	16
	3.kvartal	11.8	590	448	25	11
	4.kvartal	4.8	848	1000	27	27
	1989	7.5	2953	2613	26	67
	1.kvartal	3.7	1234	1053	26	27
	2.kvartal	8.8	410	487	26	12
V	3.kvartal	12.8	459	339	23	8
A	4.kvartal	4.6	850	735	27	20
R	1990	7.8	3577	3244	26	85
M	1.kvartal	4.0	1588	1378	26	36
	2.kvartal	9.9	475	578	25	15
	3.kvartal	12.6	690	549	22	12
	4.kvartal	4.5	824	740	31	23

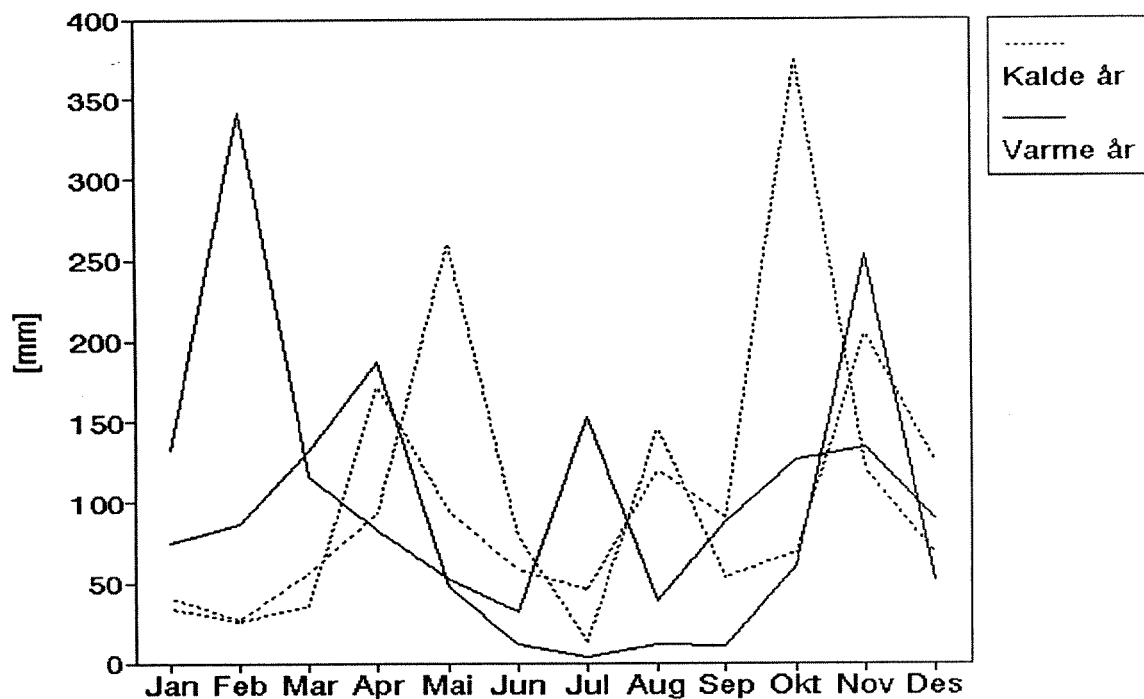
Tabell 1. Temperatur, nedbør, avrenning, og nitrat-nitrogen i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990) på Tovdalselva (Sørlandet) og Bjerkreimselva (Sørvestlandet). Data kilder er DNMI (meteorologiske data), NVE (vannføring), og NIVA (vannkjemi). Begge vassdrag inngår i SFTs program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (Statlig program for forurensingsovervåking) (SFT 1992).



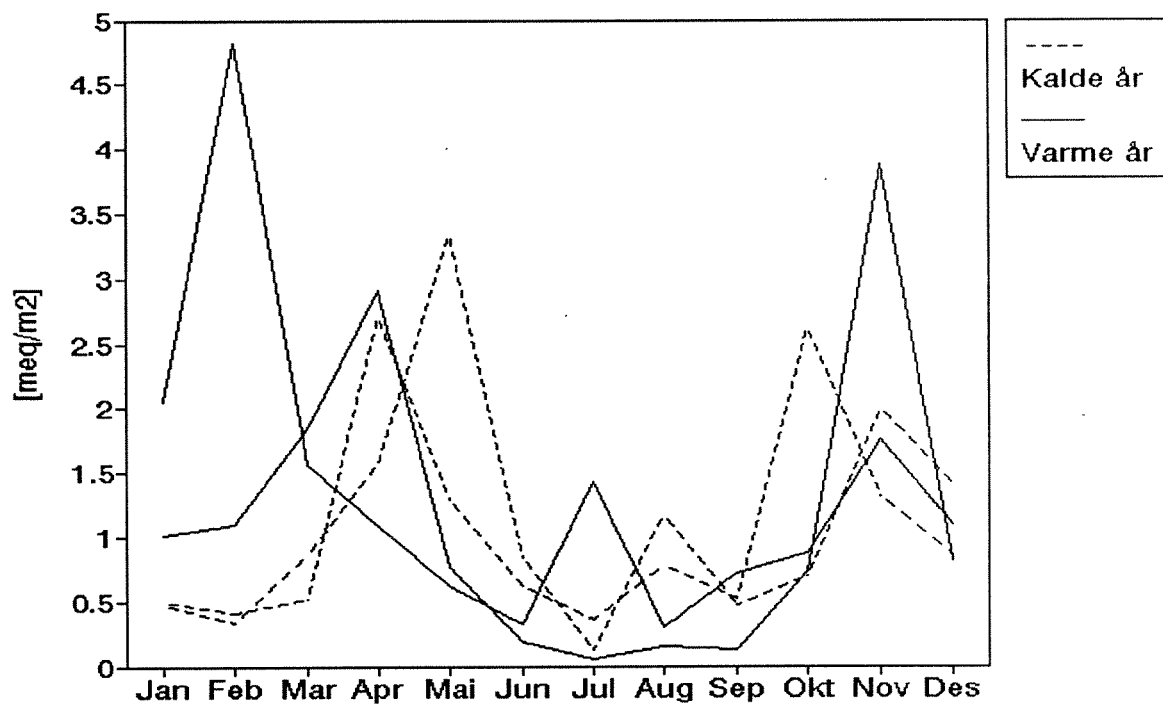
Figur 1. Månedsmiddel temperatur på Kjevik flyplass nederst i Tovdalsvassdraget i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: DNMI.



