



VANNKVALITET, BEGROING OG BUNNDYR I NEA 1993-1995

DEL II. FORHOLDENE ETTER REGULERING

Jo Vegar Arnekleiv

Ivar Hellesnes

Eli Anne Lindstrøm

Terje Bongard



VITENSKAPSMUSEET ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **faunakartlegging, overvåking og biologisk ressursevaluering**
- **biodiversitetsanalyser**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- **ferskvannsbiologi**
- **fiskeribiologi**
- **herpetologi (amfibier/krypdyr)**
- **ornitologi**
- **viltøkologi**

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU
Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7004 Trondheim

Tlf.nr.:
73 59 22 80 (generell zoologi)
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsekologi, fisk)
73 59 22 80 (ornitologi/viltøkologi)
73 59 21 08 (herpetologi)

Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10

VANNKVALITET, BEGROING OG BUNNDYR I NEA 1993-1995

DEL II. FORHOLDENE ETTER REGULERING

av

Jo Vegar Arnekleiv
Ivar Hellesnes
Eli Anne Lindstrøm
Terje Bongard

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (rapport nr. 109)
Trondheim, oktober 1997

ISBN 82-7126-540-7
ISSN 0802-0833

REFERAT

Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. 1997: Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 10: 1-46.*

Denne undersøkelsen ble utført for å følge vannkvaliteten og forurensningssituasjonen i Nea i forbindelse med elveregulering og bygging av Nedre Nea kraftverk, noe som har gitt redusert vannføring og dermed endrede resipientforhold på en 10 km lang elvstrekning. Første del av undersøkelsen ble gjennomført i 1988-89 og rapportert i 1991 (Arnekleiv et al. 1991). Denne rapporten omhandler resultatene av undersøkelser utført i 1993-95, etter utbygging, og oppsummerer resultatene av vannkvalitetsundersøkelsen før og etter utbygging av Nedre Nea kraftverk.

Basert på prøver av vannkjemi, vannbakteriologi, begroing og bunndyr, konkluderes det med at vannkvaliteten i Nea, på tross av en viss forurensning i nedre del, ikke er vesentlig dårligere etter kraftutbygging, og det er ingen alvorlig forurensning av Nea.

Nea fører nøytralt, relativt elektrolytt- og kalkfattig vann. Det ble målt høyere verdier for løste salter, lednings-evne og alkalitet på strekningen som har fått redusert vannføring i 1993-94 sammenlignet med i 1988-89. Forholdsvis høyt innhold av organisk stoff skyldes naturlig humus, men i nedre deler kan det også dels skyldes påvirkning av kloakk.

Vannet i Nea kan ikke brukes til drikkevann eller matlaging uten forutgående koking. I øvre del var det samme fordeling mellom «lite forurensa» og «moderat forurensa» vann med hensyn på bakterier i de to periodene. I nedre del av elva har det skjedd en forverring fra 1989 til 1993-94 og i 50/50 av tida er elva her «moderat forurensa» og «markert forurensa» med hensyn til vannbakterier. Økt bakteriell forurensning kan ikke tilskrives reguleringsinngrepene.

Begroingsobservasjonene i 1993-94 tilsier at det ikke har oppstått nevneverdige forurensningsproblemer som følge av reguleringsinngrepene. Begroingssamfunnet bestod i alt vesentlig av arter som trives i tilnærmet nøytralt, relativt elektrolytt- og næringsfattig vann. Trekk ved begroingssamfunnet viser at det bl.a utsettes for stadige vekslinger i vannføring.

Også mengden bunndyr i Nea viser næringsfattige forhold. I begge periodene bestod faunaen overveiende av dyregrupper som finnes i lite forurenset, næringsfattig, rennende vann. På strekningen som har fått redusert vannføring, ble det registrert en endring i artssammensetning som kan tilskrives reguleringsvirkninger. Nederst i Nea har det skjedd en reduksjon av artsantallet av døgnfluer og vårfluer. Endringer i artssammensetningen kan tyde på en økt organisk belastning eller endrete fysiske forhold i området.

Emneord: vannkvalitet - begroing - bunndyr - elveregulering

Jo Vegar Arnekleiv & Terje Bongard, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, N-7004 Trondheim

Ivar Hellesnes, Næringsmiddelkontrollen i Trondheim, Landbruksveien 5, N-7047 Trondheim

Eli Anne Lindstrøm, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 173, Kjelsås, N-0411 Oslo

ABSTRACT

Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. 1997. Water quality, attached macrophytes and bottomfauna in the river Nea in 1993-1995. Part 2: The situation after river regulation. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 10: 1-46.*

This investigation was undertaken to study the water quality and the water pollution in the river Nea in connection with river regulation and the building of the Nedre Nea power plant. The regulation has given a reduced discharge and consequently an altered situation in the recipient on a 10 km river stretch. Part one of the investigation was carried out in 1988-1989 and reported in 1991 (Arnekleiv et al. 1991). This report presents the results of the investigation in 1993-1995, after the regulation, and sums up the results of the investigations before and after the building of the Nedre Nea power plant.

Based on water chemistry, water bacteriology, attached algae and macrozoobenthos, we conclude that the water quality in the river Nea has not become significantly worse after the regulation, despite some pollution in the lower part. No severe water pollution in Nea could be found.

The water of the river Nea is nearly neutral and relatively poor in electrolytes and calcium. Higher amounts of nutrients, and higher conductivity and alkalinity were found on the river stretch which had a reduced discharge in 1993-1994, compared to that of 1988-1989. Comparatively high values of total organic carbon are due to natural humus, but in the lower part of the river high TOC also may be caused by public sewage.

The water is not recommended for drinking water or cooking water and should be boiled before use. In the upper part the water could be characterized as «little polluted» and «moderately polluted» (with respect to bacterial contamination) in equal time series in the two periods. In the lower part the situation has become worse from 1989 to 1993-94. In 50/50 of the time, the water here was «moderately polluted» and «markedly polluted» with respect to bacterial contamination in 1993-94. The increasing bacterial contamination is not due to the river regulation, however.

Observations of attached macrophytes in 1993-94 indicate that the river has no pollution problem that can be connected to the river regulation. Communities of attached algae consisted overall of species known to prefer approximately neutral, relatively electrolyte- and nutrient-poor water. The composition of attached algae indicates that the river is exposed to a rapid fluctuating water level.

Also the amount of macrozoobenthos in the river Nea indicates oligotrophic conditions. In both periods the bottom fauna was predominately constituted by species mostly connected to rapid flowing, not polluted, oligotrophic waters. On the river stretch receiving minimum water discharge, we found an altered species composition that could be explained by the changes caused by the regulation. In the downstream part of the river there has been a reduction in species richness of mayflies and caddisflies. Some alteration in species composition could be found which indicates an increased exposure to sewage or changes in the physical conditions of the area.

Key words: water quality - attached macrophytes - macrozoobenthos - river regulation

Jo Vegar Arnekleiv & Terje Bongard, The Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, N-7004 Trondheim, Norway

Ivar Hellesnes, Næringsmiddelkontrollen i Trondheim, Landbruksveien 5, N-7047 Trondheim, Norway

Eli Anne Lindstrøm, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 173, Kjelsås, N-0411 Oslo, Norway

INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD	7
1 INNLEDNING	8
2 BESKRIVELSE AV VASSDRAG, REGULERINGSSINNGREP OG RESIPIENTFORHOLD	8
2.1 Vassdragsbeskrivelse	8
2.2 Reguleringsinngrep og vannføringer	9
2.3 Resipientforhold	11
2.3.1 Drikkevannsforsyning	11
2.3.2 Avløp og beregna tilførsler	11
3 MÅLSETTING OG UNDERSØKELSESPROGRAM	12
3.1 Stasjonsnett	12
3.2 Parametervalg	13
4 VANNKJEMI	15
4.1 Metoder og vurderingssystem	15
4.2 Resultater og diskusjon	15
4.2.1 Generell vannkjemi	15
4.2.2 Turbiditet og organisk stoff	17
4.2.3 Næringssalter	18
5 VANNBAKTERIOLOGI	19
5.1 Metode og vurderingssystem	19
5.1.1 Metodikk	19
5.1.2 Vurderingssystem	19
5.1.3 Om parametrene	21
5.2 Resultater	22
5.2.1 Bakteriologiske forhold i perioden 1993-94	22
5.2.2 Sammenligning av perioden 1988-89 og 1993-94	23
6 BEGROING	24
6.1 Begroingsundersøkelser og forurensningsovervåking	24
6.2 Metode og materiale	24
6.3 Resultater	25
6.3.1 Artsmangfold	25
6.3.2 Artssammensetning	26
6.3.3 Mengdemessig forekomst	26
6.3.4 Kiselalgesamfunnet	30
6.4 Vurdering	31

7	BUNNDYR	32
7.1	Bruk av bunndyr i forurensningsovervåking	32
7.2	Metoder og materiale.....	32
7.3	Resultater og diskusjon	35
7.3.1	Faunasammensetning og bunndyrmenger	35
7.3.2	Artsmangfold og artssammensetning før og etter utbygging.....	37
7.3.3	Forurensningsindekser basert på bunndyr	40
8	SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	42
8.1	Tilførsler og vannkjemiske målinger.....	42
8.2	Vannbakteriologi	43
8.3	Begroing	43
8.4	Bunndyr	44
9	LITTERATUR.....	44

VEDLEGG 1-2

FORORD

Trondheim Elektrisitetsverk fikk ved kongelig resolusjon 3. mai 1985 tillatelse til erverv og regulering m.v. i forbindelse med bygging av Nedre Nea kraftverk i Selbu og Tydal kommuner. På bakgrunn av konsesjonsvilkårene påla Statens forurensningstilsyn (SFT) utbygger å bekoste en undersøkelse av resipientforholdene i det vassdragsavsnittet som ble berørt av utbyggingen. Det var forutsatt at undersøkelsen skulle være todelt der første del skulle gjennomføres før utbyggingen var gjennomført (1988-89), og andre del skulle utføres etter utbygging (1993-95).

Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Vitenskapsmuseet, NTNU, fikk etter anbud i oppdrag å utføre undersøkelsen etter at utarbeidet program var godkjent av SFT i brev av 18. februar 1988. Første del av undersøkelsen ble gjennomført i 1988-89 og rapportert i 1991 (Arnekleiv et al. 1991). Andre del av undersøkelsen utført i 1993-95, etter utbygging, rapporteres her, og denne rapporten oppsummerer også resultatene av vannkvalitetsundersøkelsen før og etter utbygging av Nedre Nea kraftverk.

Ansvarlig for utarbeidelse av opplegg, gjennomføring og rapportering har vært Jo Vegar Arnekleiv, LFI. Ivar Hellesnes, Trondheim næringsmiddelkontroll har utført de bakteriologiske analysene og skrevet kapitlet om vannbakteriologi. Vannkjemiske analyser er utført ved Trondheim næringsmiddelkontroll, mens kapitlet er skrevet av Jo Vegar Arnekleiv. Eli-Anne Lindstrøm, NIVA har utført begroingsundersøkelsene og skrevet dette kapitlet. Beregning av produserte og tilførte næringssalter er utført av Egil Roll, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, mens bunndyrundersøkelsen er utført ved LFI hvor Terje Bongard, Arne Bretten og Lars Størseth har foretatt sortering og artsbestemmelse mens Arnekleiv og Bongard har skrevet bunndyrkapitlet. Alle medarbeidere takkes for samarbeidet.

Undersøkelsen har vært finansiert av Trondheim Elektrisitetsverk som også har vært behjelpelig med vannprøvetaking og opplysninger, og takkes for godt samarbeid.

Trondheim, september 1997

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 INNLEDNING

Denne undersøkelsen er utført for å følge vannkvaliteten og forurensningssituasjonen i Nea i forbindelse med elveregulering og bygging av Nedre Nea kraftverk, noe som har gitt redusert vannføring og dermed endrede resipientforhold på en 10 km lang elvstrekning. Nea/Nidelvvassdraget må karakteriseres som gjennomregulert med totalt 14 kraftverk og hvor alle større sjøer er regulert. I forbindelse med disse reguleringene har det opp gjennom årene vært foretatt en rekke undersøkelser, også i selve Nea. De fleste av disse har vært konsentrert om fisk og dens næringsgrunnlag (Arnekleiv 1988, 1992, 1994, Bongard et al. 1994, Langeland 1981, Langeland & Haukebø 1979), men flere inneholder også opplysninger om vannkvalitet. Det har også tidligere vært utført egne vannkvalitetsundersøkelser i vassdraget (Reinertsen & Langeland 1978, Bongard & Koksvik 1989).

Ved de fleste undersøkelser og overvåking av vannforurensing her i landet, legges det i første rekke vekt på fysisk-kjemiske parametre og innhold av koliforme bakterier. Månedlige fysisk/kjemiske målinger gir en god oversikt over den totale vannkvaliteten, men vil i liten grad gi direkte informasjon om forurensningsvirkninger på de biologiske forholdene. Biologiske metoder er derfor i økende grad tatt i bruk i vannkvalitets- og forurensningsovervåking de seinere år. Dette omfatter ulike organismer som har vassdraget som levested (begrøingsalger, moser, makrofyter, zooplankton, bunndyr og fisk). I Nea har en ved siden av vannkjemiske og bakteriologiske målinger også benyttet begroing (jf. kap. 6) og bunndyr (jf. kap. 7) i vassdragsovervåkingen. Spesielt i rennende vann kan miljøfaktorene variere raskt og innvirke på bl.a. kjemiske forhold. Ofte kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden og enkelt-episoder ved fysisk/kjemiske målinger alene, fordi dette bare gir et øyeblikksbilde og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten. Begroings- og bunndyrsamfunnet vil derimot være avhengig av vassdraget som levested over tid, og mengder og sammensetning av begroing og bunndyr vil derfor avspeile påvirkningen av de fysisk/kjemiske forholdene over et lengre tidsrom. Faunaprøver har derfor også vist seg godt egnet til å spore kilder til kortvarige forurensinger som bl.a. har gitt fiskedød (Brittain & Saltveit 1984, 1986). Både varige endringer i vannkvalitetsforhold og lokale eller sporadiske utslipp vil kunne vises gjennom analyser av begroing og bunnfauna.

2 BESKRIVELSE AV VASSDRAG, REGULERINGSINNGREP OG RESIPIENTFORHOLD

2.1 Vassdragsbeskrivelse

Nea/Nidelvvassdraget har sitt utspring i Sylene, på svensk side av grensen, og går gjennom Tydal, Selbu, Klæbu og Trondheim kommuner. Elva munner ut i fjorden i Trondheim sentrum. Avstanden fra kilde til fjord er ca. 160 km og elva samler vann fra et nedbørfelt på 3100 km² (fig. 1).

Den undersøkte elvstrekning er Nea fra Langsmoen til utløp i Selbusjøen. Området dekkes av kartbladene 1621 II (Selbu) og 1721 III (Tydal) i serien M711. Nea har ved utløp i Selbusjøen

en middelvannføring gjennom året på ca. 90 m³/s. Elvestrekningen er preget av et jevnt, svakt fall hvor elva går i småstryk, glattstryk og stilleflytende partier i et bredt elveløp.

Berggrunnsgeologien i store deler av undersøkelsesområdet domineres av hornblende-biotitt-skifer tilhørende Gaulagruppen (Wolff 1976). I nederste del av Nea er berggrunnen grå og svart fyllit, mens øvre deler av Rotla og Nea ved Flora og Bjørgabassenget er dominert av migmatittgneis og grønnstein.

Middeltemperaturen for året i Selbu (197 m o.h.) er +4,5 °C (normalperioden 1931-60), mens årsnedbøren ligger i området 850-900 mm. Den månedlige nedbøren i et normalår er størst i perioden juni-oktober.

2.2 Reguleringsinngrep og vannføringer

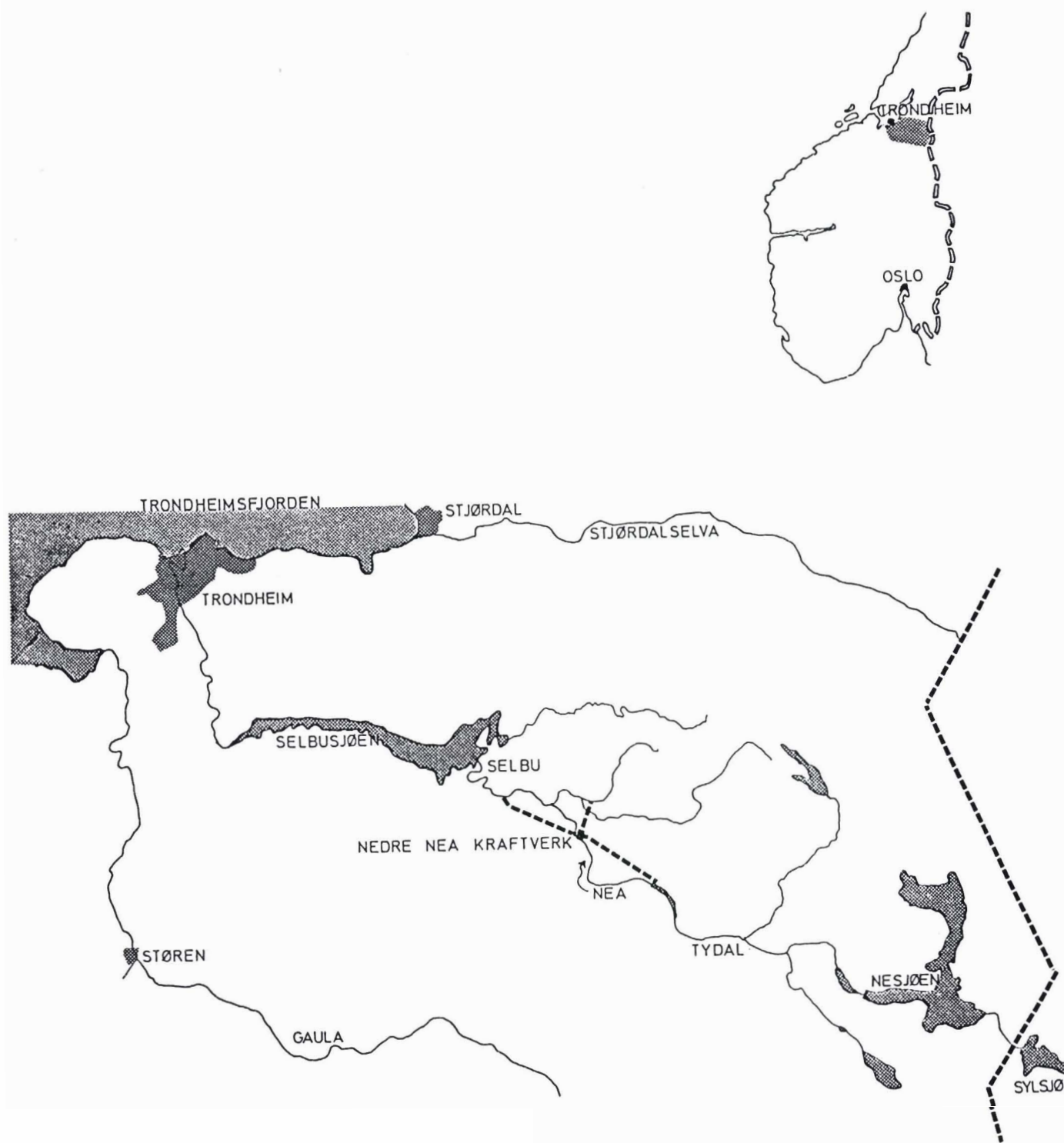
Fra tidligere har Trondheim Elektrisitetsverk bygget 12 kraftverk i vassdraget og Selbu Elektrisitetsverk to kraftverk. Alle større sjøer er regulert og hele vassdraget kan betegnes som gjennomregulert.