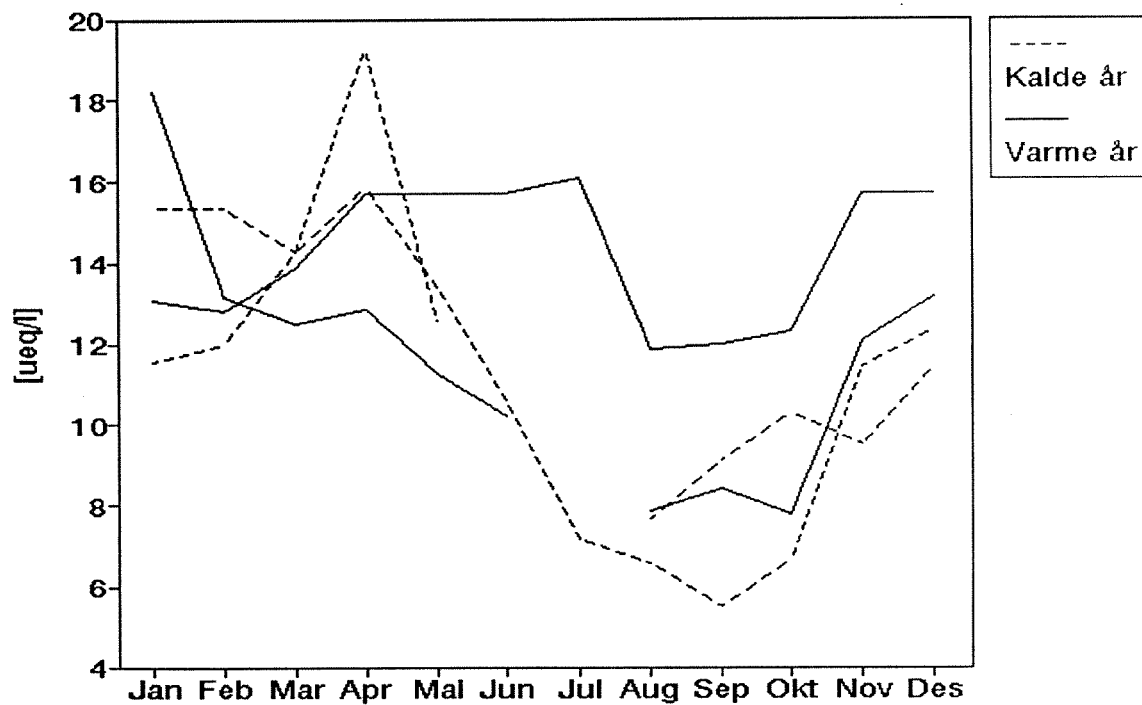
Figur 2. Måneds nedbørmengden ved Tovdal, øverst i Tovdalsvassdraget i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: DNMI.



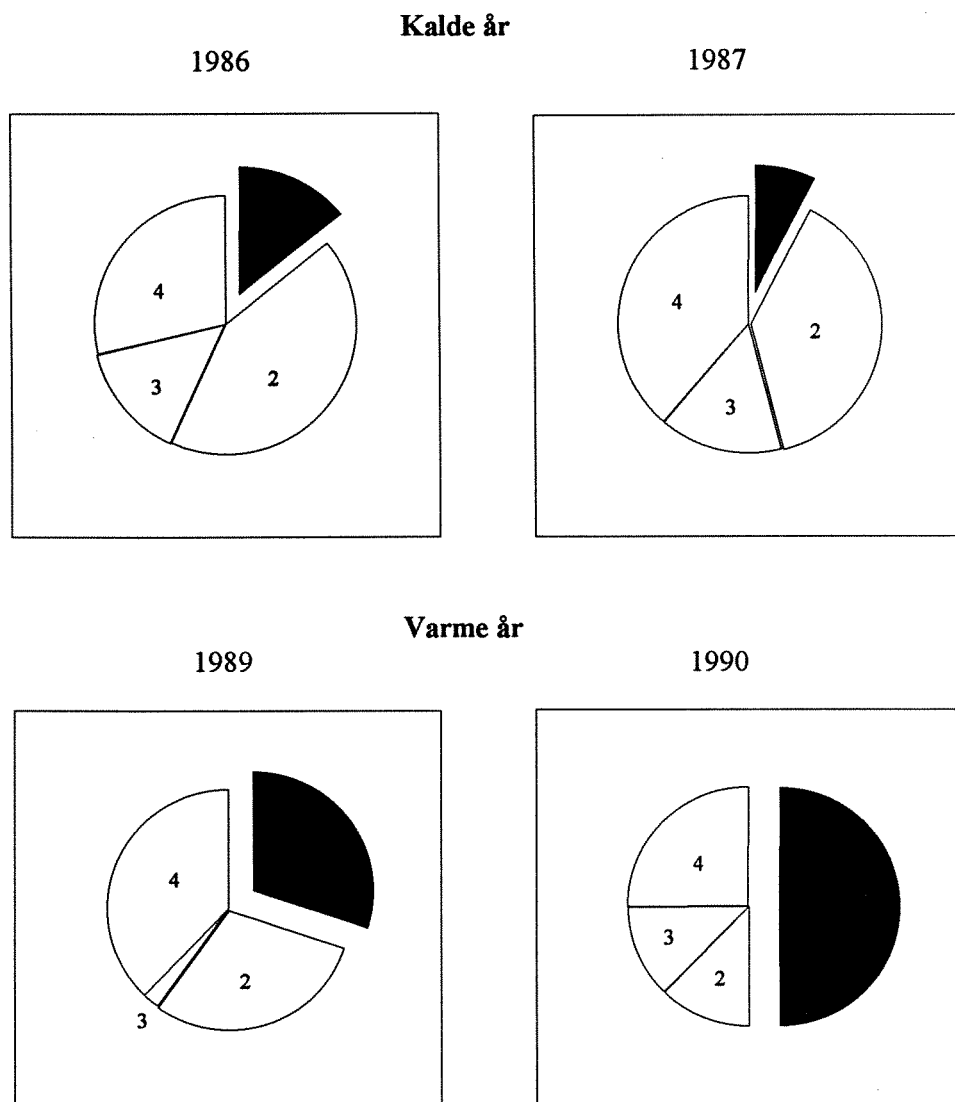
Figur 3. Måneds avrenningen i Tovdalselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NVE.



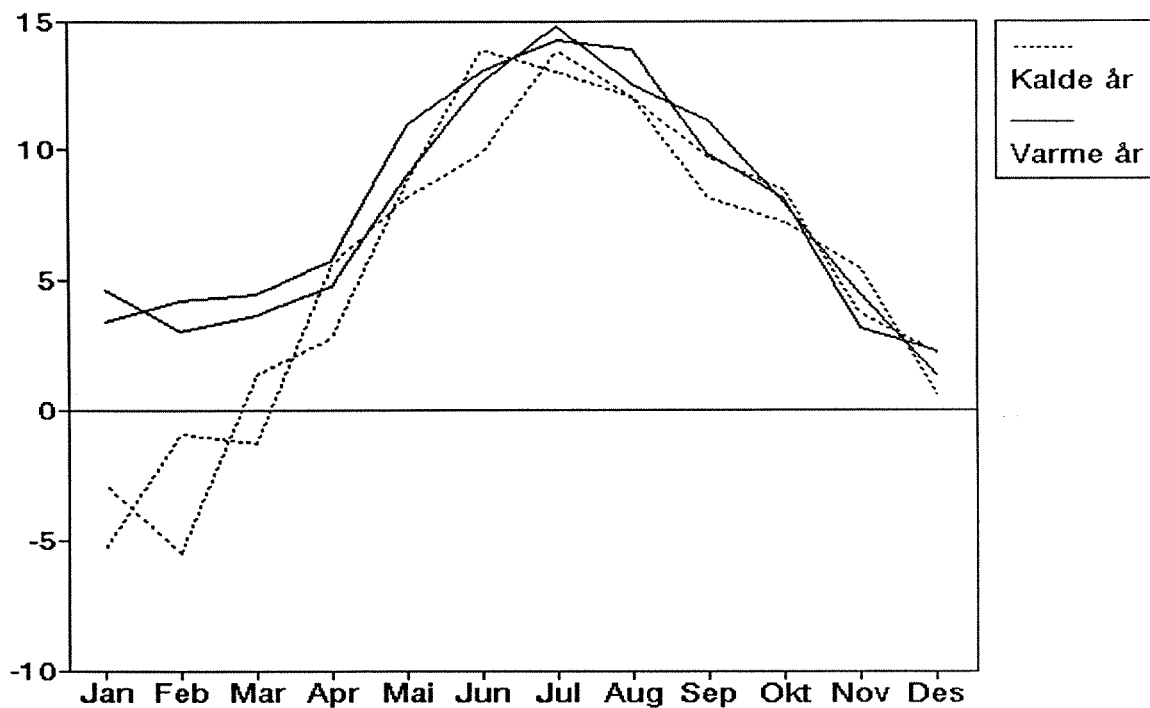
Figur 4. Måneds transport av nitrat i Tovdalselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NIVA.