Den nye reguleringen, Nedre Nea kraftverk, er en forlenget parallellutbygging til bestående Heggsetfoss kraftverk. Kraftverket utnytter fallet i Nea mellom eksisterende Hegset dam (Bjørgabassenget) og Bogstadhølen, totalt 96 m (fig. 2). Heggsetfoss kraftverk som tidligere har utnyttet 71 m av dette fallet, benyttes etter ny regulering bare i flomperioder. Den totale energiproduksjonen i Nedre Nea og Heggsetfoss kraftverk er ca. 394 Gwh pr. år.

Inntaket og deler av tilløpstunnellen er felles for Nedre Nea og Heggsetfoss kraftverk. Fra inntaket går driftsvannet 9,5 km gjennom tunnellsystemet til kraftstasjonen som ligger ca. 30 m lavere enn elvenivå ved Øråsplassen. Sideelvene Rotla og Krossåa er overført til Nedre Nea kraftverk ved hjelp av to inntaksdammer og ca. 2,5 km overføringstunneller. Fra kraftstasjonen føres vannet ut gjennom en 8,8 km lang avløpstunnell til Nea ved Bogstadhølen. Avløpstunnellen som har et tverrsnitt på ca. 70 m² krysser dalen 100 m under Nea. Energien fra kraftstasjonen føres via jordkabel til Heggsetfoss kraftverk og videre på eksisterende linjnett.

Reguleringen har medført at Nea på den 10 km lange strekningen Heggsetfoss kraftverk - Bogstadhølen har fått sterkt redusert vannføring. Før regulering var vannføringa her i stor grad bestemt av driften av Heggsetfoss kraftverk. Med Nedre Nea kraftverk i drift, forutsettes det opprettholdt en minstevannføring i perioden 1.5-30.9. på 1,5 m³/s referert målepunkt ved Tuset bru, ca. 4 km nedstrøms Heggset dam. Samme krav til minstevannføring gjelder også på strekningen fra Heggset dam og ned til utløpet av Heggsetfoss kraftverk. I tillegg til pålagt minstevannføring kommer tilsiget fra lokalfeltet nedenfor Heggset dam til Bogstadhølen. Dette er anslagsvis ca. 250 km² med et beregnet middeltilsig på ca. 7,5 m³/s.

Elvene nedstrøms inntakene i Rotla og Krossåa er nærmest tørrlagt etter utbygging. Lokalfeltet på 15 km² mellom inntakene og Nea gir et lite tilsig til elva. Fra Bogstadhølen og ned til Selbusjøen er middelvannføringa uendret, men vannføringa preges av kjøringa i Nedre Nea kraftverk med utpreget døgn- og ukemanøvrering. Dette gir til dels store og raske skiftinger i vannstanden.



Figur 1. Oversikt over Nea - Nidelvassdraget.

2.3 Resipientforhold

2.3.1 Drikkevannsforsyning

Selve Nea blir i liten grad brukt som drikkevannskilde. Det er utbygd kommunal vannforsyning i Flora og Øverbygda foruten i Selbu (Mebonden), og nytt grunnvannsanlegg ble igangsatt på Storøra i 1995. Dette forsyner 2500 personekvivalenter. Det mangler imidlertid noe på at hele dalføret til Heggset dam er dekket opp. De fleste er i dag tilkoblet vannverk på de aktuelle strekninger, men det finnes fortsatt noen brønner. Løsavsetningene langs elva blir bare i begrenset grad benyttet for uttak av grunnvann/infiltrasjonsvann, og det meste av forsyningen skjer fra grunnvannsanlegg. På strekningen Heggsetfoss kraftverk-Bogstadhølen er det i dag ca. 935 personekvivalenter (p.e.) med vannforsyning hovedsakelig fra kommunalt vannverk, men også litt privat forsyning (brønner) (opplysninger ved Selbu kommune, teknisk etat 1997).

2.3.2 Avløp og beregna tilførsler

Befolkningen i Neas nedbørfelt er som i de fleste dalfører i Norge i stor grad konsentrert i dalbunnen langs hovedelva og for Neas del i mindre grad langs sidevassdrag. Vassdraget er derfor naturlig resipient for avløpsvann fra bebyggelse, jordbruk og industri.

Avløp fra eldre boligfelt og spredt bebyggelse er i hovedsak basert på felles eller enkeltvis separat kloakkering med utslipp i grunnen (synkegrøfter) og drenering til Nea eller sidebekker. Det er bygd kloakkrenseanlegg for nye boligfelter.

Avløpet fra renseanlegget ved Moslett går i bekk som ved Kyllø og Moslett munn ut oppstrøms Bogstadhølen (stasjon C2, jf. stasjonsnett). Disse anleggene er dimensjonert for totalt 200 p.e., men er i dag tilknyttet ca. 130 p.e. Dette utgjør bare 14 % av alle personekvivalenter på strekningen Heggsetfoss-Bogstadhølen. Øvrig avløp fra husholdninger på denne strekning er basert på enkeltkloakkering. Anslagsvis 50 % av kloakkanleggene i området er i god stand, ca. 20 % av anleggene fungerer dårlig, mens resterende 30 % av anleggene har en renseeffekt noe mellom disse kategorier (Selbu kommune, teknisk etat 1997).

For bebyggelsen i Selbu-Mebonden (ca. 1400 personekvivalenter) er det ingen renseanlegg og urensset kloakk slippes i Nea på to plasser; nedstrøms Selbu kirke og nedstrøms Teigen bru (Selbu kommune, teknisk etat 1997).

Av beregningene for tilførte næringssalter på strekningen Heggset dam - Bogstadhølen fremgår det at den menneske-produserte avrenningen har fått økt sin **relative** betydning m.h.t. produksjon og tilførsel av fosfor og nitrogen, etter reguleringen. Den relative økningen for tilførselen er på 15 % for fosfor og 8 % for nitrogen (se detaljer i forrige rapport, Arnekleiv et al. 1991).

3 MÅLSETTING OG UNDERSØKELSESPROGRAM

I forbindelse med bygging av Nedre Nea kraftverk skal forurensningssituasjonen i Nea, særlig på strekningen Heggsetfoss - Bogstadhølen undersøkes.

Undersøkelsen har som målsetting:

1. å gi en tilstandsbeskrivelse av vannkvalitet og biologiske forhold i det vassdragsavsnittet som blir berørt av utbyggingen ved undersøkelser før gjennomført utbygging (jf. Arnekleiv et al. 1991).
2. å gi en vurdering av eventuelle endringer i resipientforhold/vannkvalitet på grunnlag av tilsvarende undersøkelse etter at utbygging er gjennomført.

Punkt 2 skal gi grunnlag for forurensningsmyndighetene til å foreslå eventuelle avbøtende tiltak.

Det ble opprettet fire hovedstasjoner for vannprøvetaking og biologiske prøver (st. A, B, C, D, fig. 2). Tre tilleggsstasjoner ble underveis opprettet for bedre å kunne beskrive biologiske forhold (st. A2, C2, D2).

3.1 Stasjonsnett

St. A. Langsmoen. UTM: PR 138034. Stasjon ovafor utløp Heggsetfoss Kraftverk. Strykparti mellom to terskeldammer på strekningen som før utbygging hadde redusert vannføring. Stabilt substrat: stein 5-15 cm diameter og blokk.

St. B. Rollset. UTM: PR 102081. Stasjon ovafor samløp Rotla-Nea på strekningen som etter utbygging vil få redusert vannføring. Glattstryk/stilleflytende elv med stabilt substrat: stein 10-20 cm diameter og blokk.

St. C. Bogstadhølen. UTM: PR 091052. Stasjon etter samløp Rotla og ovafor utløp nye Nedre Nea kraftstasjon. Strykparti med elveforbygging og grusør utafør. Steinstørrelse: 5-10 cm diameter.

St. D. Teigen bru. UTM: PR 013121. Stasjon oppstrøms utløp av Nea i Selbusjøen. Elveforbygging og varierende steinbunn/mudderbunn.

Tilleggstasjoner (bunndyr, begroing):

St. A2. Øråsplassen. UTM: PR 122053. Tidligere regulert elvestrekning ovafor Heggsetfoss, men nedafor anleggsområde til Nedre Nea kraftverk. Strykparti med rullestein 5-15 cm diameter.

St. C2. Kvernbekken med utløp i Nea ved Bogstadhølen. UTM: PR 052088. Prøvetaking i strykparti i bekken med steinsubstrat, 5-20 cm diameter.

St. D2. Kullset bru. UTM: PR 033098. Stasjon nedafor utløp nye Nedre Nea kraftverk. Elveforbygging og rullestein, steindiameter 5-15 cm, glattstryk.

Undersøkelsen ble lagt opp med to års varighet i to perioder, før og etter utbygging. Vannkjemiske og vannbakteriologiske data ble innsamlet en gang pr. måned i sammenhengende 13 mndr. før regulering (april 1988 - mai 1989), og 15 mndr. etter regulering (april 1993 - juni 1994). Biologiske prøver (begroing, bunndyr) ble tatt to eller flere perioder i april-november i årene før (1988-90) og etter (1993-95) utbygging.

Forundersøkelsen ble foretatt i utbyggingsperioden til Nedre Nea kraftverk. Dette var uheldig i det anleggsvirksomheten i perioder klart påvirket vannkvaliteten, og vannføringsforholdene var annerledes enn de normalt ville vært med Heggsetfoss kraftverk i drift. Også etterundersøkelsen etter at Nedre Nea kraftverk kom i drift ble i enkelte perioder påvirket av gravearbeider i forbindelse med fullføring av terskelbyggingen (jf. kommentarer under resultatkapitlene).

3.2 Parametervalg

Valg av parametre har skjedd ut fra ønsket om en generell beskrivelse av vannkvaliteten og en oversikt over virkningen av forurensningstilførsler og eventuell eutrofiering før og etter kraftutbygging, spesielt sett i forhold til en redusert vannføring. Følgende parametre er analysert:

Kjemi

Hovedkomponenter:

- PH
- Konduktivitet
- Turbiditet
- Alkalitet
- Kalsium
- Magnesium
- Natrium
- Kalium
- Sulfat
- Klorid

Næringssalter:

- Totalfosfor
- Totalnitrogen
- Nitrat
- Organisk stoff

Tungmetaller:

- Kadmium
- Kobber
- Bly
- Sink
- Jern

Biologi

Vannbakteriologi:

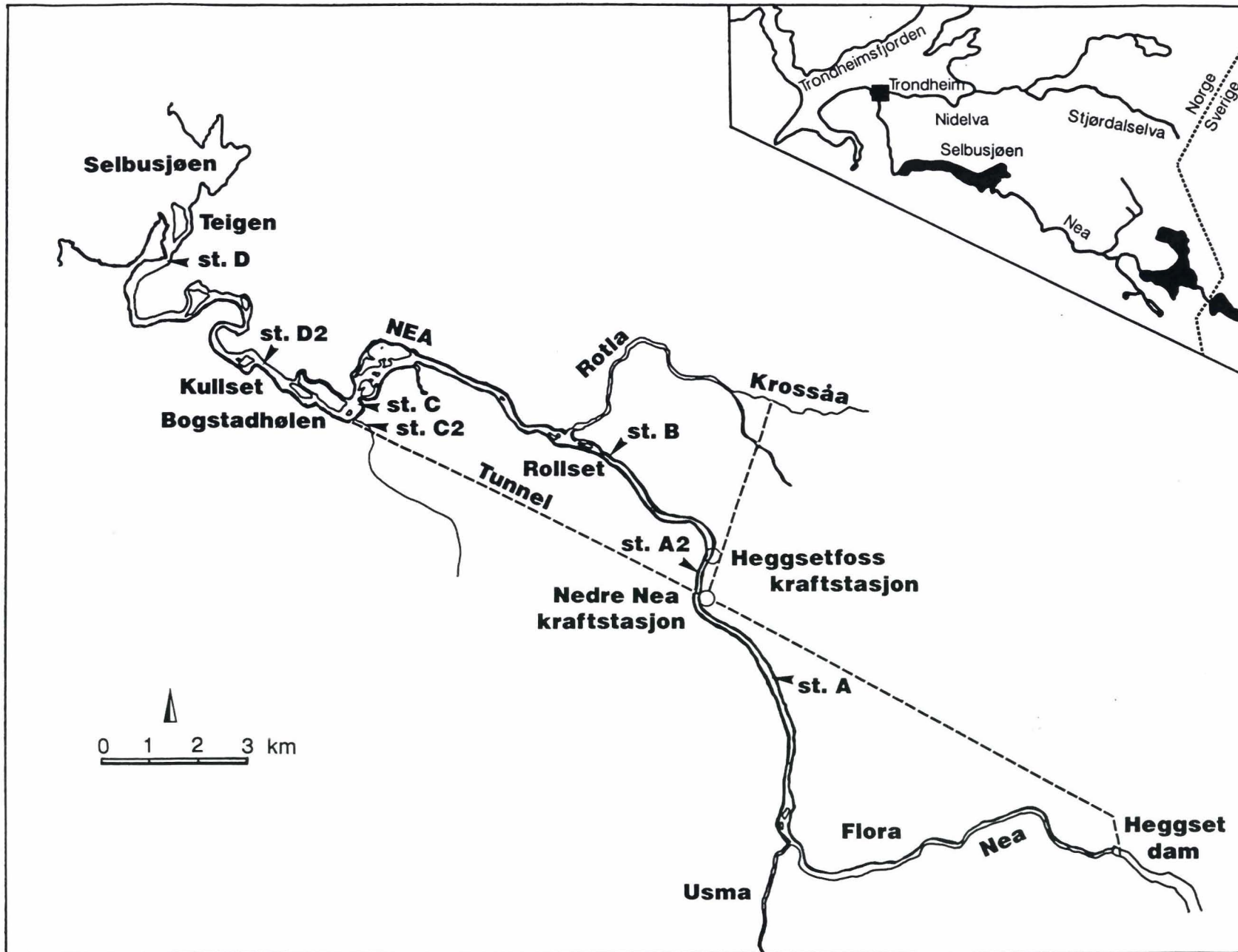
- Koliforme bakterier (KB)
- Termotolerante koliforme bakterier (TKB)
- Clostridium perfringens (CP)
- Fekale streptokokker (FS)

Begroing:

- Kvalitativ beskrivelse av begroings-samfunnet: artsmangfold
- mengdemessig forekomst
- begroingsalgens forurensningstoleranse

Bunndyr:

- Kvalitativ beskrivelse av bunndyrsamfunnet: Faunasammensetning - dyregrupper
- Artssammensetning
- Forurensningsindekser basert på bunndyr



Figur 2. Skisse av Nea på undersøkt strekning med angivelse av prøvetakingslokaliteter og reguleringsinngrep for Nedre Nea kraftverk.

4 VANNKJEMI

4.1 Metoder og vurderingssystem

Vannprøver for kjemisk analyse ble samlet inn månedlig i perioden april 1993 til og med juni 1994, i alt 15 ganger. Uttaket er foretatt av Trondheim Energiverk etter rutineinstruks fra næringsmiddelkontrollen i Trondheim. Prøvene ble levert samme dag til laboratoriet for analyse, og analysert fortløpende.

Analysene er foretatt ved Næringsmiddelkontrollen i Trondheim og er underlagt vanlig kvalitetssikring. Laboratoriet ble akkreditert 11.11.94 for de brukte parameterne. Analysene følger Norsk Standard som følger: pH - NS4720, konduktivitet - NS4721, turbiditet - NS4723, alkalitet - NS4754, kalsium - NS4776, klorid - NS4779, magnesium - NS4776, natrium - NS4775, kalium - NS4775, sulfat - NS4775 autoanalysator, totalt organisk karbon - NS8245, totalt fosfor - NS4743 autoanalysator, totalt nitrogen - NS4743, nitrat - NS4745.

I kapitlet er de fleste analysedata satt inn i Statens Forurensningstilsyns system for vurdering av vannkvalitet (SFT 1989). I dette systemet beskrives forurensningstyper eller forurensningsvirkninger (eks. eutrofiering, organisk stoff, forsuring), forurensningsgrad, vannkvalitetstilstand og egnethet til ulike bruksformer for vann.

Forurensningsgraden for en gitt forurensningsvirkning gis av størrelsen på avviket mellom registrert og naturlig verdi for en parameter. Vannkvalitetstilstanden bestemmes av de registrerte verdier uten hensyn til naturlige forekomster av de enkelte parametre. Eksempelvis vil, for forurensningsvirkningen organisk stoff, en måleverdi på 6 mg organisk karbon pr. liter sette vannet i dårligste klasse (4) når det gjelder vannkvalitetstilstand, uansett om organisk stoff er naturlig til stede (myrpåvirkning) eller er tilført (kloakk). Forurensningsgraden vil for det samme vannet kunne variere fra 1 (dersom myrvann) til 4 (dersom kloakk). Vannkvalitetstilstanden for de ulike forurensningsvirkningene bestemmer hva vannet kan anvendes til (egnet).

I denne sammenheng er **vannkvalitetstilstand** brukt for å beskrive Nedre Nea.

4.2 Resultater og diskusjon

4.2.1 Generell vannkjemi

Resultatene av de vannkjemiske analysene for 1993-1994 på de enkelte stasjonene er gitt i vedlegg 1. Tabell 1 viser resultatene av målingene for de mest sentrale parameterene for perioden før (1988-89) og etter (1993-94) driftsstart av Nedre Nea kraftverk.

Nea fører på den undersøkte strekningen nøytralt vann som er middels godt buffret. Surhetsgraden varierte lite på strekningen mellom Langsmoen og Teigen bru, og det var heller ikke store variasjoner mellom de to periodene. pH ligger omkring nøytral og plasserer Nea i den beste vannkvalitetsklassen (kl.1) med hensyn på denne parameteren.

Tabell 1. Resultater av vannkjemiske analyser fra fire stasjoner i Nea i periodene 1988-89 og 1993-94.

Parameter		Stasjon A				Stasjon B			
		Gj.sn.	Median	Min	Max	Gj.sn.	Median	Min	Max
pH	88-89	6,99	7,03	6,82	7,26	6,98	7,00	6,75	7,14
	93-94	7,08	7,17	6,58	7,39	7,21	7,21	6,49	7,93
Konduktivitet ms/m	88-89	3,2	3,2	1,4	4,8	2,5	2,0	1,4	3,2
	93-94	4,8	3,7	2,4	8,6	6,5	4,6	1,9	17,5
Alkalitet mmol/l	88-89	0,18	0,16	0,08	0,32	0,17	0,17	0,08	0,26
	93-94	0,27	0,20	0,09	0,63	0,34	0,24	0,08	1,10
Turbiditet f.t.u	88-89	0,62	0,39	0,22	2,90	0,62	0,47	0,30	2,40
	93-94	0,24	0,24	0,03	0,87	0,29	0,20	0,04	1,40
Kalsium mg Ca/l	88-89	3,4	3,5	1,4	4,7	3,0	3,0	1,4	4,0
	93-94	5,4	4,5	1,7	12,0	7,8	5,4	1,5	23,8
Tot. karbon mg C/l	88-89	4,00	4,0	2,0	5,6	2,50	2,5	1,9	3,6
	93-94	3,55	3,4	1,0	7,3	3,61	3,6	1,0	7,4
Tot. fosfor µg P/l	88-89	5,2	4,5	2,1	12,5	6,8	6,2	3,0	13,7
	93-94	4,3	4,4	2,0	7,6	4,4	4,5	2,0	6,7
Tot. nitrogen µg N/l	88-89	306	244	140	640	156	146	107	242
	93-94	248	220	116	531	486	240	143	1370
Nitrat µg NO ₃ -N/l	88-89	151	90	2	383	48	47	3	82
	93-94	126	71	26	395	351	149	23	1170

tabell 1, forts.