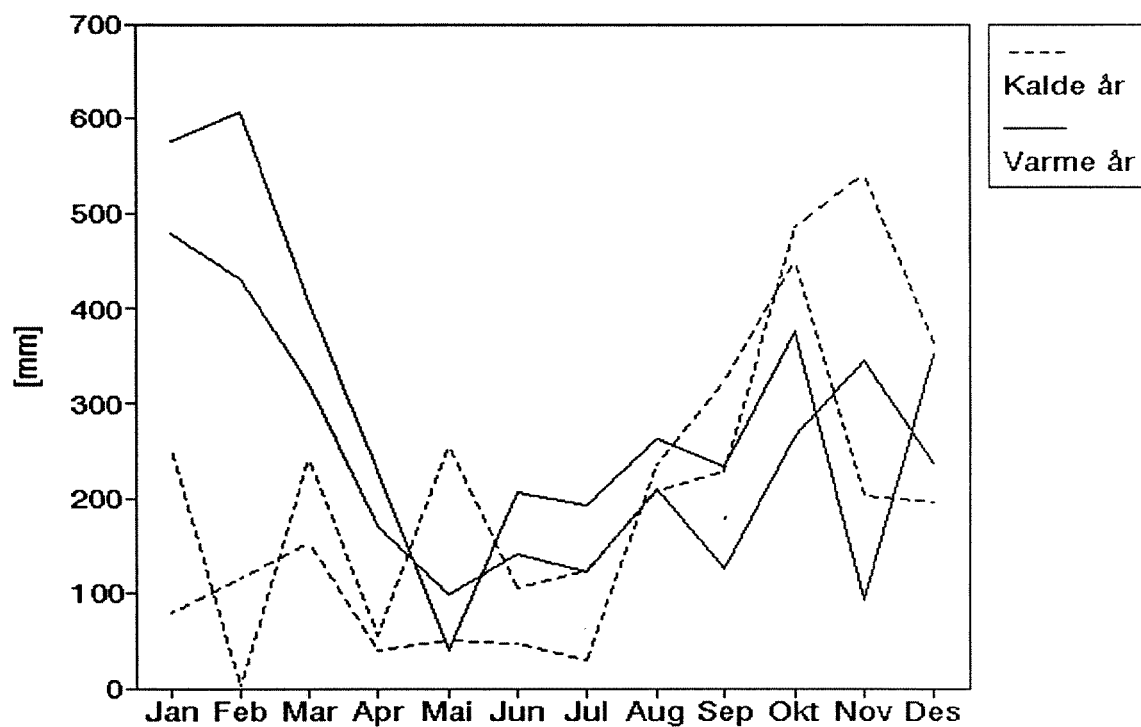
Figur 5. Volum-veide middel konsentrasjoner av nitrat i Tovdalselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NIVA.



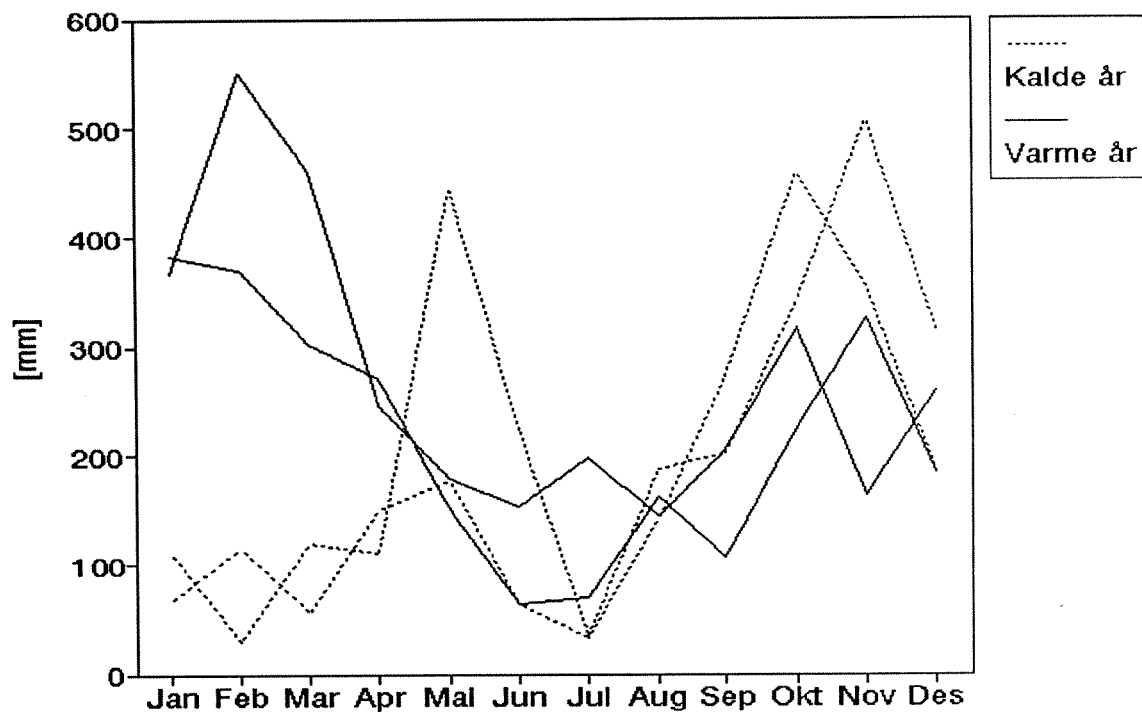
Figur 6. Kvartalsvis transport av nitrat-N i Tovdalselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). I år med varme vintre er det lite akkumulering av snø og nedbøren renner av første kvartal, mens i kalde år med snøakkumulering om vinteren skjer avrenningen ved snøsmelting om våren, andre kvartal.