Parameter		Stasjon C				Stasjon D			
		Gj.sn.	Median	Min	Max	Gj.sn.	Median	Min	Max
pH	88-89	6,99	7,02	6,67	7,13	6,99	7,02	6,63	7,17
	93-94	7,03	7,02	6,54	7,39	6,96	7,00	6,24	7,26
Konduktivitet ms/m	88-89	2,5	2,5	1,0	3,8	2,7	2,8	1,1	4,1
	93-94	6,8	5,4	2,0	13,4	2,6	2,7	1,8	3,5
Alkalitet mmol/l	88-89	0,17	0,16	0,08	0,30	0,18	0,17	0,07	0,32
	93-94	0,40	0,28	0,09	0,84	0,15	0,15	0,09	0,21
Turbiditet f.t.u	88-89	0,63	0,52	0,32	1,90	0,65	0,51	0,30	1,80
	93-94	0,24	0,24	0,05	0,65	0,31	0,25	0,09	1,25
Kalsium mg Ca/l	88-89	3,3	3,6	1,7	4,5	3,3	3,2	1,4	4,9
	93-94	8,0	5,6	1,6	18,0	2,8	2,9	1,4	4,2
Tot. karbon mg C/l	88-89	2,5	2,3	1,7	3,4	2,6	2,6	1,9	4,5
	93-94	3,0	2,3	1,4	6,4	2,9	2,6	1,6	4,7
Tot. fosfor µg P/l	88-89	6,1	5,0	2,7	17,5	6,4	6,4	3,0	11,6
	93-94	3,7	3,5	1,7	6,9	5,7	4,8	2,2	10,9
Tot. nitrogen µg N/l	88-89	186	164	116	282	210	205	147	325
	93-94	466	312	155	990	159	152	114	231
Nitrat µg NO ₃ -N/l	88-89	76	77	3	161	92	89	2	206
	93-94	356	171	30	940	39	37	25	65

Alkaliteten er et mål på vannets bufferkapasitet. Alkalitetsverdiene var jevnt over lave til middels med gjennomsnittsverdier mellom 0,15 og 0,40 mmol/l. Verdiene varierte både gjennom året og mellom stasjonene. I alle år var alkaliteten lavest om sommeren og høyest om vinteren. På strekningen som har fått redusert vannføring etter utbygging (st. A, B, C) var alkalitetsverdiene høyere i perioden etter (0,27-0,40 mmol/l) enn før (0,17-0,18 mmol/l) regulering. For begge periodene gir de målte verdier den beste vannkvalitetsklassen for denne parameteren.

Både verdiene for hovedkomponentene (Ca, Mg, K, Na, Cl, SO₄) og ledningsevnen (konduktiviteten) følger alkalitetsverdiene. Gjennomsnittsverdiene for ledningsevnen varierte mellom 2,6 og 6,8 mS/m for de ulike stasjonene i 1993/94, mens kalsiuminnholdet varierte tilsvarende mellom 2,8 og 8,0 mg Ca/l. Disse store variasjonene skyldes hovedsaklig høyere verdier på strekningen som har fått redusert vannføring (st. A, B, C) i perioden 1993/94 sammenlignet med perioden 1988/89, mens verdiene på st. D, ved Teigen bru, ikke har endret seg mye fra forrige måleperiode (tabell 1). Det økte innholdet av løste salter skyldes sannsynligvis i hovedsak redusert vannføring slik at vannet relativt sett har fått tilført mer salter fra berggrunnen. Nedenfor kraftverksutløpet ved Bogstadhølen virker den økte vannføringa fortynnende, og verdiene for alkalitet, ledningsevne og hovedkomponentene var igjen lavere, og ikke vesentlig endret ved Teigen bru (st. D) i forhold til forrige måleperiode. Totalt sett fører Nea elektrolyttfattige og kalkfattige vannmasser.

Det ble i oppstart av prøveprogrammet (april-august 1988) foretatt målinger av tungmetallinnhold i vannet. Innholdet av kadmium, kobber, jern, bly og zink var enten under deteksjonsgrensen for analysene eller så lavt at det ikke representerte noen forurensningsrisiko i Nea, og måleprogrammet ble derfor, etter avtale med SFT, avsluttet (jf. Arnekleiv et al. 1991).

4.2.2 Turbiditet og organisk stoff

Turbiditeten er et mål på vannets innhold av partikler. Den kan grovt sett karakteriseres som den nedsatte siktbarheten forårsaket av disse partiklene som kan være både av organisk opprinnelse (eks. humus) eller mineralsk opprinnelse (eks. leire). Høyest målte turbiditetsverdi er bestemmende for hvilken tilstandsklasse de ulike elveavsnittene gis.

I Nea lå maksimumsverdiene i 1988/89 i området 1,8-2,9 FTU, noe som plasserte elva i vannkvalitetsklasse 3. I 1993/94 var turbiditeten jevnt over mye lavere med maksimumsverdier i området 0,6-1,4 FTU, noe som gir vannkvalitetsklasse 2 og 3. Maksimumsverdiene viste i 1988/89 en avtagende tendens nedover vassdraget, mens denne tendensen ikke kunne sees i 1993/94. Da ble de høyeste verdiene målt ved Rollset (st. B) og de nest høyeste ved Teigen bru (st. D). Middelveidene for turbiditet har hele tiden ligget mye lavere og var i 1993/94 på 0,2-0,3 FTU (tabell 1).

Kilden til de periodevis noe høye verdiene for turbiditet er sannsynligvis sammensatt, men enkelte høye målinger i 1988/89 kan skyldes anleggsarbeid i forbindelse med bygging av kraftverket da det ved flere anledninger ble registrert blakket vann som følge av tunnellarbeidene. I 1993/94 kan enkeltmålinger også ha blitt påvirket av gravearbeider i elva i forbindelse med slutføring av terskelbyggingen. Totalt sett viser målingene at turbiditeten er blitt redusert etter utbygging.

Organisk stoff tilføres elva ved avrenning fra myr- og skogområder (humus), og tilførsel av kloakk. Innhold av organisk stoff målt som totalt organisk karbon (mg C/l) viser ingen klar samvariasjon med med innhold av partikler (turbiditet), hverken i 1988/89 eller 1993/94. Organisk stoff er altså ikke nødvendigvis assosiert til partikler, men tilføres like gjerne i løst form ut i elva.

Maksimumsverdiene bestemmer vannkvalitetsklassen for denne parameteren. I 1988/89 viste målingene på st. A (øverst) maksimumsverdi 5,6 mg C/l, vannkvalitetsklasse 3 (nest dårligste klasse). For de øvrige stasjonene nedstrøms utløpet av Heggsetfoss var maksimumsverdiene noe lavere, 3,4-4,5 mg C/l, vannkvalitetsklasse 2-3. Etter utbygging ble det målt høyere maksimumsverdier på den regulerte strekningen ned til Bogstadhølen (6,4-7,4 mg C/l, vannkvalitetsklasse 3-4), mens maksimumsverdien nederst i elva, ved Teigen bru, st. D, lå lavere, og på samme nivå i de to periodene (4,5-4,7 mg C/l, vannkvalitetsklasse 3). Gjennomsnittsverdiene viste høyere verdier for Langsmoen (st. A) enn de øvrige stasjonene i 1988/89, mens gjennomsnittsverdiene varierte mindre mellom stasjonene i 1993/94 (2,9-3,6 mg C/l, tabell 1).

Med en høy myrprosent i nedslagsfeltet til Nea, er det sannsynlig at hoveddelene av organisk stoff skyldes naturlig humus, og særlig i øvre del av vassdragsavsnittet (st.A-B) med lite jordbruk og bebyggelse (jf. kap. 5, vannbakteriologi). Fargetall er ikke målt, men brunfarget vann tilsier at noe høye verdier for organisk stoff i hovedsak skyldes humus. Punktutslipp av organiske stoffer synes å være av liten betydning sett i forhold til vannføring og resipientkapasitet.

4.2.3 Næringsalter

I ferskvann er tilgangen på fosfor vanligvis begrensende for biologiske produksjonsvilkår, men både fosfor og nitrogen kan være avgjørende for en eutrofiutvikling. Ved bestemmelse av vannkvalitetstilstand med hensyn på forurensningsvirkningen eutrofiering, brukes medianverdiene i prøveseriene av totalt fosfor og totalt nitrogen.

Medianverdiene for totalt fosfor plasserte samtlige lokaliteter i vannkvalitetsklasse 2 i 1988/89. Medianverdiene lå i området 4,5 til 6,4 $\mu\text{gP/l}$ og viste ingen tydelig økning nedover vassdraget. Verdiene i 1993/94 lå litt lavere i området 3,5 til 4,8 $\mu\text{gP/l}$ med forholdsvis små variasjoner mellom stasjonene (vannkvalitetsklasse 1-2). De laveste verdiene ble stort sett målt vinterstid.

Innholdet av totalt løst nitrogen varierte noe mer enn for fosfor. I 1988/89 var medianverdien for totalt nitrogen høyest ved st. A, 244 $\mu\text{gN/l}$, vannkvalitetsklasse 2. De tre nederste stasjonene hadde medianverdier i området 146-205 $\mu\text{gN/l}$, stort sett vannkvalitetstilstand av 1. klasse. Prøvene fra 1993/94 viser noe lavere nitrogenverdier ved st.A, økte verdier ved st. B og C, og noe lavere nitrogeninnhold ved st. D enn målingene før utbygging (tabell 1). De forhøyede verdiene på strekningen som har fått redusert vannføring (240-312 $\mu\text{gN/l}$ på st. B og C) representerer imidlertid ingen forurensningsfare. For nitrat har vi samme forløp som for nitrogen, og med verdier mellom 37 og 171 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$.

De målte verdiene for fosfor og nitrogen i Nea tilsier at elva fører forholdsvis næringsfattige vannmasser, og eutrofiering synes ikke å være noe problem, heller ikke på minstevannsføringsstrekningen etter bygging av Nedre Nea kraftverk.

5 VANNBAKTERIOLOGI

5.1 Metode og vurderingssystem

5.1.1 Metodikk

Vannprøver for bakteriologisk analyse ble samlet inn månedlig i perioden april 1993 til og med juni 1994, i alt 15 ganger. Uttaket er foretatt av Trondheim Energiverk etter rutineinstruks fra næringsmiddelkontrollen i Trondheim. Prøvene ble levert samme dag til laboratoriet for analyse og analysert innen 24 timer fra uttak.

Analysene er foretatt ved laboratoriet ved Næringsmiddelkontrollen i Trondheim og er underlagt vanlig kvalitetssikring. Laboratoriet ble akkreditert 11.11.94 for de brukte parameterne. Analysene er foretatt som membranfiltreringer etter Norsk Standard (NS 4788, 1990: "Koliforme bakterier etc"; NS 4792, 1990: "Termotolerante koliforme bakterier etc"; NS 4793, 1990: "Fekale streptokokker etc.") og Nordisk metodikk-komite for næringsmidler (NMKN nr. 95, 1985: "Clostridium perfringens. Bestemmelse i næringsmidler", jf. Norsk Standard 4790 del 4, 1989: "Vannundersøkelse. Teknikker for kvantitativ bestemmelse av mikroorganismer fra vann, sedimenter og kloakkslam. Membranfilterteknikk.").

5.1.2 Vurderingssystem

Vurdering av resultatene er foretatt ifølge Statens forurensingstilsyns "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann", (Kortversjon) 1993, med bestemmelse av forurensingsgraden "Virkninger av tarmbakterier". Forventet naturtilstand for termotolerante koliforme bakterier (TKB) i ferskvann er i utgangspunktet lik null, og inndeling i forurensingsgrader er med dette som utgangspunkt satt identisk med tilsvarende tilstandsklasse.

Termotolerante koliforme bakterier (TKB) er under våre breddegrader i praksis identisk med tarmbakterien *Escherichia coli*. De finnes i avføringen fra mennesker og varmblodige dyr og fugler og de vil under våre forhold ikke kunne formere seg i vannforekomstene i naturen.

Siden overflatevann vil kunne bli tilført avføring fra dyr og fugler, vil det også alltid være en mulighet for å påvise et visst antall tarmbakterier i vassdrag som er upåvirkta av menneskers aktivitet. Man antar at det vanligvis vil være < 5 TKB/100ml under slike forhold. (Unntatt fra dette vil det være når en tørkeperiode avløses av kraftig regnskyll. Da vil nedbørsfeltet "vaskes" rein for avføring og dermed tarmbakterier og man kan registrere betydelig høyere verdier for tarmbakterier i vassdragene.)

SFT opererer med følgende "Bestemmelse av forurensingsgrad - virkninger av tarmbakterier":

Tabell 2. Bestemmelse av forurensingsgrad - virkninger av tarmbakterier					
Parameter	Forurensingsgrad				
	1 Lite forurensa	2 Moderat forurensa	3 Markert forurensa	4 Sterkt forurensa	5 Meget sterkt forurensa
Antall TKB/100ml	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

Merk at vurderingssystemet er blitt endra siden forrige rapport om Neavassdraget i 1991. Klasse 3 er blitt noe snevrere ved at øvre grense er angitt til 200 TKB/100ml mens det før var 500 TKB/100ml. Det er i tillegg innflørt en ny klasse 5 som ikke fantes i forrige versjon. Endringene får imidlertid ingen innflytelse for denne rapporten siden resultatene er lavere enn 200 TKB/100ml.

Vann av drikkevannskvalitet skal ikke inneholde tarmbakterier. Kravet til slik bruk er altså strengere enn forurensingsgrad 1. Begrunnelsen for dette er at dersom tarmbakterier finnes i vannet, vil det også kunne inneholde smitte som Salmonella-bakterier, hepatitt-virus, Campylobacter-bakterier, Norwalkvirus etc.

Vannets innhold av bakterier varierer i løpet av året. Forurensingsgraden bestemmes på bakgrunn av minst månedlige prøver i en ettårs-periode. 90-persentilen av resultatene anvendes for bestemmelse av forurensingsgraden.

Vår undersøkelse av Neavassdraget omfatter i tillegg til TKB også tre andre parametere for innhold av avføring (eller som er relatert til avføring), nemlig koliforme bakterier (KB), fekale streptokokker (FS) og *Clostridium perfringens* (CP). Ut fra erfaring og tidligere vurderinger benytter vi verdiene for FS og CP som likeverdige med TKB i klassifiseringssammenheng. KB finnes i betydelig større mengder i avføring fra både mennesker, dyr og fugler enn TKB, og det er rimelig å sette vurderingsinndelinga for denne parameteren til 10x klasseinndelinga for TKB, jf. tabell 3. I alle tilfeller bruker vi graderingssystemet slik at den analysen som gir dårligste gradering for en prøve, er den som gjelder.

Tabell 3. Bestemmelse av forurensingsgrad - virkninger av tarmbakterier ved bruk av fire ulike indikatorbakterier, koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier, fekale streptokokker og <i>Clostridium perfringens</i>.					
Forurensingsgrad	Tekst	Tarmbakterier pr. 100 ml			
		KB	TKB	FS	CP
1	Lite forurensa	<50	<5	<5	<5
2	Moderat forurensa	50-500	5-50	5-50	5-50
3	Markert forurensa	500-2000	50-200	50-200	50-200
4	Sterkt forurensa	2000-10000	200-1000	200-1000	200-1000
5	Meget sterkt forurensa	>10000	>1000	>1000	>1000

Ved sammenligning mellom prøveserier, vil det geometriske gjennomsnitt (som er gjennomsnitt av bakterietallenes logaritmer) gi det beste målet for en eventuell utvikling.

Geometrisk gjennomsnitt tar hensyn til alle enkeltresultat og størrelsen av dem, i motsetning til "forurensingsgraden" som bare fanger opp om visse grenser er passert eller ikke.

Ved sammenligningen i denne rapporten er derfor geometrisk gjennomsnitt tillagt størst vekt.

5.1.3 Om parameterene

Termotolerante koliforme bakterier (TKB) indikerer fersk forurensing med avføring (fekal forurensing), og "fersk" kan som oftest forstås som innenfor et tidsrom på noen dager. Dersom forurensinga er stor (mange tilførte bakterier) vil man imidlertid registrere at antallet gradvis reduseres, slik at den samme prosentandelen "dør" pr tidsenhet. Dette betyr at dersom det tar tre dager å redusere fra 100% til 10% (90% reduksjon), vil det også ta tre dager å redusere fra 10% til 1% og nye tre dager fra 1% til 1‰. Dette kalles desimering, og det er vist å være tilfelle dersom miljøet hele tida er det samme.

Fekale streptokokker (FS) indikerer det samme som TKB, nemlig fersk fekal forurensing, men mengden FS i avføring fra mennesker er vanligvis 1/10 av mengden TKB, mens forholdet hos varmblodige dyr og fugler oftest er motsatt. Høyere verdier av FS enn TKB kan derfor oftest tolkes som tilførsel av avføring fra den ville faunaen eller husdyr.

Clostridium perfringens (CP) som påvises i naturen stammer opprinnelig fra mennesker, dyr eller fugler, men i avføring finnes denne bakterien i et antall på mellom 1 og 10% av TKB-mengden. CP er imidlertid en sporebærer, den danner meget motstandsdyktige bakterie-"frø" som kan overleve gjennom flere år i naturen. Påvising av CP i store mengder i forhold til TKB og FS antyder derfor en "gammel" forurensingskilde, f.eks. lagra naturgjødning, septiktank e.l.

Koliforme bakterier (KB) omfatter både TKB og andre beslektede bakterier som viser større overlevingssevne i naturen enn TKB. Forholdet mellom KB og TKB kan antyde noe om alderen på forurensingskilden. I vannforekomster er oftest KB et mål på i hvor sterk grad nedslagsfeltet er forurensa med avføring og i hvilken grad dette blir skylt direkte ut i vannet ved nedbør o.l.

Dierkte utslipp med fersk husholdningskloakk vil bestandig gi TKB-verdier som gjør at denne parameteren angir graderinga. Utslipp av naturgjødning eller septik vil gi overvekt av henholdsvis FS eller CP.

De fire indikatorbakteriene som er brukt i denne undersøkelsen gir normalt ikke sykdom hverken på folk eller dyr. De angir mengde av avføring som er til stede, og avhengig av forekomsten av sjukdomsbakterier i tarmen hos mennesker og dyr i nedslagsfeltet, vil avføringen inneholde de samme sjukdomsbakteriene. Den viktigste bakterien under våre forhold er *Campylobacter*-bakterier. Den gir tarminfeksjon på både mennesker, husdyr og ville dyr og fugler. Samtidig er især fjørfe og fugler ofte bærere av bakterien uten å være sjuke (friske smittebærere).

I en undersøkelse foretatt på vann i en bekk ved Oslo ble det vist at jo mer indikatorbakterier det var i bekkevannet, dess større var sjansen for at også *Campylobactersp.* var til stede.