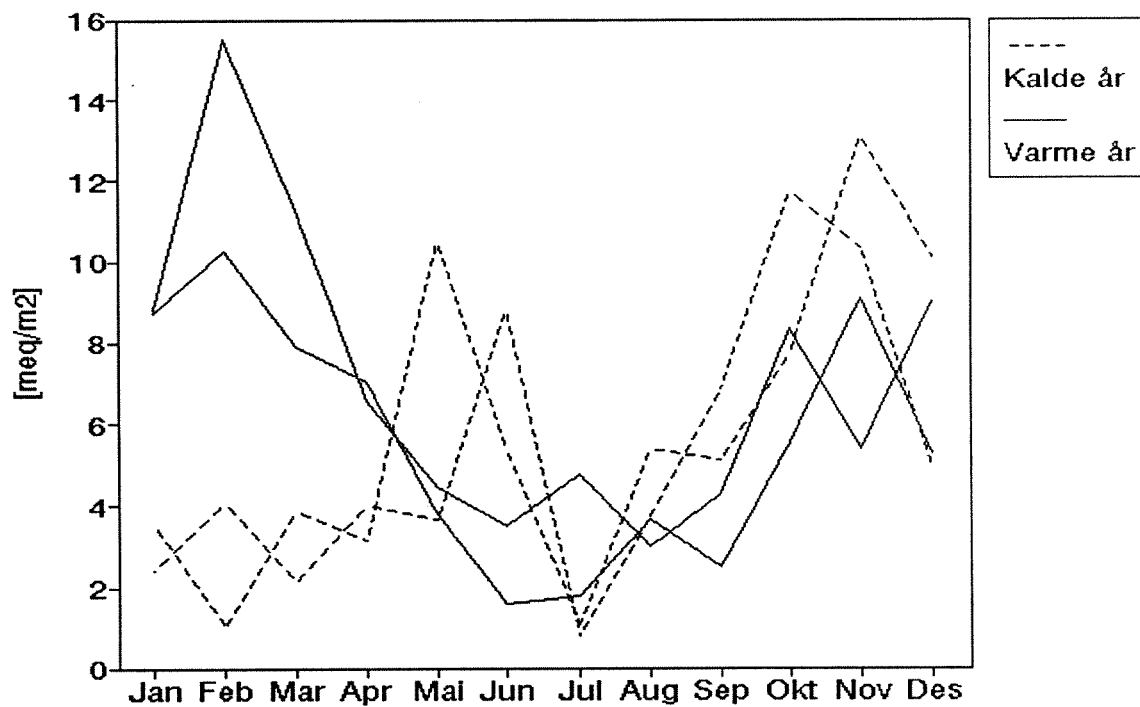
Figur 7. Månedsmiddel temperatur på Umland ved Bjerkreimsvassdraget i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: DNMI.



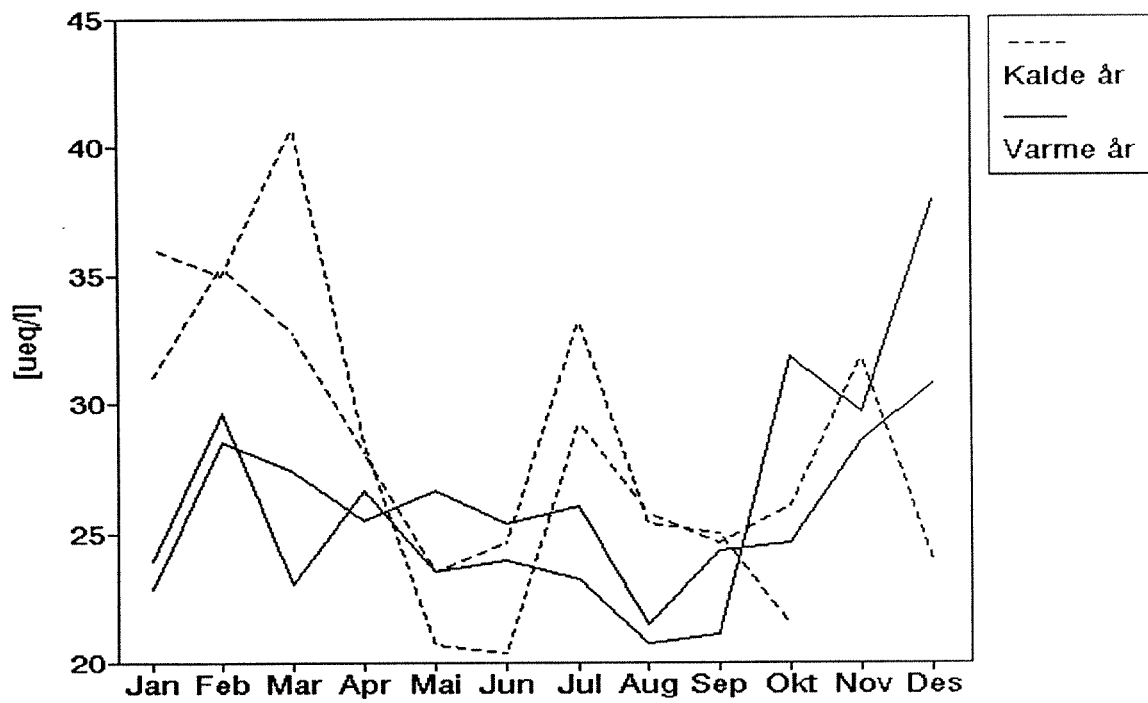
Figur 8. Månedens nedbørmengden ved Bjerkreim i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: DNMI.



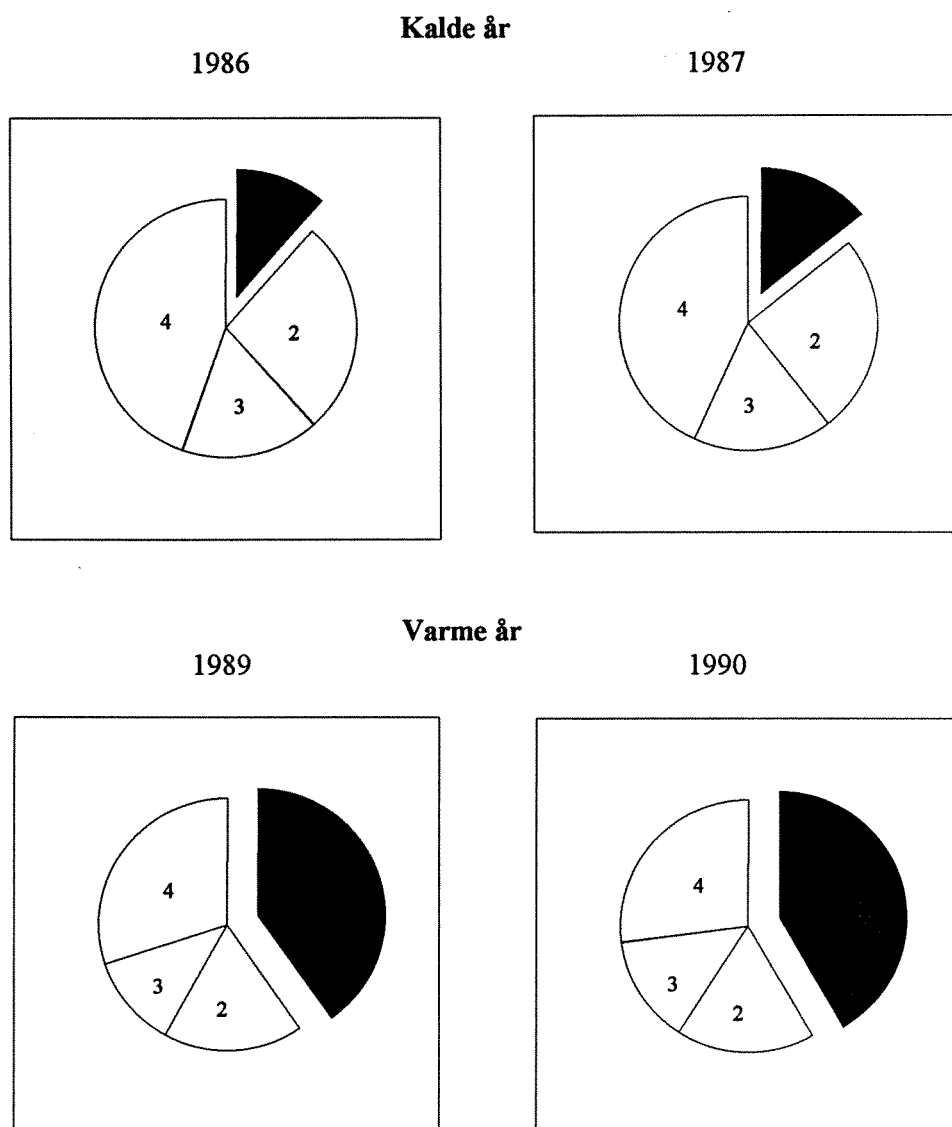
Figur 9. Månedens avrenningen i Bjerkreimselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NVE.