5.2 Resultater

5.2.1 Bakteriologiske forhold i perioden 1993-94

Resultatene av de vannbakteriologiske analysene er gjengitt i vedlegg 2. I tabell 4 er det ført opp geometriske gjennomsnitt samt maksimums- og minimumsverdier for alle prøvestedene og alle parametere i de to periodene (resultater fra 1988-89 er henta fra den forrige undersøkelsen, se Arnekleiv et al. 1991).

Tabell 4. Forekomst av indikatorbakterier i Nea i periodene 1988-89 og 1993-94. Geometriske gjennomsnittstall									
Parameter	Periode	Indikatorbakterier/100 ml							
		Geometrisk gjennomsnitt (max./min.)							
		A	B	C	D				
		Langsmoen	Rollset bru	Bogstadhølen	Teigen bru				
KB	88-89	31 (310-0)	16 (200-0)	17 (310-0)	104 (1400-2)				
	93-94	6 (180-0)	6 (150-0)	40 (250-6)	170 (280-46)				
TKB	88-89	3 (30-0)	2 (36-0)	3 (74-0)	10 (156-0)				
	93-94	3 (43-0)	3 (120-0)	6 (45-0)	37 (82-5)				
FS	88-89	2 (12-0)	1 (10-0)	1 (4-0)	2 (10-0)				
	93-94	3 (35-0)	2 (26-0)	2 (17-0)	12 (46-0)				
CP	88-89	2 (4-0)	2 (5-0)	2 (4-0)	2 (8-0)				
	93-94	1 (4-0)	1 (6-0)	1 (6-0)	4 (12-0)				

Parametere:
 KB = koliforme bakterier
 TKB = termotolerante koliforme bakterier
 FS = fekale streptokokker
 CP = Clostridium perfringens

Vannet i Nea på de fire prøvepunktene kan ikke brukes til drikkevann eller matlaging uten forutgående koking eller annen form for desinfeksjon. Dette til tross for at det ved de øvre punktene A og B er perioder da elva ikke fører bakterielt forurensa vann.

Følgende vurderinger tar utgangspunkt i analyseresultatene fra 1993/94 (jf. vedlegg 2, tabell 4). Vannet i Nea ved punkt A, Langsmoen, får forurensingsgrad 2 men er "lite forurensa" (forurensingsgrad 1) halve tida, mens det resten av tida altså er "moderat forurensa" (f.g. 2). Ved punkt B, Rollset bru, får vannet også gradering 2 og er "lite forurensa" halve tida, men her er det en episode med forurensingsgrad 3 ("markert forurensa"). Punkt C, Bogstadhølen, er 3/4 av tida "moderat forurensa" mens det for øvrig er "moderat forurensa" (f.g. 2). Den overordna graderinga er 2.

Vannet som passerer Teigen bru (punkt D) kommer aldri i forurensingsgrad 1 og har overordna gradering 3 som det holder halve tida ("markert forurensa"). Resten av tida er det "moderat forurensa", forurensingsgrad 2.

Kildene til den bakterielle forurensinga er antakelig sammensatt. Det er en bakgrunnsforurensing som skyldes overflateavrenning med avføring fra ville dyr og fugler og husdyr på beite. I tillegg er det antakelig periodevis tilførsel av utslipp fra boligkloakk og ved Teigen (st. D) er dette ganske konstant.

Mulig tilførsel av avføring fra dyr/fugler er påvist i perioden september - november 1993 ved Langsmoen og Rollset, og de samme stedene er det antakelig i april - mai 1994 tilførsel av lagra avføring (naturgjødse?). Sammensetninga av indikatorbakteriefloraen ved Teigen antyder konstant tilførsel av husholdningskloakk, og dette vil kamuflere evt. annen tilførsel.

5.2.2 Sammenligning av perioden 1988-89 og 1993-94

Ved fastsetting av overordna forurensingsgradering får man samme verdi for alle fire prøvepunkter for de to periodene.

De to øverste punktene, Langsmoen og Rollset bru, har samme fordeling mellom "lite forurensa" og "moderat forurensa" i de to periodene, mens ved de to nederste, Bogstadhølen og Teigen bru, har det skjedd en forverring fra 1989 til 1993-94. Bogstadhølen fører nå i 3/4 av tida "markert forurensa" vann, og ellers "moderat forurensa", mens det i 1988-89 var 50/50-fordeling mellom de to graderingene. Ved Teigen bru var det i 1988-89 "lite forurensa" vann i 20 % av tida, mens det i 1993-94 aldri ble registrert så lite forurensing. Nå er det 50/50-fordeling mellom perioder med "moderat forurensing" og "markert forurensing".

De geometriske gjennomsnitt for Langsmoen (punkt A) er for KB i perioden 1988-89 31 KB/100ml, mens det i perioden 1993-94 var 6 KB/100ml (tabell 4). Det er antakelig en noe redusert tilførsel til elvevannet fra overflateavrenning. For de andre parameterne er situasjonen uendra.

Ved Rollset bru (punkt B) er situasjonen den samme som for punkt A, men med noe mindre utslag for KB (1988-89: 14 KB/100ml, 1993-94: 6 KB/100ml).

Vannet ved Bogstadhølen (punkt C) har hatt en motsatt utvikling (tabell 4). Her er det i siste periode registrert en dobling av den bakterielle forurensinga i forhold til første periode både med hensyn til KB (1988-89: 17/100ml, 1993-94: 40/100ml), TKB (1988-89: 3/100ml, 1993-94: 6/100ml) og FS (1988-89: 1,2/100ml, 1993-94: 2,1/100ml). CP er påvist i mindre mengder i andre periode enn i første (1988-89: 1,7/100ml, 1993-94: 1,4/100ml).

6 BEGROING

6.1 Begroingsundersøkelser og forurensningsovervåking

Begroing er en fellesbetegnelse for organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag - eller med naturlig tilholdssted nær elvebunnen, f.eks. blant andre begroingsorganismer.

Funksjonelt er det tre typer begroing:

- Primærprodusenter: Alger
 Moser
 (Høyere planter regnes ikke med)
- Nedbrytere: Bakterier
 Sopp
- Konsumenter: Enkle fastsittende dyr,
 f.eks. ciliater, fargeløse flagellater, svamp.

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer **primærprodusentene**. Mineralske salter er viktigste næringskilde for primærprodusentene som øker i mengde ved økt tilførsel av næringsalter. Ved økt tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff (løst og partikulært) øker mengden av **nedbrytere** og **konsumenter**. I norske elver utgjør vanligvis **primærprodusentene** det meste av begroingssamfunnet. Bare unntaksvis, i betydelig forurensede elver, dominerer nedbrytere og konsumenter. Ved ulike typer miljøpåvirkning (forsuring, miljøgifter o.l.) endres oftest både artsammensetning, mangfold og mengdemessig forekomst.

På grunn av raske vekslinger i miljøforholdene kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden i rennende vann. Fysisk/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten. Begroingssamfunnet derimot vil, ved å være bundet til et voksested, avspeile miljøfaktorene på voksestedet og integrere denne påvirkningen over tid. Begroingsundersøkelser er derfor blitt et nyttig og ut-sagnskraftig verktøy i overvåkingen av våre vassdrag.

Begroingsundersøkelsen i Nea i 1993-94 er en videreføring av en tilsvarende undersøkelse i 1988-89 (Arnekleiv et al. 1991). Målsettingen er å gi en generell beskrivelse av vannkvaliteten, samt å beskrive vannkvaliteten i forhold til reguleringsinngrep i vassdraget de senere år. Eventuelle andre virkninger av reguleringsinngrepene vurderes også.

6.2 Metode og materiale

Metoden som benyttes ved begroingsobservasjoner av denne type er standardisert. Den gir i hovedsak en kvalitativ beskrivelse av begroingssamfunnet. Se forrige rapport om Nea for metodebeskrivelse (Arnekleiv et al. 1991).

Stasjonsplasseringen var den samme i 1993-94 som i 1988-89 (figur 2). I 1993-94 ble prøvene på st. B (Rollset) samlet 2-300 m oppstrøms prøvepunktet i 1988-89. Dette ble gjort fordi substratet her viste seg å være mer velegnet for begroing. Dette har liten betydning for vurdering av vannkvalitet eller andre forhold basert på begroingssamfunnet.

Prøver ble samlet den 24. juni 1993 og 17. august 1994. Også ved forundersøkelsen i 1988-89 ble det samlet prøver i juni og august. Det tilsier at materialet fra de to observasjonsperiodene er sammenlignbare.

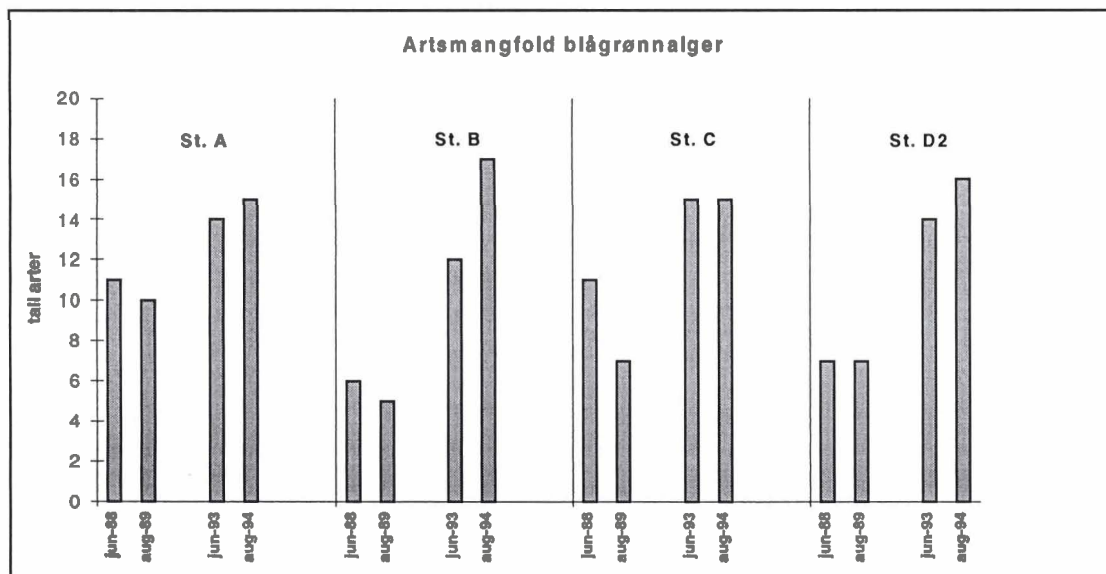
I 1993-94 var vannstanden lav ved begge befaringer, sånn sett var observasjonsforholdene gode. I juni 1993 pågikk imidlertid omfattende bygging/restaurering av terskler i elva. Dette bidro til stor partikkeltransport og stedvis til ustabile fysiske forhold. Prøvene fra 17. august 1994 ble samlet etter en periode med usedvanlig tørt og varmt vær. I kalde ustabile vassdrag er dette vanligvis gunstige forhold for etablering av begroing.

6.3 Resultater

Resultatene av begroingsobservasjonene er gitt i tabell 5, som viser forekomst av alle organismegrupper, og tabell 6, som viser prosentvis forekomst av kiselalger i kiselalgeprøvene.

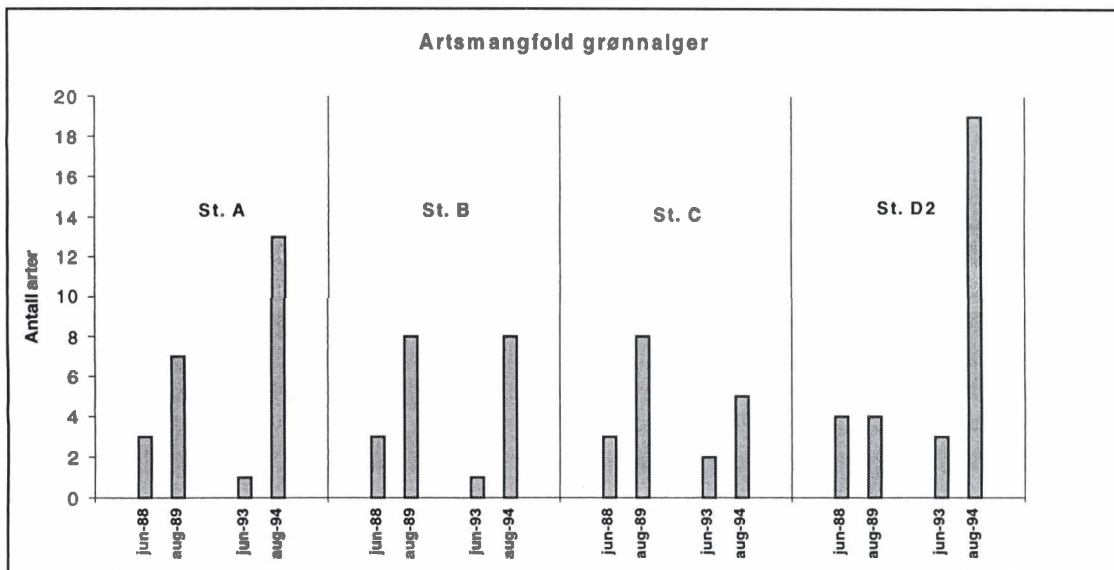
6.3.1 Artsmangfold

Figur 3 viser artsmangfold av blågrønnalger i 1988-89 (omtalt som "88-89") og 1993-94 ("93-94"). Siden 1988-89 har artsmangfold av blågrønnalger økt på alle stasjoner. Særlig markert var økningen på de tre nederste stasjonene: B (Rollset), C (Bogstadhølen) og D2 (Kulset bru). Her var mangfoldet i gjennomsnitt fordoblet siden 88-89. Både i 88-89 og 93-94 var det liten forskjell i artsmangfold mellom prøver samlet tidlig (juni) og sent (august) på sommeren.



Figur 3. Artsmangfold av blågrønnalger i Neavassdraget, 1988-89 og 1993-94.

Figur 4 viser mangfold av grønnalger i 88-89 og 93-94. Felles for 88-89 og 93-94 var lavt mangfold tidlig (juni) og økende mangfold senere på sommeren (august). Dette samsvarer med den naturlige utviklingen i lite påvirkede vassdrag i Midt-Norge (Lindstrøm 1989). Økningen var mest utpreget i 93-94, på stasjonene A (Langsmoen) og D2 (Kulset bru). I august 1994 var mangfoldet på disse stasjonene minst like stort som i lite påvirkede lokaliteter i Midt-Norge (Lindstrøm 1989). På stasjonene B (Rollset) og C (Bogstadhølen) var artsantall av grønnalger omlag som i 88-89.



Figur 4. Artsmangfold av grønnalger i Neavassdraget, 1988-89 og 1993-94.

6.3.2 Artssammensetning

Til tross for at det ble registrert enkelte endringer i artssammensetning fra 88-89 til 93-94, bestod samfunnet i begge perioder i alt vesentlig av arter som trives i lite forurenset, tilnærmet nøytralt og svakt humøst vann. Eksempler på rentvannsindikerende blågrønnalger med stor forekomst både i 88-89 og 93-94 er *Calothrix gypsophila*, *Rivularia biasolettiana*, *Stigonema mammosum* og *Coleodesmium sagarmate* (betegnet *Tolypothrix distorta* i 88-89). Blant grønnalgene nevnes slekten *Bulbochaete*, samt de trådformede artene *Mougeotia d/e* og *Zygonema b* som gode indikatorer på relativt næringsfattig, lite forurenset vann.

Enkelte arter så ut til å ha mindre forekomst i 93-94 enn 88-89, sentralt i den sammenheng er blågrønnalgen *Calothrix ramenskii* som knapt ble registrert i 93-94, mens den dekket deler av elveleiet på st. D2 (Kulset bru) i 88-89. Noen trådformede grønnalger ble bare registrert i 93-94, her nevnes *Mougeotiopsis calospora*, *Mougeotia e*, *Oedogonium e* og *Zygonium sp3*. Disse hadde alle størst forekomst øverst i vassdraget, st. A og B, i august. Ettersom de alle indikerer samme vannkvalitet som de øvrige algene i vassdraget, rent og relativt næringsfattig, er det ikke sannsynlig at økt forekomst/etablering av disse algene skyldes endringer i vannkvalitet. Det tas et lite forbehold vedr. *Zygonium sp3*, denne får gjerne økt forekomst når et vassdrag forsures.

6.3.3 Mengdemessig forekomst

Tabell 7 viser samlet dekningsgrad av blågrønnalger og grønnalger på alle stasjoner i 88-89 og 93-94. Det var generell tendens til større forekomst av blågrønnalger og grønnalger i 93-94 enn i 88-89. Bare på st. B (Rollset) viste blågrønnalgensamfunnet en svak tilbakegang. Dette skyldes først og fremst markert tilbakegang av blågrønnalgen *Phormidium subfuscum*. Denne trives i vann med stor transport av partikler og tåler nedslamming. *Phormidium* hadde trolig spesielt gunstige forhold i 88-89.

Tabell 6. Forekomst av kiselalger i Nea, 17. august 1994. Mengde er angitt som prosent forekomst i prøven. NE1 - Nea ved Langsmoen = st. A, NE2 - Nea ved Rollset = st. B, NE3 - Nea ved Bogstadhølen = st. C, NE4 - Nea ved Kullset bru = st. D2

Organismer (latinske navn)	NE1	NE2	NE3	NE4
Bacillariophyceae				
<i>Achnanthes linearis</i>	0,5	1,4	2,3	0,5
<i>Achnanthes minutissima</i>	21,9	22,4	29,5	33,6
<i>Anomoeoneis brachysira</i>	1,6	4,8	3,6	3,4
<i>Anomoeoneis serians</i>				4,2
<i>Anomoeoneis vitrea</i>	1,1	1,4	4,6	0,5
<i>Ceratoneis arcus</i>			1,0	
<i>Cymbella affinis</i>		3,4	1,3	4,5
<i>Cymbella cesatii</i>	3,2			0,3
<i>Cymbella delicatula</i>	9,1	6,8	1,0	0,5
<i>Cymbella gracilis</i>	3,4	4,6	3,3	
<i>Cymbella lanceolata</i>				0,3
<i>Cymbella microcephala</i>	16,0	2,9	1,6	3,4
<i>Cymbella sileciaca</i>		1,4	1,3	0,5
<i>Cymbella</i> spp.		0,3		0,5
<i>Cymbella ventricosa</i>	0,5	0,8	1,0	1,1
<i>Diatoma elongatum</i>	0,9	1,1		2,8
<i>Diatoma vulgare</i>			4,9	
<i>Eucocconeis flexella</i>		0,6	0,3	
<i>Eucocconeis lapponica</i>			0,3	0,3
<i>Eunota lunaris</i>			1,0	0,8
<i>Eunotia praeurupta</i>			0,7	2,0
<i>Eunotia</i> spp.	1,6	0,3		
<i>Fragilaria intermedia</i>		3,4	0,7	
<i>Fragilaria</i> spp.			2,0	
<i>Frustulia rhomboides</i> var <i>saxonica</i>	1,1		0,7	2,5
<i>Gomphonema angustatum</i>	0,5			
<i>Gomphonema gracile</i>		0,3	0,7	0,8
<i>Gomphonema longipes</i> var <i>montana</i>				0,5
<i>Gomphonema</i> spp.		0,3		0,8
<i>Gomphonema ventricosum</i>			0,7	
<i>Navicula cryptocephala</i>		2,0		
<i>Navicula radiosa</i>	0,2	2,8		
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,5		0,3	
<i>Nitzschia palea</i>	0,2			
<i>Pinnularia</i> spp.	0,5			0,3
<i>Synedra affinis</i>		2,0		
<i>Synedra rumpens</i>	23,5	28,7	9,5	8,1
<i>Synedra</i> spp.	1,4			
<i>Synedra ulna</i> var <i>danica</i>		0,5	0,3	
<i>Synedra vaucheriae</i>			0,7	
<i>Tabellaria fenestrata</i>	0,5			
<i>Tabellaria flocculosa</i>	11,4	7,1	23,0	26,3
<i>Tabellaria quadriseptata</i>			0,3	

Tabell 7. Total dekning av blågrønnalger og grønnalger i Neavassdraget, 1988-89 og 1993-94

Stasjon		A Langs- moen	B Rollset	C Bogstad- hølen	D2 Kulset bru	A Langs- moen	B Rollset	C Bogstad- hølen	D2 Kulset bru
88-89	Juni	4	6	3	7	0	1	1	3
	August	11	9	5	6	5	2	3	1
	Sum	15	15	8	13	5	3	4	4
93-94	Juni	8	5	6	10	0	0	0	0
	August	11	7	7	7	9	7	5	5
	Sum	19	12	13	17	9	7	5	5

I vassdrag med markerte årstidsvariasjoner varierer især de trådformede grønnalgene i mangfold og forekomst i løpet av året (Lindstrøm 1995). Grønnalgene har vanligvis liten forekomst tidlig på året og tiltar i mengde i løpet av sensommeren og høsten. I 88-89 var det påfallende små forskjeller mellom prøver samlet tidlig og sent i vekstperioden. Dette ble den gang tilskrevet anleggsarbeidene som bidro til ustabile forhold med bl.a. hemmende stor partikkeltransport. At forekomsten av grønnalger også var påfallende liten i juni 1993 skyldes trolig også anleggsarbeider, denne gang i forbindelse med bygging/restaurering av terskler i vassdraget. I august 1994 var grønnalgesamfunnet tilsynelatende normalisert og dekket nå deler av elveleiet på alle stasjoner.