Figur 10. Månedens transport av nitrat i Bjerkreimselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NIVA.



Figur 11. Volum-veide middel konsentrasjoner av nitrat i Bjerkreimselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). Kilde: NIVA.



Figur 12. Kvartalsvis transport av nitrat-N i Bjerkreimselva i 2 kalde år (1986 og 1987) og 2 varme år (1989 og 1990). I år med varme vintre er det lite akkumulering av snø og nedbøren renner av første kvartal, mens i kalde år med snøakkumulering om vinteren skjer avrenningen ved snøsmelting om våren, andre kvartal.

MJØSELVER

Totaltransport:

For Lågen ble det ikke registrert systematiske forskjeller mellom varme og kalde år (Fig. 1). Dette skyldes i stor grad at næringssalttransporten er hydrologisk betinget, og at til tross for en betydelig høyere vintertemperatur i 1986 og 1987 har det likevel ikke gitt noen vesentlig endring i snøsmelting i fjellområdene samt avrenning fra breer. Klimaendringer innenfor dette intervallet synes derfor ikke i vesentlig grad å påvirke næringssalttransport i denne type innlandselver. For Gausa har imidlertid 1990 slått ut som et år hvor totalavrenning både av nitrogen og fosfor har fått en faseforskyvning på 2-3 måneder i forhold til "det normale" (Fig. 1). Den betydelige transporten i løpet av høsten 1987 illustrerer effekten av kraftig høstregn. Noe av samme mønster kan sees for lavlandselvene Svartelva og Lena (Fig. 2), hvor både nitrogen og fosfortransporten var betydelig i februar 1990 sammenliknet med de øvrige år, mens den tradisjonelle maksimumstransporten i april-mai var sterkt neddempet.

Totaltransporten gjennom året for flere utvalgte Mjøselver er vist i Tabell 1. For de større elvene (Lågen og Gausa) er det ingen systematiske forskjeller mellom år med varme og kalde vintre. For de mindre lavlandselvene var trenden er redusert transport av både nitrogen og fosfor i milde år. Algeutviklingen i Mjøsa viser heller ikke noen entydig respons på milde og kalde vintre (Fig. 3). For 1990, som generelt ga en høy senvintertransport synes imidlertid også algeveksten å være faseforskjøvet, med høyere biomasse på forsommeren i forhold til kalde år. Når det gjelder algeutviklingen i Mjøsa, styres imidlertid denne i stor grad av flom og næringssalttransport i Lågen.

Konsentrasjoner:

For Gausa og Svartelva er sesongvariasjoner i konsentrasjoner vist i figur 4 og 5. For Gausa var det markerte maksima i både total-N og nitrat i april for de kalde årene, mens for fosfor var det påfallende maksima i mars og oktober i 1990. Det er sannsynlig at dette skyldes tildels skyldes lokale utslipp, og ikke avrenningsforhold (jfr. Fig. 6). Mye av det samme mønster ble funnet for Svartelva (Fig. 5), men her lå gjennomgående både nitrogen- og forforkonsentrasjonene høyest på senvinteren i milde år, men betydelig lavere om våren. Nitrat og total-N viste et synkront mønster, og det ble ikke funnet systematiske forskjeller mellom nitrat/totN-forholdet mellom milde og kalde år (Fig. 6 og 7). En systematisk trend for begge disse elvene var imidlertid et lavere totN/totP-forhold gjennom store deler av året i år med milde vintre, spesielt markert på vinter og tidlig vår. En slik endring vil kunne ha betydelige effekter for algesammensetningen både i innsjøer og fjorder. Det hydrologiske mønsteret (Fig. 6 og 7) viser for Svartelva det samme som ble påvist for de kystnære lavlandselvene; redusert snødybde om vinteren gir dårlig fylling av grunnvannsmagasin, redusert vårflom og en raskere uttørring med redusert vannføring om sommeren.

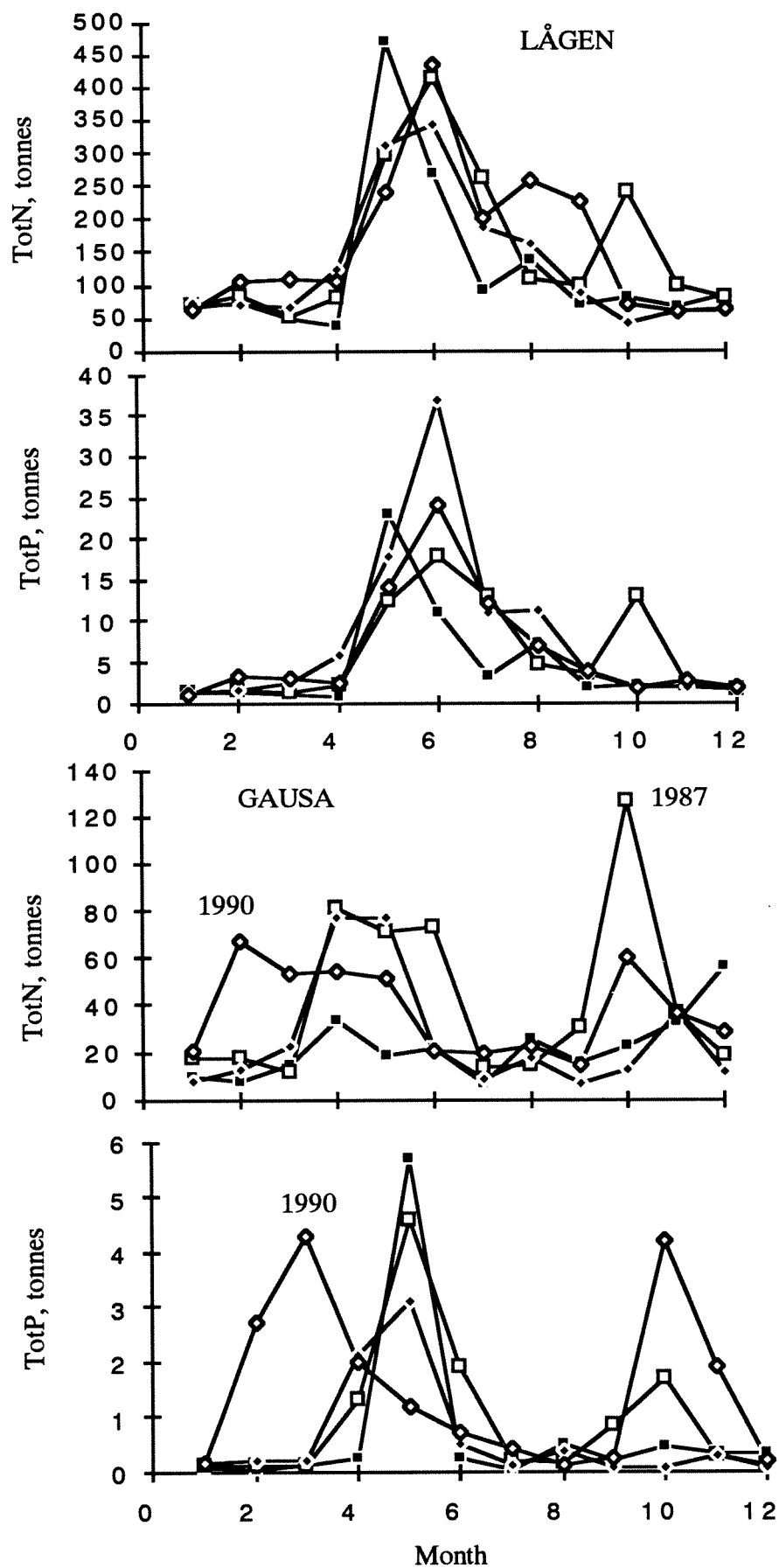


Fig. 1. Totaltransport av N og P i to kalde år, 1986 (■) og 1987 (□), og to milde år, 1989 (◇) og 1990 (◆).