I 88-89 ble det antydnet at chrysophyceen *Hydrurus foetidus* kunne få økt forekomst nedstrøms utslippet av kraftverkstunnelen, der elva går åpen store deler av vinteren. Vassdraget ble riktignok ikke befart rett nedstrøms kraftverksutslippet i 93-94, men det var ingen indikasjoner på økt forekomst av *Hydrurus* i nedre deler av Nea i 93-94.

Det ble også antatt at *Batrachospermum moniliferum* hadde særlig stor forekomst i 88-89 på grunn av den store partikkeltransporten, som skapte spesielle lysforhold i elva. Ettersom *Batrachospermum* også hadde stor forekomst i 93-94, ser dette ikke ut til å være tilfellet. Tidspunkt for stor forekomst var imidlertid forskjøvet, fra august i 88-89 til juni i 93-94. Sannsynligvis er dette ikke indikasjon på endringer i vannkvalitet, men på vekslende fysiske/fysiologiske forhold. Observasjoner i Altavassdraget har bl.a. vist at forekomsten av *Batrachospermum moniliforme* viser samvariasjon med klimatiske forhold (Traaen et al. 1983).

Mange arter innen slekten *Schizothrix* tåler periodisk uttørking. De klarer seg derfor godt i vassdrag som har markerte og til dels langvarige vekslinger i vannføring. Stor forekomst av flere *Schizothrix*-arter både i 88-89 og 93-94 er trolig et resultat av de markerte vekslinger i vannføring som reguleringsinngrepene i Nea har medført.

6.3.4 Kiselalgesamfunnet

I 88-89 ble det påpekt at kiselalgesamfunnet hadde relativt liten forekomst på de øverste stasjonene i vassdraget, st. A, B og C. Dette så ut til å være endret i 93-94. Tabell 6 viser forekomst av kiselalger i august 1994. Kiselalgesamfunnet var nå artsrikt og variert på alle stasjo-

ner. Det bestod i hovedsak av arter som trives i relativt elektolyttfattig, lite forurensningspåvirket vann. Stor forekomst av ulike *Cymbella* arter (unntatt *C. ventricosa* og *C. silesiaca*) er en god indikasjon på en lite forurenset vannkvalitet. En liten forekomst av slekten *Nitzschia* på st. A (Langsmoen) kan tolkes som et resultat av en lokal, mindre forurensning. Dette er i tilfelle av underordnet betydning for vassdraget som helhet. At st. D2 (Kulset bru) hadde relativt sett høy forekomst av *Frustulia rhomboides* v. *saxonica* og *Tabellaria flocculosa* kan være et uttrykk for at humusinnholdet er svakt høyere her enn lenger oppstrøms i vassdraget. Ettersom *Achnanthes minutissima* forsvinner når pH går under 6.0, er stor forekomst av denne på samtlige stasjoner en god indikasjon på at vassdraget ikke er forsuret, se tabell 6.

6.4 Vurdering

På de fire lokalitetene som ble undersøkt i 93-94, viste begroingsamfunnet ingen klare tegn på forurensning. Samfunnet bestod i alt vesentlig av arter som trives i tilnærmet nøytralt, relativt elektolytt- og næringsfattig vann. Forurensningsømfintlige, nitrogenfikserende blågrønnalger var særlig karakteristisk. Av disse hadde flere arter markert forekomst på samtlige lokaliteter. Også grønnalgesamfunnet, som varierte i tid og sted, var preget av arter som trives i lite påvirket, forholdsvis næringsfattig vann. Kiselalgene opptrådte med normalt mangfold i 93-94, og var representert ved flere arter som forsvinner når vassdrag forsures. Neavassdraget viser derfor ikke tegn på forsurening, selv om det er ganske elektolyttfattig.

Siden 88-89 hadde det skjedd en markert økning i forekomst av en del blågrønnalger som karakteriseres ved langsom vekst og forholdsvis lik forekomst tidlig og sent i vekstperioden. Det tolkes som en normalisering av forholdene etter anleggsperioden i 88-89. Den gang var vassdraget sterkt preget av partikkeltransport nedstrøms anleggsområdet ved Øråsvollen. Spesielt st. B Rollset var preget av dette. Her var blågrønnalgesamfunnet artsfattig og ensidig dominert av *Phormidium*, en slekt som bl.a. tåler nedslamming. I 93-94 var *Phormidium* erstattet av forurensningsømfintlige, langsomtvoksende blågrønnalger.

Mange representanter for blågrønnalgeslekten *Schizothrix* tåler turrlegging i lengere perioder. *Schizothrix* hadde stor forekomst i Neavassdraget i 88-89 såvel som i 93-94. Det henger trolig sammen med de langvarige og til dels markerte vekslinger i vannstand som opptrer i Neavassdraget etter flere reguleringsinngrep.

Liten og sporadisk forekomst av grønnalger i 88-89 ble tolket som et resultat av anleggsarbeidene, med bl.a. stor partikkeltransport i vassdraget. Påfallende liten forekomst av grønnalger i juni 1993, må trolig sees i sammenheng med en omfattende utbedringer av alle terskel-dammene i juni 1993. Senere, i august 1994 var grønnalgesamfunnet normalisert.

Totalt sett tilsier begroingsobservasjonene at det ikke har oppstått nevneverdige forurensningsproblemer som følge av de siste reguleringsinngrepene i Neavassdraget. Selv om begroingsamfunnet har vært preget av lavt mangfold og uvanlige mengdemessige forhold i forbindelse med diverse anleggsperioder, synes det i 1994 langt på vei å være normalisert. Visse trekk ved begroingsamfunnet viser at det bl.a. utsettes for stadige vekslinger i vannføring.

7 BUNNDYR

7.1 Bruk av bunndyr i forurensningsovervåking

Bunndyrfaunaen i et vassdrag er bestemt av en rekke ulike miljøparametre. De mange artene i et samfunn har ulike tålegrenser og krav til miljøet. Når en eller flere av miljøparametrene endres vil også bunndyrsamfunnet endres.

Bunndyr er en svært variert gruppe ferskvannsorganismer. De er utbredt både i innsjøer og alle typer elver/bekker, fra lavlandet til høyfjellet og i både reintvannslokalteter og forurensete lokaliteter. Det finnes ekstreme reintvannsarter og arter som er svært tolerante overfor forskjellig type forurensninger. Dette har gitt grunnlag for å bruke ulike bunndyrarter som indikatororganismer og utvikle ulike typer forurensningsindekser basert på bunndyr. Figur 5 viser en del bunndyrarter med ulik toleranse for organisk forurensning/eutrofiering.

Mange bunndyr er fastsittende eller beveger seg bare korte sterkninger og de fleste norske arter har en lang livssyklus (ett år eller lenger). Dette gjør at bunndyrsamfunnets oppbygging og struktur avspeiler de fysiske og kjemiske miljøforhold på elvestrekningen og integrerer denne over tid. Det er derfor mulig gjennom bunndyr å påvise en integrert effekt av sporadiske utslipp eller variable utslippskonsentrasjoner og følge utviklingen i elva over tid på grunnlag av forholdsvis få prøveperioder.

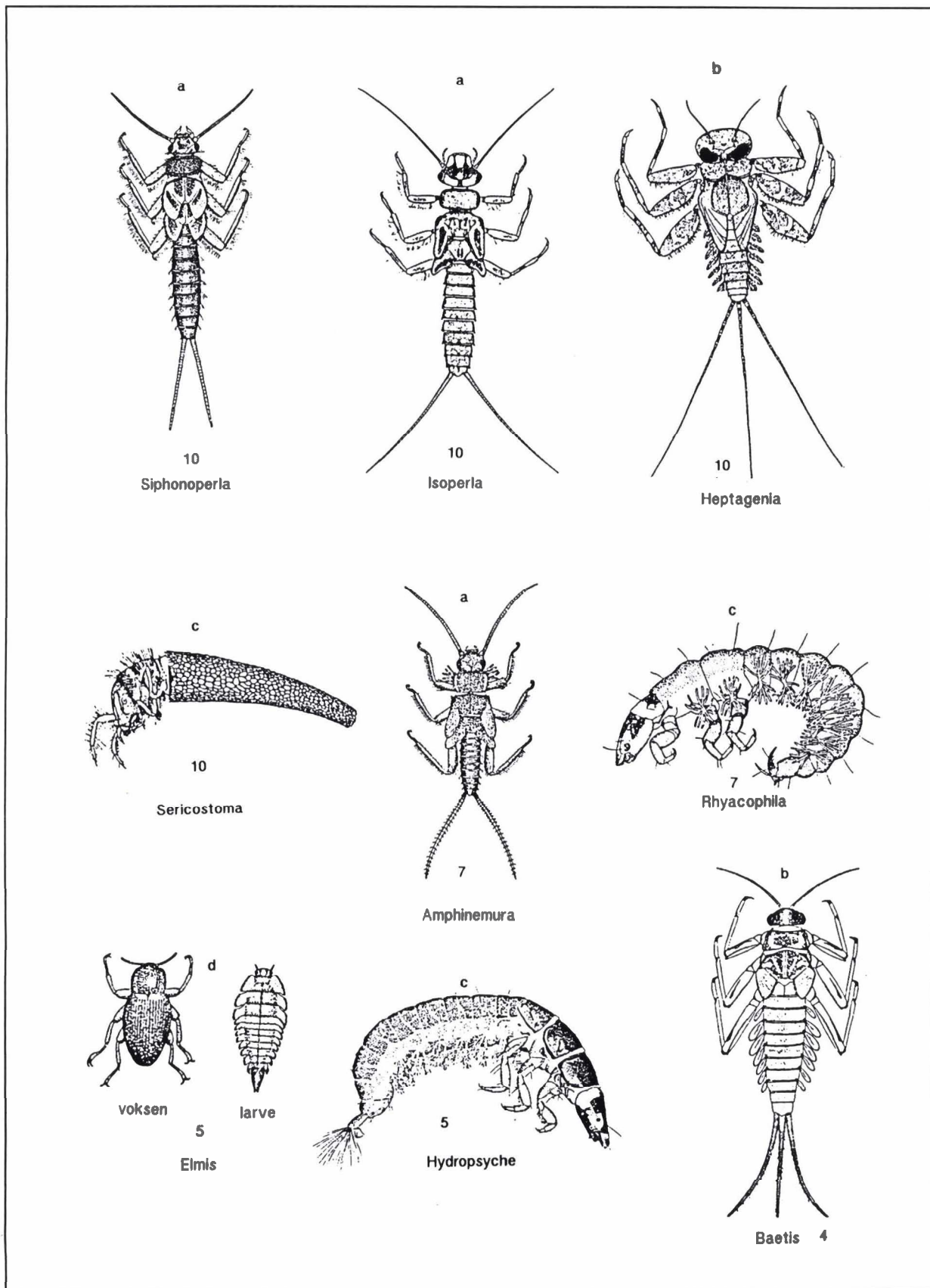
Ved organisk forurensing vil de mest følsomme artene forsvinne først, og det skjer en forskyvning av faunaen mot arter som kan leve under de endrete miljøforholdene. På grunn av redusert konkurranse og predasjon fra andre arter, generelt sett økt produksjon i vassdraget og mindre beitepress fra fisk, vil de gjenværende artene øke i antall. Dette fører til en kraftig forenkling av faunasammensetningen (Brittain & Saltveit 1984, Hellowell 1986). Med kunnskap om utbredelsen av faunaen i et vassdrag, og artenes tålegrenser er det også mulig å finne fram til en forurensningskilde (jf. Brittain og Saltveit 1986).

En nærmere gjennomgang av bunndyr brukt i vassdragsovervåking i Norge er gitt i Brittain (1988) og Aanes og Bækken (1989).

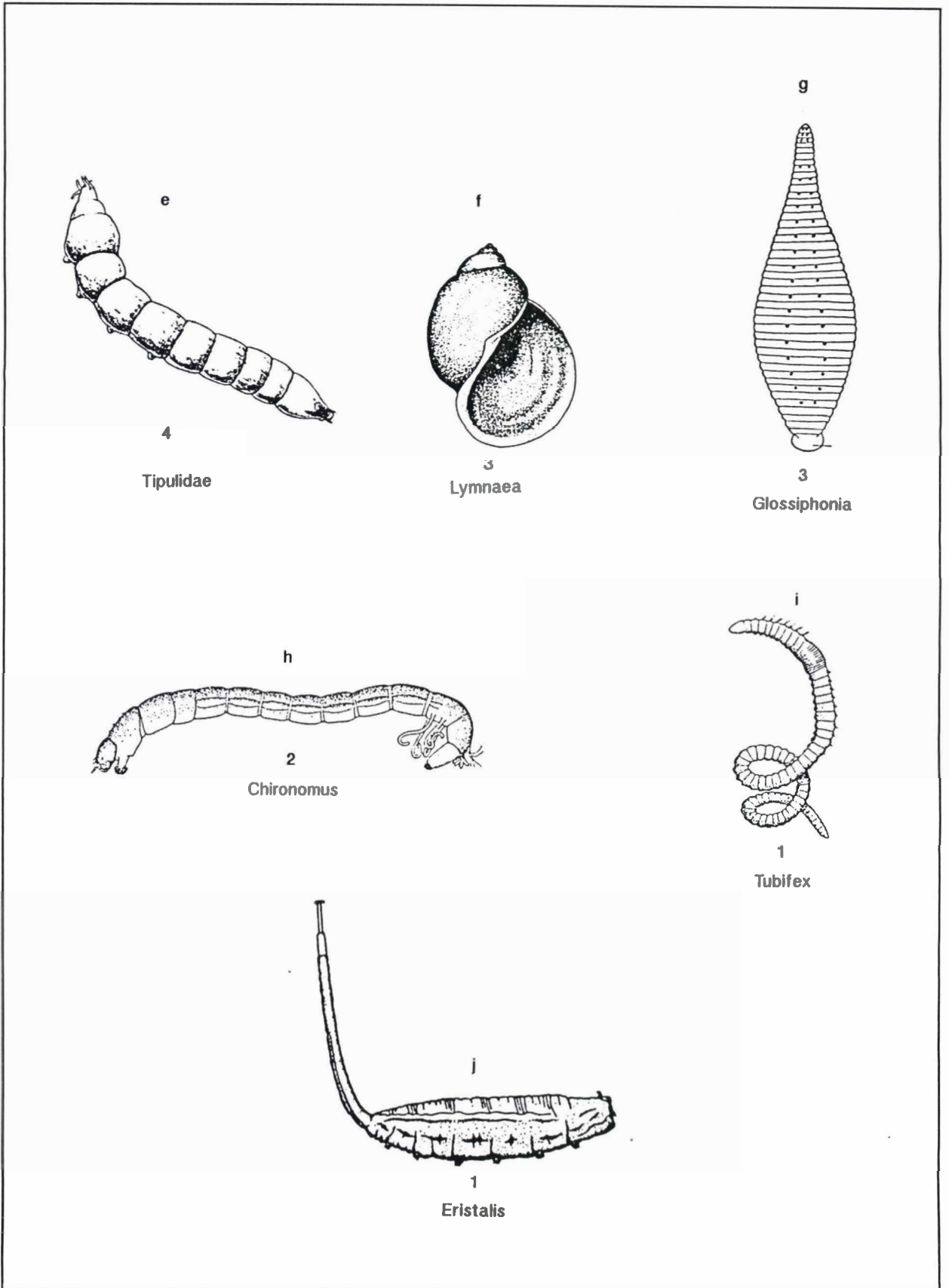
7.2 Metoder og materiale

Sammensetningen av bunndyrsamfunnet i Nea er undersøkt både med kvalitative og kvantitative bunndyrprøver. Det ble til sammen tatt 64 sparkeprøver og 30 Surberprøver fordelt på 8 perioder i tidsrommet april 1988 til august 1989, før regulering, og 52 sparkeprøver og 30 Surberprøver fordelt på 7 perioder i tidsrommet juni 1993 til april 1995.

Den kvalitative prøvetaking (sparkeprøver) er nærmere beskrevet av Frost et al. (1971) og Brittain (1978). Med denne metoden blir de fleste artene som er til stede registrert. Prøvene ble tatt på tid, vanligvis 1 minutt, og det ble tatt 1-3 parallelle prøver på hver lokalitet. Til de kvantitative prøvene ble det benyttet en modifisert utgave av Surbersampler (Arnekleiv 1981). Håven som ble benyttet ved begge metoder hadde maskevidde 0,5 mm. Surberprøvene ble fiksert hele og sortert under lupe på laboratoriet. Materialet ble videre bestemt til orden og dels familie, og døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler ble artsbestemt. Materialet er konserverert ved NTNU Vitenskapsmuseet i Trondheim.



Figur 5. Eksempel på bunndyr med ulik toleranse for organisk forurensning. Tallene angir forurensningstoleranse etter score-indeksen BMWP, hvor høyest tall angir lavest toleranse for forurensning. a = steinfluer, b = døgnfluer, c = vårfluer, d = vannbiller, e = stankelbeinlarver, f = snegler, g = igler, h = fjærmygg, i = fåbørstemark, j = rottehale



figur 5, forts.

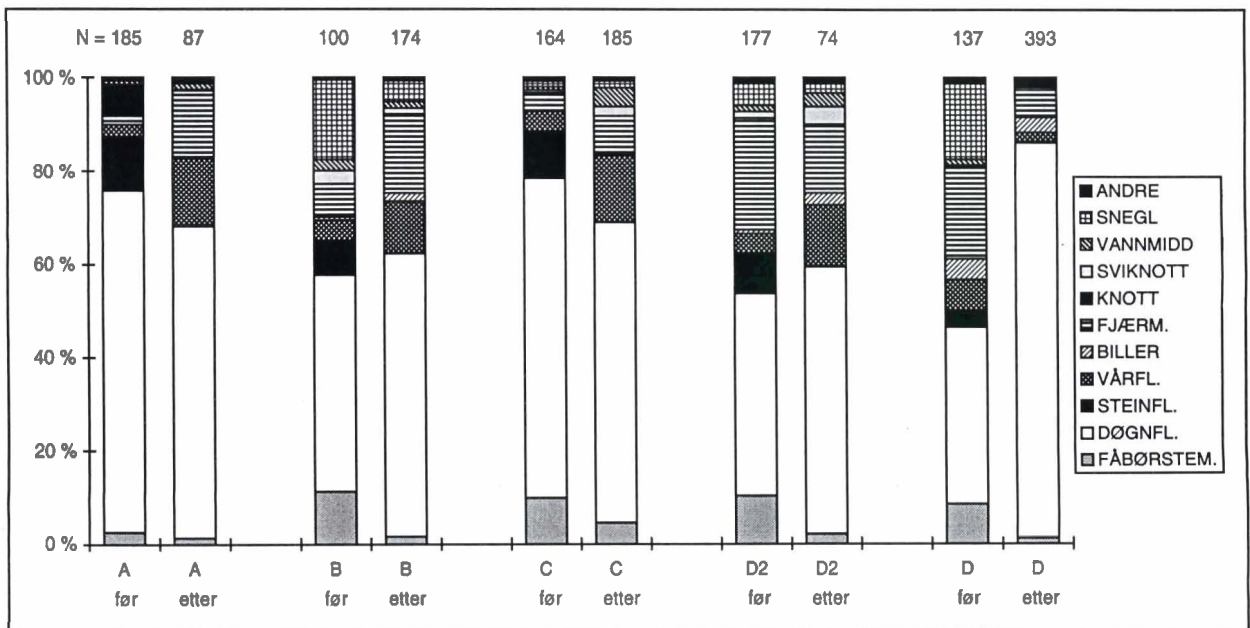
Biologiske forurensningsindekser er en forenklet måte å framstille graden av forurensning på, basert på bunndyrsamfunnets sammensetning. I Nea har vi brukt en modifisert utgave av Trent Biotic Index (Woodiwiss 1964, Borgstrøm & Saltveit 1978) og en mer detaljert indeks; Biological Monitoring Working Party-indeksen - BMWP (Armitage et al. 1983).

7.3 Resultater og diskusjon

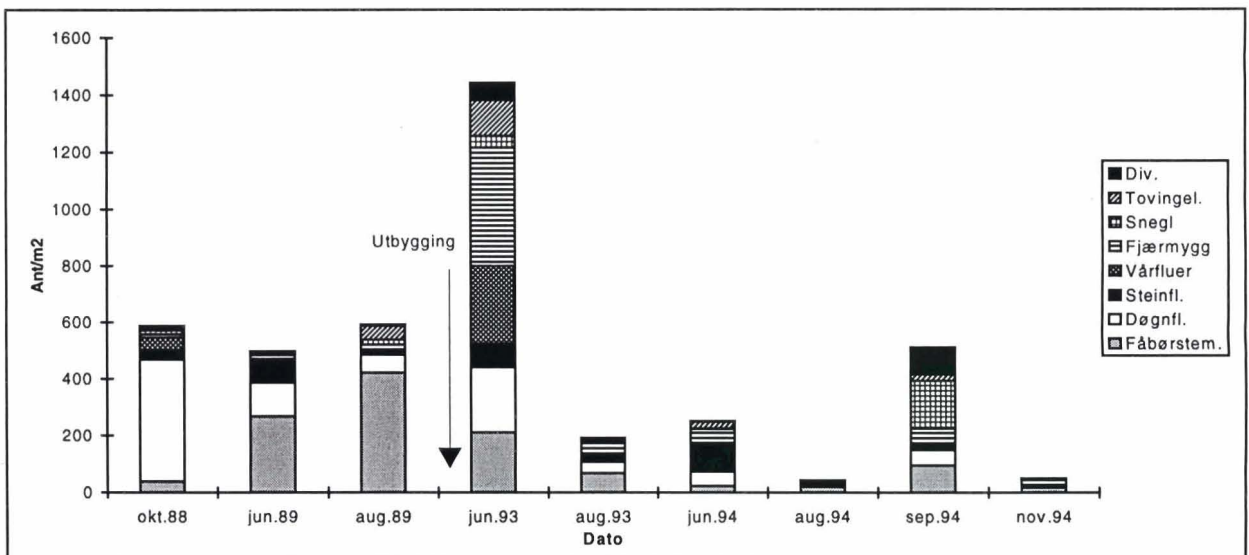
7.3.1 Faunasammensetning og bunndyrmengder

Faunasammensetningen basert på totalmaterialet (R-1 prøver) i perioden 1988/89 og 1993/94 er vist i figur 6, mens data fra de enkelte prøveperiodene er gitt i vedlegg 3. I begge perioder bestod faunaen på alle de undersøkte stasjoner av dyregrupper som finnes vanlig i lite forurensningspåvirket, næringsfattig rennende vann. Døgnfluer, fjærmygg, sviknott og steinfluer var gjennomgående de dominerende gruppene på alle stasjonene. Det synes å ha skjedd mindre endringer i faunasammensetningen mellom de to periodene. Andelen fåbørstemark var signifikant lavere på st. B og C etter utbygging ($p < 0,05$, Mann-Whitney U-test), mens det har skjedd en signifikant økning i andelen fjærmygglarver i prøvene på stasjonene A, B og C. Dette kan ha sammenheng med reguleringsvirkninger da det er godt kjent at redusert vannføring og vannhastighet sammen med økt sedimentasjon (eksempelvis ved bygging av terskeldammer) vil favorisere særlig fjærmygg (Fjellheim et al. 1989). Faunasammensetningen på st. D viste en noe forenklet sammensetning i 1993/94 med sterkere dominans av døgnfluelarver enn i 1988/89. Endringene kan skyldes reelle forskyvninger i faunasammensetningen mellom de to periodene, men kan også ha sammenheng med artenes livssyklus og noe ulikt prøvetakingsstidspunkt mellom år, eller tilfeldigheter. Eksempelvis skyldtes ekstra høy andel døgnfluelarver i prøvene i september 1993 en stor forekomst av nyklekte larver av arten *Baetis rhodani*. På st. A viste juniprøvene i 1993 en stor økning i mengde knottlarver. Dette kan skyldes tilfeldigheter fordi knottlarver har en sterk klumpvis fordeling og enkelte arter har en kort livssyklus. På stasjon D har det imidlertid skjedd en endring i faunasammensetning etter utbygging, og de relative bunndyrmengdene var signifikant lavere ($p = 0,048$, Kruskal-Wallis test) i 1993/94 enn i 1988/89. Dette kan delvis forklares ut fra endringer i vassføring grunnet reguleringen, men kan også ha sammenheng med en noe høyere organisk belastning (se under artsomtalen).

Resultatene av de kvantitative bunndyrprøvene på st. D2, ved Kullset bru, er vist i figur 7. Tetthetene av bunndyr var, med unntak av juni 1993, lave (50-600 ind./m²) og gjenspeiler forholdsvis næringsfattige vannmasser. Tendensen i materialet sett under ett er en tilbakegang i bunndyrmengdene etter utbygging, med signifikant lavere mengder i august 1993, 1994 og juni 1994 sammenlignet med tilsvarende perioder før utbyggingen. Det er først og fremst døgnfluer og fåbørstemark som har gått ned i antall, og for døgnfluens del kan dette skyldes endringer i artssammensetningen og prøvetakingstidspunktet i forhold til livssyklus. Juniprøvene i 1993 var atypiske og viste en masseforekomst av vårfluene *Polycentropus flavomaculatus* og *Hydrotilla* spp, døgnfluen *Ameletus inopinatus* samt et høyt antall fjærmygglarver. Årsaken til den spesielle faunasammensetningen og det høye antallet i juni 1993 er ukjent.

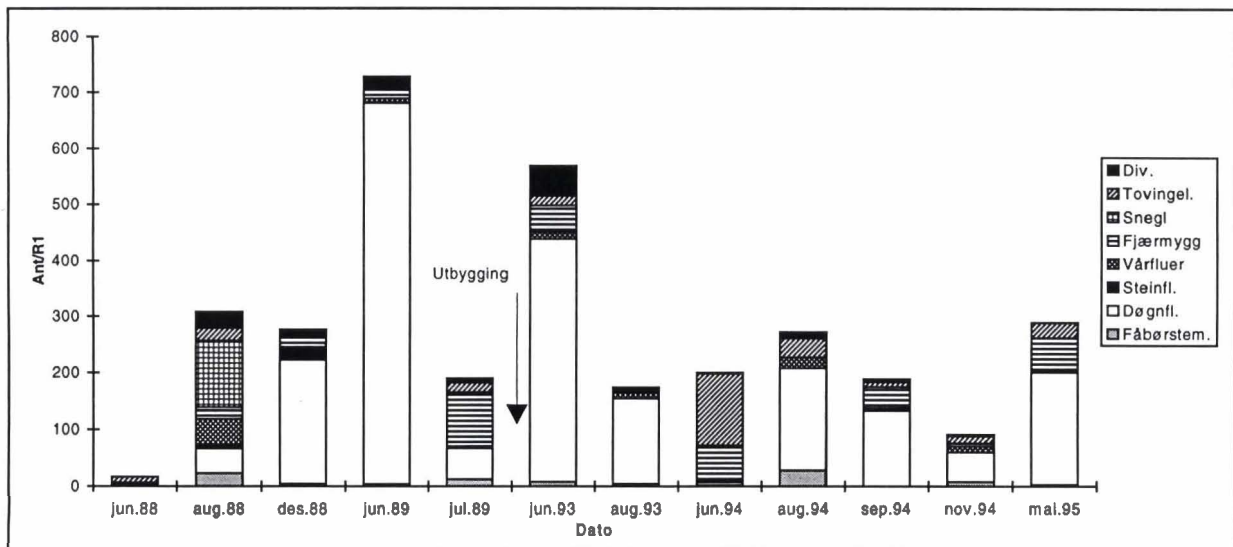


Figur 6. Faunasammensetning (%) på ulike lokaliteter i Nea før (1988-89) og etter (1993-95) utbygging av Nedre Nea kraftverk, basert på roteprøver (R1). Gjennomsnittlig antall dyr pr. prøve er angitt over stolpene.



Figur 7. Tetthet (ant. pr. m²) av bunndyr og faunasammensetning ved st. D2, Kullset, basert på Surberprøver i ulike perioder.

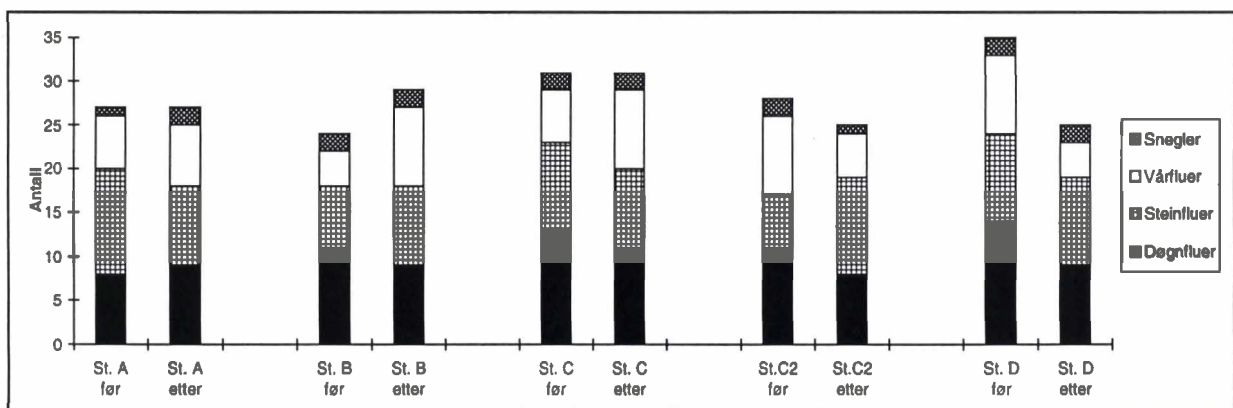
I 1988/89 fant vi klare forurensningseffekter på bunnfaunaen i en sidebakk ved Bogstadhølen grunnet punktutslipp (Arnekleiv et al. 1991). Faunasammensetning og mengde i begge undersøkesperiodene er vist i figur 8. Det foregår fortsatt raske endringer i faunasammensetningen, og døgnfluefaunaen er dominert av den forurensningstolerante arten *Baetis rhodani*. Bekken var svært gjengrodd etter anleggsarbeidet og karakterisert som svært forurenset. Bekken har nå klarnet og flere reintvannsarter av bunndyr ble registrert i 1993-95. Økningen i andelen steinfluer og knott er positive trekk i denne sammenhengen, og særlig forekomsten av flere reintvannsarter av steinfluer. Også innen døgnfluene forekom nå de forurensingsømfintlige artene *Baetis fuscatus/scambus*, *Baetis subalpinus* og *Heptagenia joernensis*.



Figur 8. Faunasammensetning og mengde bunndyr (gj.sn. antall pr. R1-prøve) i sidebekk ved Bogstadhølen (st. C2) i ulike perioder.

7.3.2 Artsmangfold og artssammensetning før og etter utbygging

Artsmangfoldet innen døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegl på de ulike stasjonene i Nea er vist i figur 9, mens artssammensetningen innen de samme gruppene framgår av tabell 8.



Figur 9. Antall registrerte arter av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegler på ulike lokaliteter i Nea før og etter utbygging av Nedre Nea kraftverk.

I bunndyrprøvene ble det påvist til sammen 16 arter døgnfluer, like mange i de to periodene. Innen steinfluer ble det påvist 16 arter før, og 18 arter etter utbygging, mens tilsvarende artsantall for vårfluer var 16 og 14. Det var imidlertid en del forskjeller mellom stasjonene (figur 9). På stasjon B var det en markert økning i antall påviste steinflue- og vårfluearter etter utbygging, mens det totale artsantallet på St.D, nedenfor kraftverksutløpet, ble redusert fra 35 arter i 1988/89 til 25 arter i 1993/94. For de fleste påviste endringer i artsantall er det snakk om arter som forekom fåtallig i prøvene. Slike fåtallig forekommende arter vil det være lett å ikke få med i enkeltprøver, og tilstedeværelse eller fravær i prøvene vil derfor kunne bero på tilfeldigheter. Den store nedgangen i artsantallet på St. D kan likevel indikere endrete forhold. Artssammensetningen og eventuelle endringer i dominansen av arter på de enkelte stasjoner vil imidlertid si mer om forurensningssituasjonen, og er vist i tabell 8.

Tabell 8. Artssammensetning av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og snegl på ulike stasjoner i Nea før og etter utbygging basert på roteprøver (gj.snntt ant. pr. R1). Mengdemessig angivelse: x: 1-2, xx: 3-5, xxx: 6-10, xxxx: 11-50, xxxxx: >50

	Før utbygging (1988-1989)					Etter utbygging (1993-1995)				
	A	B	C	C2	D	A	B	C	C2	D
DØGNFLUER (Ephemeroptera)										
Ameletus inopinatus	x	xx	xxx	xx	xxxx	xx	xxxx	xxxx	x	xxx
Parameletus sp.			x		x					
Siphonurus sp.		x	x	x	xxxx		xxx			xxxx
S. lacustris				x		xxx	xxx	x		
Baetis sp.		x								
Baetis rhodani	xxxxx	xxxx	xxxxx	xxxxx	xxxx	xxxxx	xx	xx	xxxxx	x
B. fuscatus/scambus	x		x	x	x	x		x	xxxx	
B. muticus		x	x	x				x	x	
B. niger					x	x		x		
B. subalpinus	x		x		x	x			x	
Centroptilum luteolum		x	x	xx	x		xxxxx	xxxxx	x	xxxxx
Procloeon bifidum		x		x			x			
Heptagenia sp.		x	x					x		
Heptagenia dalecarlica	xxxx	xx	xxx	xx	xx	xxx	x	x		x
H. fuscogrisea			x							
H. joernensis	x	x	x	x	x	λ	x	xxx	xxx	x
Leptophlebiidae		x	x	x	x		xx	xx		x
Leptophlebia marginata		x					x	xx		xxx
L. vespertina							x			
Ephemerella sp.					x					
Ephemerella aurivillii	xxx	xx	xxx	xxx	xx	xxxx		xx	x	x
E. mucronata	x	x	x		x					x
Antall påviste arter	8	11	13	11	14	9	9	11	8	9
STEINFLUER (Plecoptera)										
Perlodidae						xx				
Diura nanseni	x	x	xx	xx	x	x	x	x	x	x
Isoperla sp.	x	x	x			x				
I. grammatica				x	x					x
I. obscura	x	x	x		x		x	x		
Siphonoperla burmeisteri	x				x		x	x	x	x
Xanthoperla apicalis			x							
Taeniopteryx nebolusa	x	x				x	x		x	
Brachyptera risi	x								x	
Amphinemura sp.	x		x	x	x	x			x	xx
Amphinemura borealis	xxxx	xx	xxx	x	xx	xx	x	xx	x	xx
A. sulcicollis	x		x		x					x
A. standfussi						x				
Protonemura meyeri	x					x			x	
Nemoura sp.	x	x	x	x	x		x	x		
N. cinerea					x	x	x			x
N. avicularis										x
Nemurella picteti										x
Leuctra sp.	x	x	x		x	x	x	xxx	xxxx	x
L. hippopus					x		x			
L. fusca	x			x	x		x	x	x	x
L. nigra								x	x	x
Capnia sp.	x	x	x	x	x	x	x	xxxx	x	x
C. atra	x		x							
C. pygmaea	x	x	x		x					
Capnopsis schilleri			x					x	x	
Antall påviste arter	12	7	10	6	10	9	9	9	11	10

tabell 8, forts.