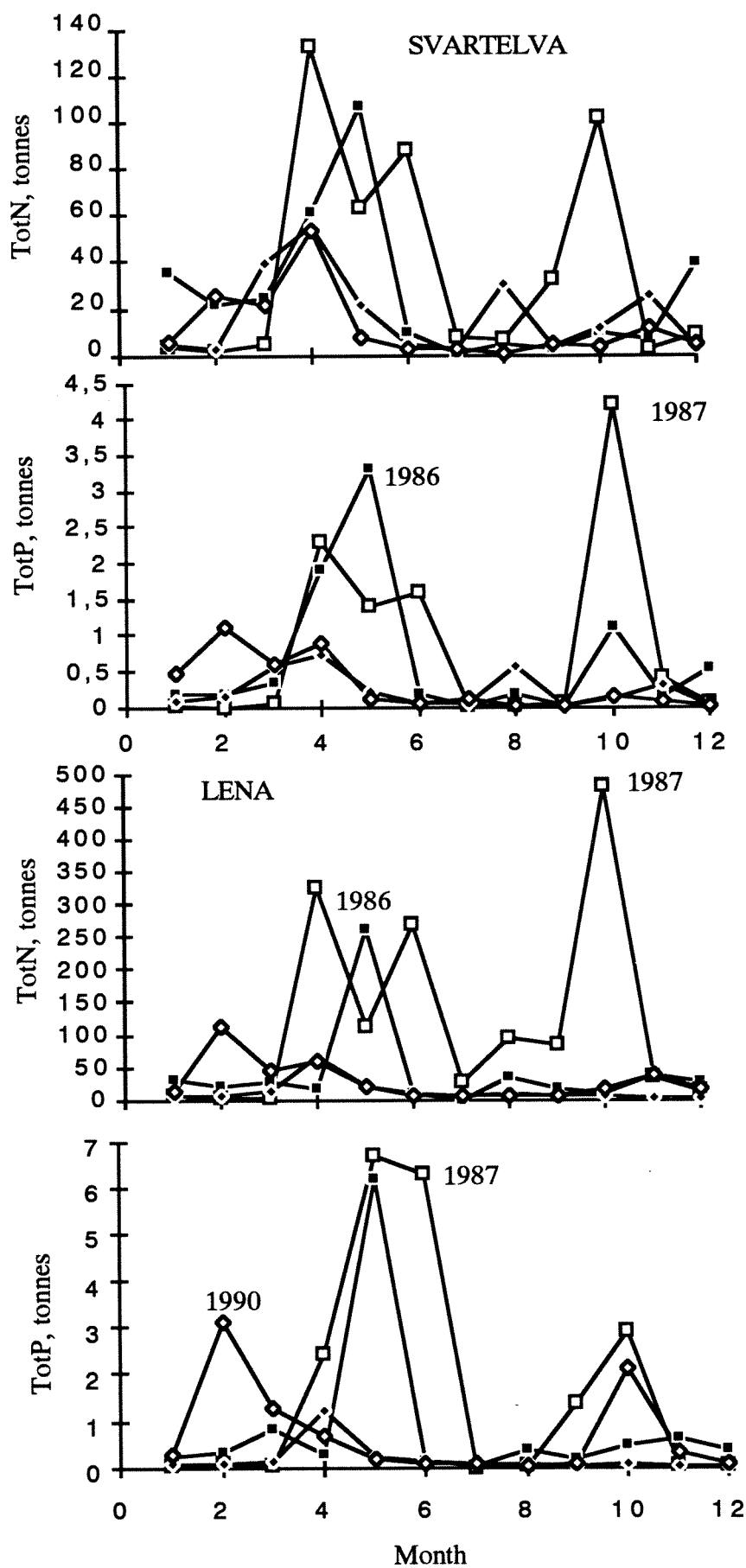


Fig. 2. Totaltransport av N og P i to kalde år, 1986 (■) og 1987 (□), og to milde år, 1989 (◇) og 1990 (◆).

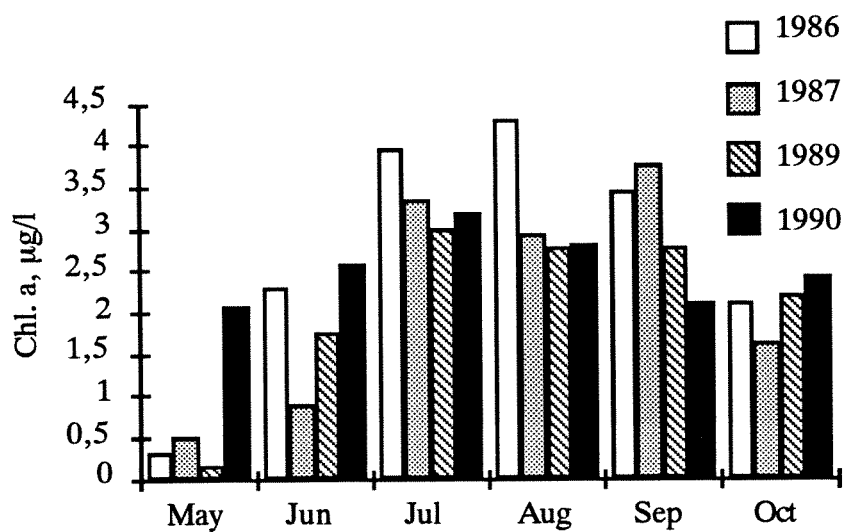


Fig. 3. Algebiomasse målt som klorofyll i Mjøsa for kalde (1986, 1987) og milde år (1989,

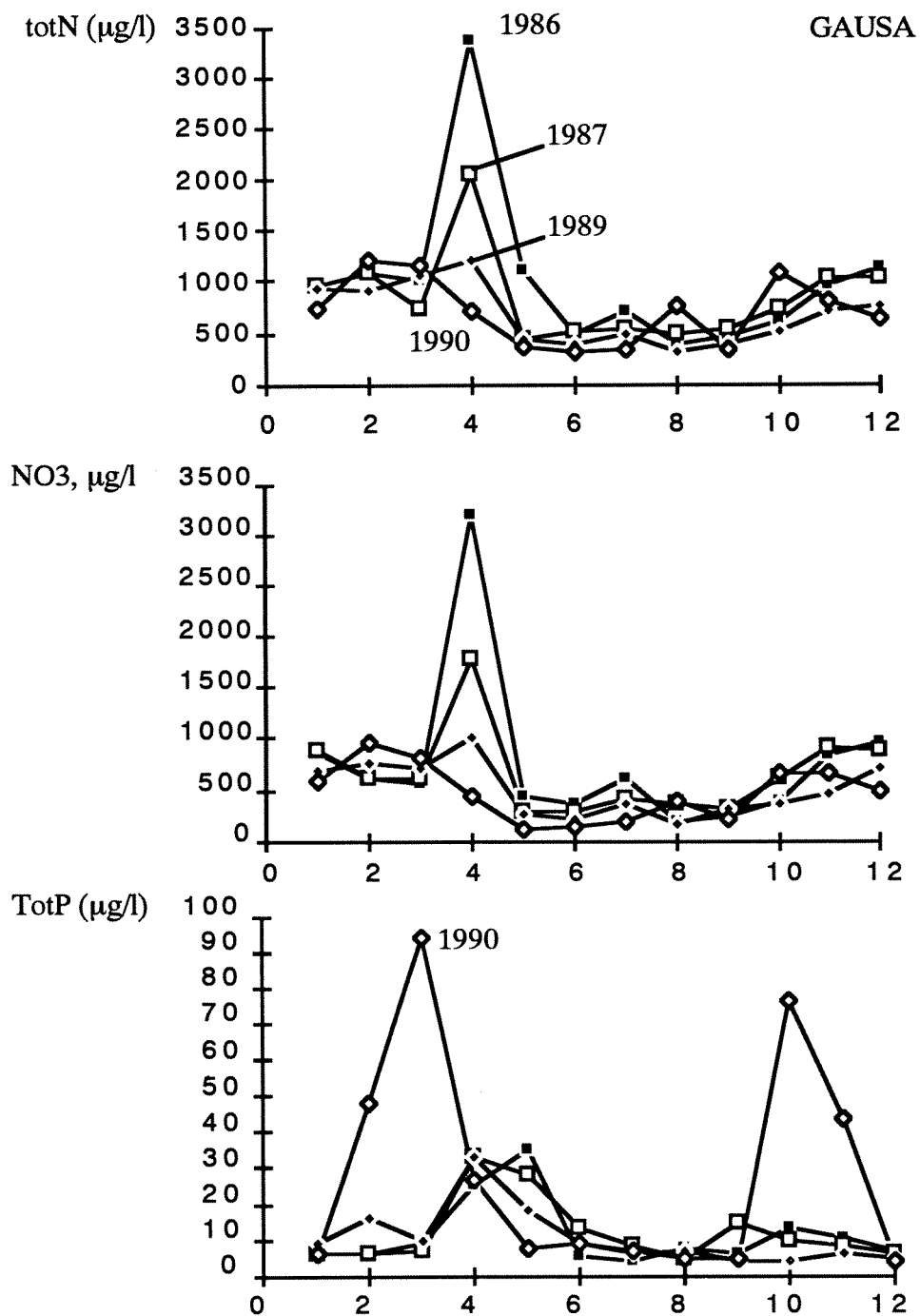


Fig. 4. Konsentrasjoner av totan nitrogen, nitrat og total fosfor i Gausa i kalde (1986, 1987) og milde år (1989, 1990).

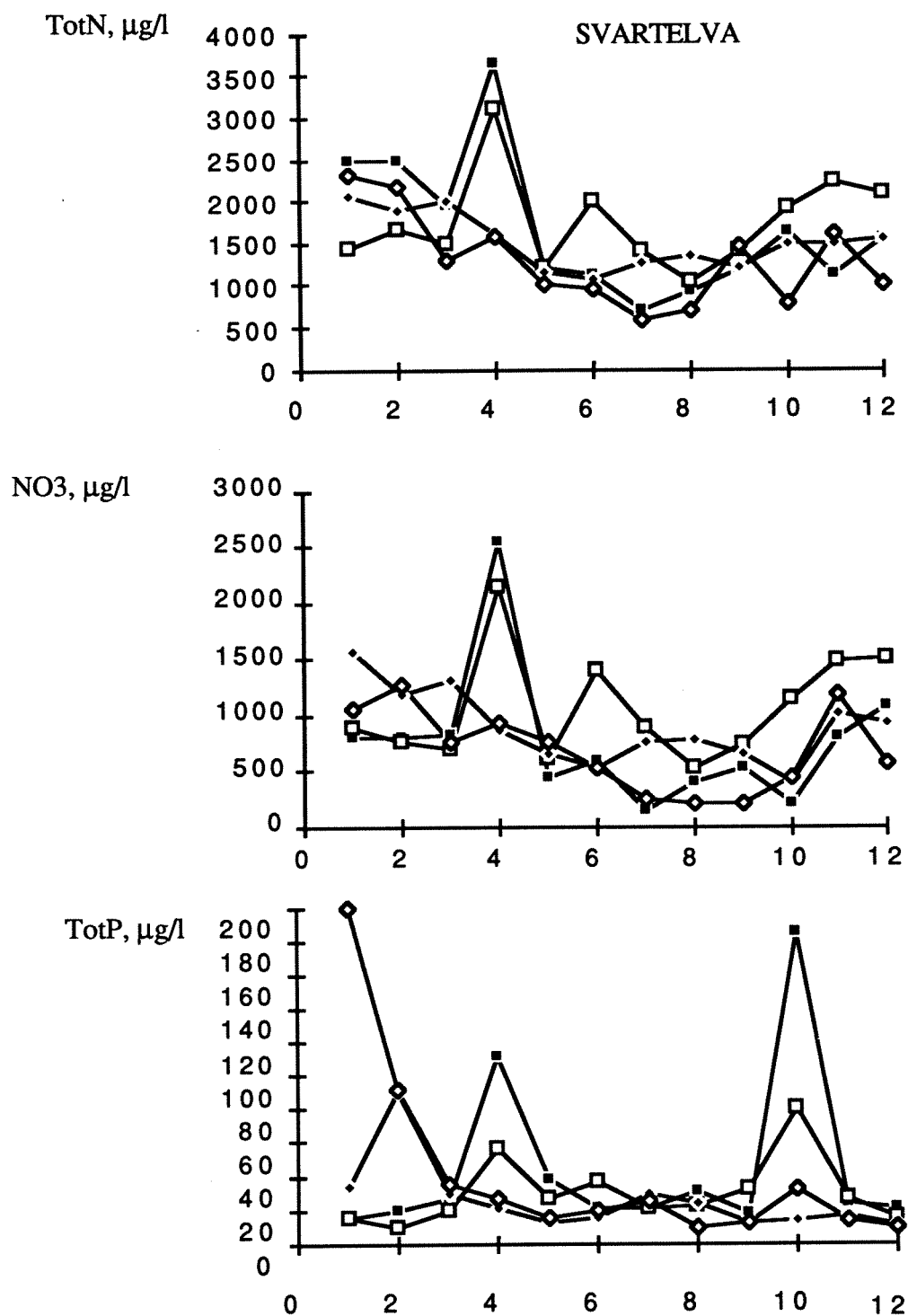


Fig. 5. Konsentrasjoner av totan nitrogen, nitrat og total fosfor i Svartelva i kalde (1986, 1987) og milde år (1989, 1990).