	Før utbygging (1988-1989)					Etter utbygging (1993-1995)				
	A	B	C	C2	D	A	B	C	C2	D
VÅRFLUER (Trichoptera)										
Rhyacophila nubila	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polycentropodidae	x	x	xx	xxx	xx					
Plectrocnemia conspersa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Polycentropus flavomaculatus	x	x	x	xx	x	xxxx	xxxx	xxxx	x	xxx
Arctopsyche ladogensis	x		x		x	x		x		
Lepidostoma hirtum					x			x		
Limnephilinae	x	x	x	x	x	x	x	xx	x	xx
Limnephilus fuscicornis							x			
Trib. Chaetopterygini					x	x	x	x		x
Halesus sp.			x					x	x	
Apatania sp.	x				x		x	x		
A. stigmatella										
A. zonella				x	x				x	x
Potamophylax sp.				x	x					
P. cingulatus		x		x						
P. latipennis			x		x		x			
Sericostoma personatum	x				x	x				
Ceraclea nigronervosa				x						
Oxyethira sp.				x			x			
Hydroptila spp.						x	x	x		
Antall påviste arter	6	4	6	9	9	7	9	9	5	4
SNEGLER (Gastropoda)										
Lymnaea peregra	x	xxxx	x	xxxx	xxx	x	xx	x	xx	xx
Gyraulus acronicus		x	x	x	xxx	x	xx	x		x
TOTALT ANTALL ARTER	27	24	31	28	35	27	29	31	25	25

På st. A var det små endringer i døgnfluefaunaen mellom de to periodene. Artene *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica* og *Ephemerella aurivillii* dominerte begge perioder, og de to siste er typiske i reint strømmende vann. Forekomsten av *Siphonurus lacustris* i 1993-95 indikerer forhold med lavere vannhastighet. Også steinfluefaunaen bestod av flere reintvannsarter i begge perioder (eks. *Diura nanseni*, *Isoperla* sp., *Taeniopteryx nebulosa*), mens den dominerende arten, *Amphinemura borealis* er noe mer forurensningstolerant. Innen vårfluer skjedde det en markert økning av arten *Polycentropus flavomaculatus* i siste periode. Arten er en nettspinner som filtrerer næringspartikler ut av vannet, og en markert økning av arten på stasjonene A, B og C tyder på økt driv av organisk materiale i elva. Dette kan skyldes større utførsel av plankton fra Heggset dam etter at dammen ble tatt i bruk igjen etter utbygginga. Snegler ble bare såvidt påvist på st. A, men forekom vanlig på de andre stasjonene i begge periodene. Begge de påviste snegleartene er forurensningstolerante, men fravær eller tilstedeværelse i Nea er nok mer betinget av det fysiske habitatet, hvor st. A er den mest strømhårde lokaliteten med forholdsvis grovt substrat, og derfor ikke like godt egnet sneglehabitat som de andre stasjonene.

På st. B og C forekom en tydelig endring av døgnfluefaunaen. En klar dominans av *Baetis rhodani* i 1988/89 ble erstattet av en dominans av artene *Ameletus inopinatus*, *Siphonurus sp./lacustris* og *Centropilum luteolum* i 1993-95. De to siste artene foretrekker stilleflytende vann, og endringene skyldes trolig redusert vannføring og vannhastighet etter utbygging. Både

C. luteolum og *S. lacustris* er mindre tolerant overfor organisk forurensning enn *B. rhodani*, og dette sammen med fortsatt forekomst av andre typiske reinvannsarter av både døgn- og steinfluer viser at strekningen som har fått redusert vannføring ikke er utsatt for organisk forurensning. Det mest interessante trekket innen vårfluer er at det etter utbygging, ovafor Bogstadhølen (st. A, B, C) ble registrert en ny artsgruppe, *Hydroptila* spp. foruten dominans av *P. flavomaculatus* som tidligere nevnt. *Hydroptila* representerer såkalte piercers, algesugere (ca. 15 arter på landsbasis), og forekomsten av disse antyder en økt algevekst i 1993-95 sammenlignet med 1988/89. Tilsvarende utviklingstrekk i døgnflue- og vårfluefaunaen som beskrevet over, er funnet i sideelva Rotla etter regulering (Bongard et al. 1994), og settes i sammenheng med reguleringsinngrepene som har endret elvehabitatet med redusert vannføring, stilleflytende partier i forbindelse med terskelbygging og økt sedimentasjon og begroing.

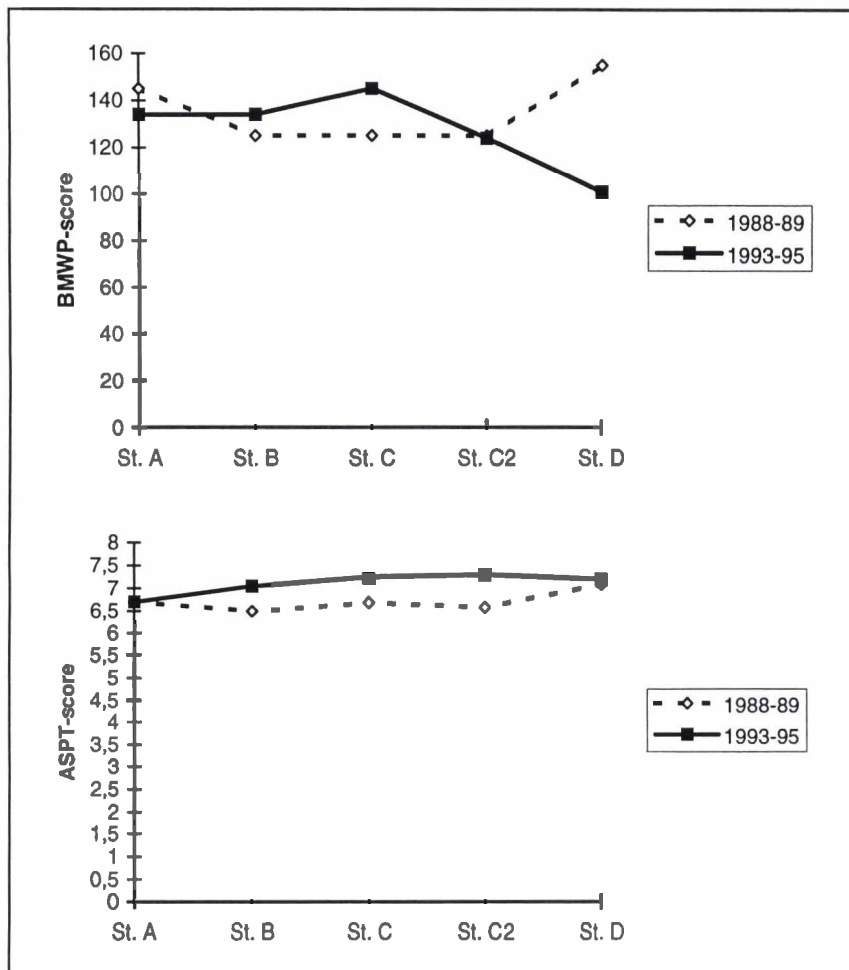
På st. D (Teigen), nedafor kraftverksutløpet, har det skjedd en reduksjon av artsantallet av særlig døgnfluer og vårfluer. Også her har det skjedd en endring i døgnfluesamfunnet med større dominans av arter som foretrekker roligere vann og mer siltig bunn: *Siphonurus*, *C. luteolum* og *Leptophlebia marginata*. Mangel på de mest forurensningsømfintlige artene *B. fuscatus/scambus*, *B. niger*, *B. subalpinus* og lavere andel *H. dalecarlica* og *E. aurivillii* i 1993-95 kan tyde på en økt organisk belastning. Endringer i steinfluefaunaen tyder på det samme. Selv om det er påvist enkeltindivider av forurensningsømfintlige steinfluer, har andelen av de mer forurensningstolerante Nemouridae økt. For vårfluer har artsinventaret av nettspinnende arter gått ned, og reinvannsarten *P. conspersa* som ble registrert i 1988/89 ble ikke funnet i 1993-95. Totalt tilsier artssammensetningen i 1993-95 at det forekommer en moderat organisk forurensning ved lokaliteten. Den økte andelen arter som foretrekker roligere vann er vanskelig å forklare ut fra reguleringsvirkninger siden middelvannføringa over året ikke er endret på st. D. Manøvreringa av kraftverket er imidlertid endret, og anleggsvirkosomheten i forbindelse med utbygging og terskling har gitt økt transport av finsedimenter som sannsynligvis har medført økt tilsilting på de roligrennende områdene nederst i Nea.

7.3.3 Forurensningsindekser basert på bunndyr

For å kunne beskrive mangfold og endringer (også forurensningsskape) i bunndyrsamfunn på en lettfattelig måte, er det utviklet mange typer indekser. Tre hovedtyper indekser har vært brukt; diversitetsindekser, sammenligningsindekser og forurensningsindekser. En oversikt over indeksene er gitt i Washington (1984), Hellowell (1986) og Aanes og Bækken (1989).

Forurensningsindeksene som baserer seg på at reinvannsfaunaen forsvinner med økende forurensning mens mer tolerante arter/grupper overtar, er de mest anvendelige for å angi vannkvalitet. De fleste indekser er imidlertid utviklet for bruk i England og Mellom-Europa og passer ikke alltid våre typer forurensninger og næringsfattige vassdrag. Særlig har det vist seg at indeksene er dårlige til å fange opp svake forurensninger. Det er gjort enkelte tilpasninger til norske forhold for noen indekser, og en vurdering av forurensningsindekser brukt i norske vassdrag er gitt i Brittain (1988).

I Nea er det brukt tre ulike indekser; Modifisert Trent biotic indeks (Woodiwiss 1964, Borgstrøm og Saltveit 1978), BMWP indeks (Biological Monitoring Working Party Indeks) og ASPT indeks (Armitage et al. 1983). Siden Trent-indeksen syntes å være mindre følsom enn de to andre, har vi valgt å bruke BMWP og ASPT indeksen for å beskrive forholdene i Nea i de to periodene 1988-89 og 1993-95. Resultatene er vist i figur 10.



Figur 10. Resultater av beregninger av forureningsindeksene BMWP og ASPT for ulike stasjoner og perioder i Nea.

BMWP-indeksen ligger for begge periodene og stasjonene over 100, og i de fleste tilfelle over 120. Endringer i indeksverdiene for ASPT viser mindre variasjoner mellom stasjonene og ligger jevnt over noe høyere i 1993-95 enn i 1988-89 og alltid over 6,5. Sammenlignet med en stor engelsk undersøkelse viser Nea ingen tegn på forurensning basert på BMWP indeksen. Her vil verdier under 100 angi en lett forurensning. Nidelva med sidebekker hadde til sammenligning BMWP-verdier mellom 22 og 86 og var moderat til markert forurenset (Bongard & Koksvik 1989). En mangeårig undersøkelse av vannkvaliteten i flere Oslo-bekker konkluderte med at ingen av indeksene var egnet til å skille mellom gradene av svak til moderat forurensning (Bremnes & Saltveit 1996). I Nea ble det funnet godt samsvar mellom tilstanden på stasjonene A-C og BMWP-verdiene i de to periodene. Også for stasjon D viser indeksen et kraftig fall fra 1988-89 til 1993-95, men verdiene angir likevel reintvannsforhold. For stasjon C2 som var tydelig forurenset i 1988-89 synes indeksen å ligge for høyt med lik verdi for de to periodene. Dette skyldes tilstedeværelse av enkeltindivider av reintvannsarter som bidrar til å trekke indeksen opp. Som for Oslo-bekkene kan vi derfor konkludere med at indeksene ikke klarer å fange opp svake forurensninger. Indeksene bør derfor videreutvikles for å tilpasses norske forhold, og det bør utvikles en indeks som også tar hensyn til mengdeforholdene til de ulike artene/gruppene, slik at tilfeldig forekomst av reintvannsarter ikke gir for høye indeksverdi.

8 SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Denne undersøkelsen er utført for å følge vannkvaliteten og forurensningssituasjonen i Nea i forbindelse med elveregulering og bygging av Nedre Nea kraftverk, noe som har gitt redusert vannføring og dermed endrede resipientforhold på en 10 km lang elvstrekning. Første del av undersøkelsen ble gjennomført i 1988-89 og rapportert i 1991 (Arnekleiv et al. 1991). Denne rapporten omhandler resultatene av undersøkelser utført i 1993-95, etter utbygging, og oppsummerer resultatene av vannkvalitetsundersøkelsen før og etter utbygging av Nedre Nea kraftverk. Det er foretatt prøveinnsamling fra 4 hovedstasjoner og i tillegg biologiske prøver fra ytterligere 2 stasjoner. Undersøkelsen omhandler resipientforhold, vannkjemi, vannbakteriologi, begroing og bunndyr.

8.1 Tilførsler og vannkjemiske målinger

Innenfor nedbørfeltet til Nea på regulert elvstrekning mellom Heggset dam og Bogstadhølen er det spredt bosetting og næringslivet i området er i all hovedsak begrenset til jordbruk. Av tilførselsberegningene framgår det at den menneskeproduserte avrenningen har fått økt sin relative betydning mht produksjon og tilførsel av fosfor og nitrogen, etter reguleringen. Den relative økningen for tilførselen er på 15% for fosfor og 8% for nitrogen.

Nea fører på den undersøkte strekningen nøytralt vann som er middels godt buffret. Vannet er elktrolyttfattig og relativt kalkfattig, men forsuring er ikke noe problem. Det ble målt høyere verdier for hovedkomponentene (Ca, Mg, K, Na, Cl, SO₄), ledningsevne og alkalitet på strekningen som har fått redusert vannføring (st.A,B,C) i perioden 1993/94 sammenlignet med perioden 1988/89. Nedenfor kraftverksutløpet ved Bogstadhølen virker den økte vannføringa fortynnende, og måleverdiene herfra var ikke vesentlig forskjellig mellom de to undersøkelsesperiodene. Det ble periodevis registrert forholdsvis høye verdier for turbiditet, særlig i 1988/89, og dette kan delvis skyldes anleggsarbeid i forbindelse med kraftutbyggingen. Innholdet av organisk stoff var relativt høyt (vesentlig vannkvalitetsklasse 3, nest dårligste klasse). Etter utbygging ble det målt høyere maksimumsverdier på den regulerte strekningen ned til Bogstadhølen, mens maksimumsverdien nederst i elva, ved Teigen bru, lå lavere, og på samme nivå i de to periodene. Med en høy myrprosent i nedslagsfeltet til Nea, er det sannsynlig at hoveddelen av organisk stoff skyldes naturlig humus, mens det kan være påvirkning av kloakk i nedre del av elva. Punktutslipp av organiske stoffer synes likevel å være av liten betydning sett i forhold til vannføring og resipientkapasitet.

De målte verdiene for fosfor og nitrogen i Nea tilsier at elva fører forholdsvis næringsfattige vannmasser, og eutrofiering synes ikke å være noe problem, heller ikke på minstevannføringsstrekningen etter bygging av Nedre Nea kraftverk. Medianverdiene for totalt fosfor lå i området 3,5-6,4 µgP/l med noe lavere verdier i 1993/94 enn i 1988/89. Innholdet av totalt løst nitrogen varierte noe mer (146-312 µgN/l). Selv om det ble registrert noe høyere verdier på strekningen som har fått redusert vannføring (240-312 µgN/l) enn lengst ned i elva (152 µgN/l), representerer det imidlertid ingen forurensningsfare.

8.2 Vannbakteriologi

Vurdering av vannbakteriologi er foretatt etter månedlige prøver i 15 måneder og ifølge Statens forurensingstilsyns «Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, versjon 1993», med bestemmelse av forurensingsgraden «Virkninger av tarmbakterier». Forventet naturtilstand for termotolerante koliforme bakterier (TKB) er i utgangspunktet lik null, og forurensingsgrad 1 («lite forurensa») skal ha <5 TKB/100 ml. Undersøkelsen i Nea omfattet i tillegg til TKB også tre andre parametre for innhold av avføring; koliforme bakterier (KB), fekale streptokokker (FS) og *Clostridium perfringens* (CP). Vann av drikkevannskvalitet skal ikke inneholde tarmbakterier, og kravet til slik bruk er altså strengere enn forurensingsgrad 1.

Vannet i Nea på de fire prøvepunktene kan ikke brukes til drikkevann eller matlaging uten forutgående koking eller annen form for desinfeksjon. Dette til tross for at det ved de øvre punktene A og B var perioder da elva ikke førte bakterielt forurensa vann.

De to øverste punktene, Langsmoen og Rollset bru, har samme fordeling mellom "lite forurensa" og "moderat forurensa" i de to periodene, mens ved de to nederste, Bogstadhølen og Teigen bru, har det skjedd en forverring fra 1989 til 1993-94. Bogstadhølen fører nå i 3/4 av tida "markert forurensa" vann, og ellers "moderat forurensa", mens det i 1988-89 var 50/50-fordeling mellom de to graderingene. Ved Teigen bru var det i 1988-89 "lite forurensa" vann i 20 % av tida, mens det i 1993-94 aldri ble registrert så lite forurensing. Nå er det 50/50-fordeling mellom perioder med "moderat forurensing" og "markert forurensing".

Kildene til den bakterielle forurensinga er antakelig sammensatt. Det er en bakgrunnsforurensing som skyldes overflateavrenning med avføring fra ville dyr og fugler og husdyr på beite. I tillegg er det antakelig periodevis tilførsel av utslipp fra boligkloakk, og ved Teigen (st. D) er dette ganske konstant.

8.3 Begroing

Begroingsundersøkelsen i Neavassdraget i 1993-94 er en videreføring av en tilsvarende undersøkelse i 1988-89. Målsettingen er å gi en generell beskrivelse av vannkvaliteten, samt beskrive vannkvaliteten i forhold til reguleringsinngrep i vassdraget de senere år. Eventuelle andre virkninger av reguleringsinngrepene vurderes også.

Totalt sett tilsier begroingsobservasjonene i 1993-94 at det ikke har oppstått nevneverdige forurensningsproblemer som følge av de siste reguleringsinngrepene i Neavassdraget. Begroingssamfunnet bestod i alt vesentlig av arter som trives i tilnærmet nøytralt, relativt elektrolytt- og næringsfattig vann. Selv om begroingssamfunnet har vært preget av lavt mangfold og uvanlige mengdemessige forhold i forbindelse med diverse anleggsperioder, synes det i 1994 langt på vei å være normalisert, bl.a. har forurensningsømfintlige, nitrogenfikserende blågrønnalger økt i antall og mengde. Visse trekk ved begroingssamfunnet viser at det bl.a. utsettes for stadige vekslinger i vannføring.

8.4 Bunndyr

Sammensetningen av bunndyrsamfunnet i Nea er undersøkt både med kvalitative og kvantitative bunndyrprøver i de to periodene 1988-89 og 1993-95. I begge perioder bestod faunaen på alle de undersøkte stasjonene av dyregrupper som finnes i lite forurensningspåvirket, næringsfattig, rennende vann. Døgnfluer, steinfluer, fjærmygg, sviknott og steinfluer var gjennomgående de dominerende gruppene på alle stasjonene. Tetthetene av bunndyr var, med unntak av juni 1993, lave (50-600 ind./m²) og gjenspeiler forholdsvis næringsfattige forhold.

På strekningen som har fått redusert vannføring (st. A-C) opptrådte forurensningsømtålige arter i betydelig grad også etter utbygging. Det ble imidlertid registrert en endring i faunasammensetningen her med bl.a. overgang til større andel arter som trives i stilleflytende vann, og en økt andel av algespisere og arter som lever av å filterere vann (filterfeeders). Dette settes i sammenheng med reguleringsinngrepene med redusert vannføring og vannhastighet, bygging av terskeldammer og økt begroing etter bygging av Nedre Nea kraftverk.

Nederst i Nea (st. D), nedafor kraftverksutløpet, har det skjedd en reduksjon av artsantallet av særlig døgnfluer og vårfluer. Det skjedde også en endring i døgnflue- og vårfluesamfunnet, og mangel på flere forurensningsømfintlige arter av døgn- og steinfluer i 1993-95 sammenlignet med forrige periode, kan tyde på en økt organisk belastning eller/og endrete fysiske forhold.

I 1988-89 fant vi klare forurensningseffekter på bunnfaunaen i en sidebekk til Nea ved Bogstadhølen grunnet punktutslipp. I 1993-95 var bekken klarnet og forekomst av flere reintvannsarter av bunndyr tyder på en bedret vannkvalitet.