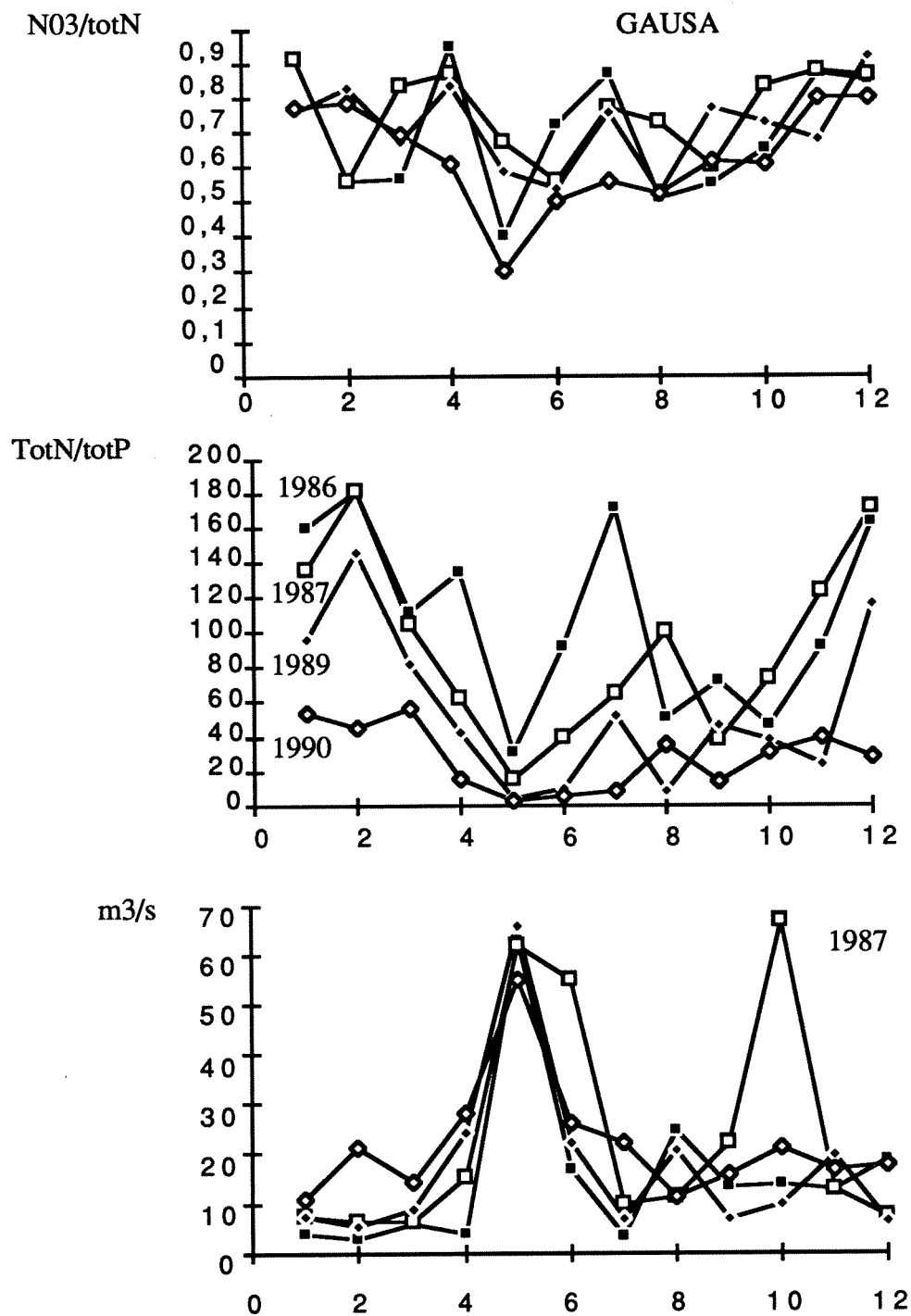


Fig. 6. Nitrat/totN, totN/totP og vannføring i Gausa i kalde (1986, 1987) og milde år (1989, 1990).

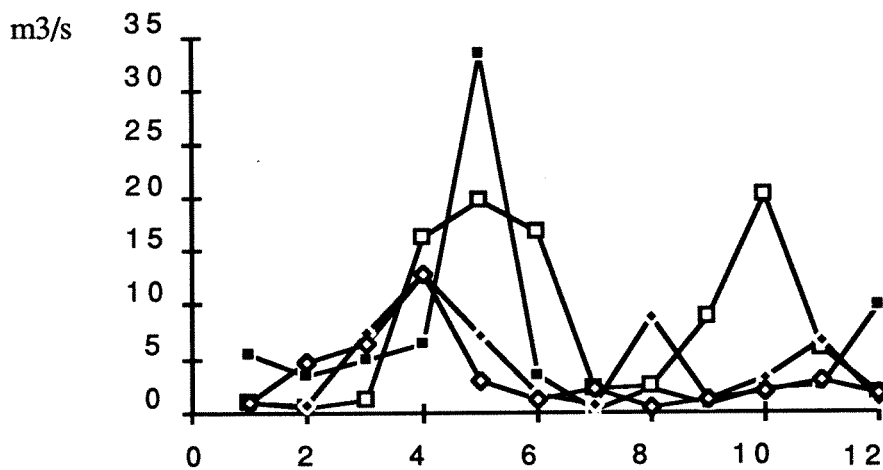
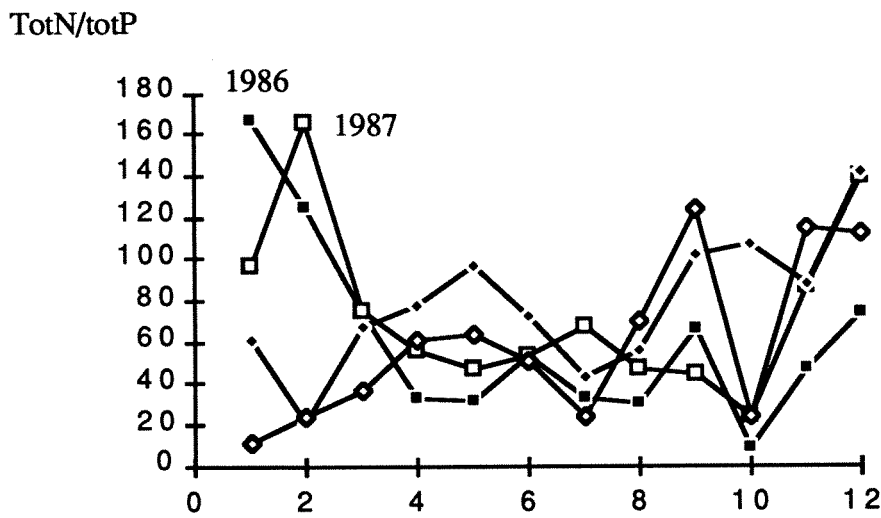
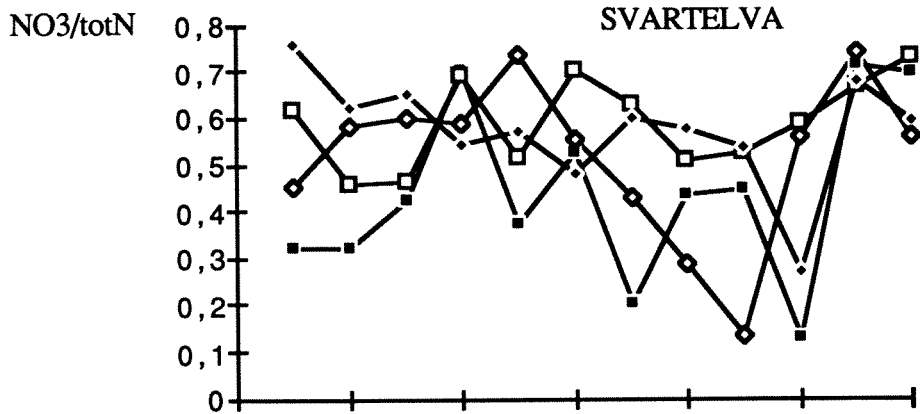


Fig. 7 Nitrat/totN, totN/totP og vannføring i Svartelva i kalde (1986, 1987) og milde år (1989, 1990).

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2353-3