Bruk av tre typer forurensningsindekser viser verdier over grensen for svak forurensning på alle stasjonene i Nea (reintvannsforhold). Sammenholdt med bunnfaunasammensetningen konkluderer vi med at indeksene ikke klarer å fange opp svake forurensninger, og det anbefales at bruk av forurensningsindekser videreutvikles for å tilpasses norske forhold.

9 LITTERATUR

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. – *Wat. Res.* 17: 333-347.
- Arnekleiv, J.V. 1985. Seasonal variability in diversity and species richness of ephemeropteran and plecopteran communities in a boreal stream. – *Fauna norv. Ser. B.* 32: 1-6.
- Arnekleiv, J.V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. Biotopjusteringsprosjektet. – NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 28: 35 s.
- Arnekleiv, J.V. 1992. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1992, 1: 1-41.
- Arnekleiv, J.V. 1994. Gytevandring hos innsjølevende aure i Gudbrandsdalslågen og Nea. – Fiskesymposiet 1994, EnFO Publikasjon nr. 26: 99-117.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E. A. 1991. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1991, 2: 1-53.

- Aspmo, R., 1986. Forurensninger fra landbruket - ressurser på avveier. GEFO. NLVF. Landbruksforlaget.
- Bjerve, L., 1983. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Stensiltrykk nr. 2/83. Ås-NLH.
- Bongard, T. & Koksvik, J.I. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1989, 2: 1-20.
- Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. 1994. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1994, 9: 1-29.
- Borgstrøm, R. & Saltveit, S.J. 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken - Hoffselva og Mærradalsbekken. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 38: 53.
- Brittain, J.E. 1978. Sparkemetoden - fordeler, ulemper og anvendelser. – Fauna 34: 56-58.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 108: 70 s.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bruk av bunndyr i forurensningsovervåking. – Vann 19: 116-122.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Fiskedød i Akerselva: Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 92: 18 s.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1988. A fish-kill in the river, Akerselva, Oslo, Norway: The use of benthos and fish to trace the source of pollution. – Fauna norv. Ser. A 9:
- Byskov, P., 1986a. Vigda i Skaun. Kartlegging av forurensningstilførsler. – Rapport nr. 2-1986. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvernavdelingen.
- Byskov, P., 1986b. Børselva i Skaun. Kartlegging av forurensningstilførsler. – Rapport nr. 3-1986. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvernavdelingen.
- Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. – Wat. Pollut. Control Lond. 69: 415-422.
- Fjellheim, A., Raddum G.G. & Schnell, Ø. A. 1989. Changes in benthic animal production of a weir basin after eight years of succession. – Regulated Rivers: Research and Management 3:183-190.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. – Elsevier, London. 546 s.
- Langeland, A. & Haukebø, T. 1979. Ørret, lake og bunndyr i Nea før bygging av terskler. – NVE, Terskelprosjektet, Informasjon nr. 9: 1-56.
- Lindstrøm, E-A. 1989. Begroingsforhold i Atnavassdraget. Forsknings- og referansevassdrag - Atna. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdrags utbygging. – MVU-rapport nr. B54-1989.
- Lorvik, M., 1988. Gaula, Byneset, Øysand - Brekka. Tiltaksorientert overvåking -forurensningstilførsler. Rapport nr. 9-1988. – Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen.
- Lundekvam, H., 1981. Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. – Sluttrapport nr. 467. NLVF.
- Moen, A. & Kjelvik, L. 1981. Botaniske undersøkelser i Garbergselva/Rotla-området i Selbu, Sør-Trøndelag, med vegetasjonskart. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Bot. Ser. 1981-3: 106 s.
- NIVA 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder.

- Reinertsen, H. & Langeland, A. 1978. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978, 2: 1-55.
- SFT 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Håndbok. Statens forurensningstilsyn, 1989.
- Solem, J.O. & Resh, V.H. 1981. Larval and pupal description, life cycle, and adult flight behavior of the sponge-feeding caddisfly, *Ceraclea nigronervosa* (Retzius), in Central Norway (Trichoptera). – Ent. Scand. 12: 311-319.
- Traaen, Asvall, R.P., Brettum, P., Heggberget, T.G., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Rørslett, B. og Aagaard, K. 1983. Basisundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-82. Hovedrapport. Norsk institutt for vannforskning, NIVA. O-80002-16: 1-117.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special reference to aquatic systems. – Wat. Res. 18: 653-694.
- Wolff, F. Chr. 1976. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Trondheim 1:250 000. Norges geologiske undersøkelse, 1 pl.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. – Chemy. Indust. 11: 443-447.
- Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 1. Generell del. – NIVA rapp. 0-87119/E-88421. Oslo. 62 s.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Resultater av vannkjemiske analyser fra Nea 1993-94

Stasjon	Dato	pH	Konduktivitet mS/m	Turbiditet f.t.u	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg Ca/l	Klorid mg Cl/l	Magnesium mg Mg/l	Natrium mg Na/l	Kalium mg K/l	Sulfat mg SO ₄	Karbon mg C/l	Fosfor µg P/l	Nitrogen µg N/l	Nitrat ug NO ₃ -N/l
A	21.04.93	7,36	8,0	0,30	0,40	8,5	5,1	1,40	2,51	1,03	5,7	4,4	7,3	531	395
A	13.05.93	6,90	2,5	0,25	0,11	2,3	2,3	0,40	1,32	0,37	1,8	3,4	3,8	170	45
A	16.06.93	7,20	2,9	0,15	0,14	2,9	1,0	0,47	1,18	0,42	3,1	4,0	2,6	116	31
A	14.07.93	7,16	3,0	0,21	0,17	1,7	1,4	0,50	1,28	0,55	3,0	3,3	5,2	353	27
A	18.08.93	7,02	2,6	0,31	0,17	2,9	1,0	0,45	0,97	0,31	1,9	3,4	5,4	145	26
A	22.09.93	7,17	3,7	0,27	0,22	4,6	1,5	0,61	1,18	0,53	3,6	2,4	2,8	165	71
A	27.10.93	6,58	2,4	0,87	0,09	1,9	1,2	0,42	1,06	0,39	2,3	5,8	5,0	211	44
A	17.11.93	7,24	5,9	0,13	0,27	6,3	2,5	0,95	1,73	0,75	7,7	3,4	< 1,0	336	205
A	15.12.93	6,75	4,4	0,09	0,23	4,5	2,4	0,62	1,55	0,56	2,1	1,6	2,3	255	204
A	19.01.94	7,22	7,8	0,06	0,55	10,7	1,7	0,98	1,63	1,06	4,6	1,1	2,1	213	180
A	16.02.94	7,39	8,6	0,03	0,63	11,6	2,0	1,10	1,69	1,28	5,2	1,0	2,7	198	190
A	16.03.94	7,35	8,6	0,07	0,61	12,0	2,3	1,03	1,66	1,20	7,6	1,2	2,0	220	208
A	20.04.94	7,18	5,2	0,36	0,20	5,3	3,8	0,97	2,00	1,12		7,3	7,6	340	158
A	18.05.94	6,84	3,3	0,26	0,14	3,0	2,0	0,56	1,29	0,62	3,8	5,0	5,9	230	47
A	15.06.94	6,85	2,8	0,24	0,11	2,6	1,8	0,51	1,27	0,55	3,4	6,0	5,4	242	53
Gisnitt		7,08	4,8	0,24	0,27	5,4	2,1	0,73	1,49	0,72	4,0	3,6	4,3	248	126
SD		0,24	2,4	0,20	0,19	3,6	1,1	0,31	0,40	0,33	2,0	1,9	1,9	105	106
Median		7,17	3,7	0,24	0,20	4,5	2,0	0,61	1,32	0,56	3,5	3,4	4,4	220	71
Min		6,58	2,4	0,03	0,09	1,7	1,0	0,40	0,97	0,31	1,8	1,0	2,0	116	26
Max		7,39	8,6	0,87	0,63	12,0	5,1	1,40	2,51	1,28	7,7	7,3	7,6	531	395

vedlegg 1, forts.

Stasjon	Dato	pH	Konduktivitet mS/m	Turbiditet f.t.u	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg Ca/l	Klorid mg Cl/l	Magnesium mg Mg/l	Natrium mg Na/l	Kalium mg K/l	Sulfat mg SO ₄	Karbon mg C/l	Fosfor µg P/l	Nitrogen µg N/l	Nitrat ug NO ₃ -N/l
B	21.04.93	7,36	6,4	0,32	0,26	6,5	4,6	1,09	2,37	1,01	6,4	5,6	6,7	411	275
B	13.05.93	6,82	2,2	0,24	0,09	1,8	2,3	0,34	1,32	0,28	1,5	3,1	4,4	147	30
B	16.06.93	7,20	3,4	0,16	0,17	3,7	1,2	0,53	1,23	0,49	3,5	3,0	2,5	179	89
B	14.07.93	7,26	3,5	1,40	0,20	1,9	1,5	0,55	1,40	0,63	3,6	3,3	6,3	188	83
B	18.08.93	7,04	2,5	0,30	0,17	2,7	0,6	0,41	0,94	0,28	2,3	3,6	4,6	151	25
B	22.09.93	7,29	4,6	0,21	0,28	5,7	1,7	0,73	1,33	0,64	4,5	4,5	2,9	240	149
B	27.10.93	6,49	1,9	0,77	0,08	1,5	0,9	0,34	0,88	0,32	1,6	5,5	6,0	180	23
B	17.11.93	7,38	7,6	0,12	0,38	7,8	2,5	1,11	1,78	0,95	8,5	3,9	<	630	408
B	15.12.93	7,93	13,2	0,07	0,70	17,6	3,6	2,07	2,40	1,44	16,1	1,0	2,4	950	930
B	19.01.94	7,12	11,8	0,05	0,60	17,8	2,9	1,86	2,34	0,37	14,2	1,2	2,0	960	950
B	16.02.94	7,65	17,5	0,04	1,10	23,8	4,5	2,82	3,02	2,13	21,8	1,1	2,0	1190	1170
B	16.03.94	7,21	11,7	0,11	0,61	15,7	3,2	1,80	2,23	1,48	15,0	1,1	3,8	1370	880
B	20.04.94	7,34	5,2	0,25	0,24	5,4	3,7	0,93	2,05	1,06	5,6	7,4	6,6	330	158
B	18.05.94	7,03	3,3	0,20	0,13	3,2	1,9	0,55	1,31	0,59	3,6	4,8	5,6	225	59
B	15.06.94	7,02	2,6	0,18	0,13	2,5	1,6	0,45	1,18	0,45	2,4	5,0	5,4	143	32
Gjennnitt		7,21	6,5	0,29	0,34	7,8	2,4	1,04	1,72	0,81	7,4	3,6	4,4	486	351
SD		0,33	4,8	0,35	0,29	7,2	1,3	0,76	0,64	0,54	6,3	1,9	1,8	424	412
Median		7,21	4,6	0,20	0,24	5,4	2,3	0,73	1,40	0,63	4,5	3,6	4,5	240	149
Min		6,49	1,9	0,04	0,08	1,5	0,6	0,34	0,88	0,28	1,5	1,0	2,0	143	23
Max		7,93	17,5	1,40	1,10	23,8	4,6	2,82	3,02	2,13	21,8	7,4	6,7	1370	1170

vedlegg 1, forts.

Stasjon	Dato	pH	Konduk- tivitet mS/m	Turbiditet f.t.u	Alkalitet mmol/l	Kalsium mgCa/l	Klorid mg Cl/l	Magnesium mg Mg/l	Natrium mg Na/l	Kalium mg K/l	Sulfat mg SO ₄	Karbon mg C/l	Fosfor µg P/l	Nitrogen µg N/l	Nitrat µg NO ₃ -N/l
C	21.04.93	7,14	5,4	0,31	0,20	5,2	4,5	0,96	2,39	0,88	5,7	6,4	6,4	312	171
C	13.05.93	6,77	2,5	0,24	0,10	2,2	2,3	0,40	1,35	0,35	1,8	3,1	3,8	171	45
C	16.06.93	7,24	4,9	0,14	0,28	5,6	1,8	0,81	1,50	0,77	3,9	2,7	2,3	263	170
C	14.07.93	7,02	3,0	0,36	0,19	1,8	1,3	0,48	1,13	0,54	2,0	2,0	2,5	155	85
C	18.08.93	6,97	2,7	0,29	0,17	2,8	0,5	0,45	0,99	0,30	2,0	3,5	5,2	158	30
C	22.09.93	7,13	7,0	0,28	0,44	9,5	2,4	1,15	1,74	1,10	5,4	2,3	2,4	525	439
C	27.10.93	6,54	2,0	0,65	0,09	1,6	0,8	0,36	0,89	0,35	1,6	5,0	4,9	186	35
C	17.11.93	7,31	8,4	0,15	0,48	8,7	3,1	1,38	2,03	1,13	7,1	1,8	<	560	476
C	15.12.93	7,20	11,9	0,09	0,74	15,3	4,3	2,15	2,36	1,67	9,2	1,5	1,7	990	850
C	19.01.94	9,96	13,0	0,28	0,81	16,2	4,2	2,37	2,53	1,82	9,3	1,4	2,1	960	940
C	16.02.94	6,90	13,1	0,05	0,83	16,7	4,9	2,48	2,48	0,15	11,4	1,7	1,7	880	880
C	16.03.94	6,87	13,4	0,08	0,84	18,0	4,8	2,42	2,45	1,97	11,0	1,8	3,1	930	810
C	20.04.94	7,39	7,0	0,28	0,38	8,1	3,9	1,30	2,06	1,34	7,8	5,9	6,9	450	330
C	18.05.94	7,09	4,0	0,21	0,21	4,3	2,5	0,71	1,40	0,70	3,6	1,8	5,1	235	114
C	15.06.94	6,97	3,4	0,19	0,19	3,6	1,7	0,62	1,22	0,61	2,3	4,0	4,3	220	108
Gjennitt		7,03	6,8	0,24	0,40	8,0	2,9	1,20	1,77	0,91	5,6	3,0	3,7	466	366
SD		0,22	4,2	0,15	0,28	5,9	1,5	0,79	0,59	0,58	3,5	1,6	1,7	322	344
Median		7,02	5,4	0,24	0,28	5,6	2,5	0,96	1,74	0,77	5,4	2,3	3,5	312	171
Min		6,54	2,0	0,05	0,09	1,6	0,5	0,36	0,89	0,15	1,6	1,4	1,7	155	30
Max		7,39	13,4	0,65	0,84	18,0	4,9	2,48	2,53	1,97	11,4	6,4	6,9	990	940

vedlegg 1, forts.

Stasjon	Dato	pH	Konduk- tivitet mS/m	Turbiditet f.t.u	Alkalitet mmol/l	Kalsium mg Ca/l	Klorid mg Cl/l	Magnesium mg Mg/l	Natrium mg Na/l	Kalium mg K/l	Sulfat mg SO ₄	Karbon mg C/l	Fosfor µg P/l	Nitrogen µg N/l	Nitrat ug NO ₃ -N/l
D	21.04.93	6,99	3,5	0,29	0,19	3,7	2,0	0,49	1,18	0,40	1,8	3,0	7,4	191	65
D	13.05.93	6,80	2,4	0,25	0,09	2,0	2,3	0,72	1,33	0,31	1,5	3,8	4,1	168	41
D	16.06.93	7,08	2,5	0,21	0,15	2,6	0,8	0,43	0,98	0,35	1,8	2,4	9,2	124	38
D	14.07.93	7,19	2,3	0,41	0,15	1,4	1,1	0,40	1,00	0,37	1,3	2,2	3,1	115	25
D	18.08.93	7,00	2,5	0,33	0,17	2,7	0,8	0,47	0,98	0,28	2,0	3,5	4,8	152	26
D	22.09.93	7,04	2,8	0,26	0,20	3,6	1,4	0,44	0,91	0,33	2,2	2,4	10,9	140	40
D	27.10.93	6,24	2,0	1,25	0,09	1,4	2,0	0,34	0,88	0,30	1,4	4,7	4,7	177	25
D	17.11.93	7,02	2,8	0,22	0,16	3,0	1,3	0,39	0,84	0,30	2,0	1,6	2,2	231	49
D	15.12.93	7,12	2,7	0,09	0,14	2,9	1,4	0,37	0,84	0,24	2,1	1,6	4,3	140	32
D	19.01.94	6,77	2,7	0,22	0,17	2,9	1,0	0,38	0,89	0,25	1,7	2,4	5,1	154	37
D	16.02.94	6,92	2,7	0,15	0,14	3,2	1,2	0,38	0,88	0,33	2,2	2,4	3,0	124	35
D	16.03.94	7,05	3,0	0,18	0,19	3,7	1,2	0,40	0,89	0,35	2,0	2,6	3,8	150	35
D	20.04.94	7,26	3,4	0,25	0,21	4,2	1,8	0,50	1,13	0,55	2,4	3,7	6,2	215	60
D	18.05.94	6,90	2,4	0,30	0,11	2,2	1,5	0,43	1,01	0,50	1,7	3,5	8,6	195	52
D	15.06.94	6,95	1,8	0,25	0,11	1,8	1,1	0,35	0,87	0,33	1,0	3,7	8,3	114	29
Gisnitt		6,96	2,6	0,31	0,15	2,8	1,4	0,43	0,97	0,35	1,8	2,9	5,7	159	39
SD		0,24	0,5	0,27	0,04	0,9	0,5	0,09	0,14	0,08	0,4	0,9	2,6	36	12
Median		7,00	2,7	0,25	0,15	2,9	1,3	0,40	0,91	0,33	1,8	2,6	4,8	152	37
Min		6,24	1,8	0,09	0,09	1,4	0,8	0,34	0,84	0,24	1,0	1,6	2,2	114	25
Max		7,26	3,5	1,25	0,21	4,2	2,3	0,72	1,33	0,55	2,4	4,7	10,9	231	65

Vedlegg 2. Resultater av mikrobiologiske analyser fra Nea 1993-94

Overvåking Neavassdraget 1993-94						
VANNKVALITETSVURDERING						
Mikrobiologisk belastning						
Sted:		Langsmoen, stasjon A			EDB-nr:	
	Dato	Bakterier pr.100 ml				Forurensings-grad
		KB	TKB	FS	CP	
1	210493	120	4	2	4	2(1)
2	1305	72	3	2		2(1)
3	1606	4	1	3	0	1
4	1407	1	0	0	0	1
5	1808	180	43	17	0	2
6	2209	14	5	35	0	2
7	2710	60	33	26	2	2
8	1711	2	0	26	0	2(1)
9	1512	0	0	0	0	1
10	190194	1	0	0	0	1
11	1602	0	0	0	0	1
12	1603	0	0	0	0	1
13	2004	4	0	1	4	1
14	1805	0	0	1	2	1
15	1506	13	13	0	1	2
16						
17						
18						
19						
20						
	MIN	0	0	0	0	1: 8 ganger, 53 %
	MAX	180	43	35	4	2: 7 ganger, 47 %
	MEDIAN	4	0	1	0	3: 0 ganger, 0 %
	ARIT.MID.	31	7	8	1	4: 0 ganger, 0 %
	GEOM.MID	6,1	2,5	2,8	1,3	5: 0 ganger, 0 %
		FORURENSINGSGRAD			2	Totalt: 15 ganger

Parametre:

KB = koliforme bakterier/100 ml

TKB = termotolerante koliforme bakterier/100 ml

FS = feklæe streptokokker/100 ml

CP = Clostridium perfringens/100 ml

Tall i parentes:

Dersom forurensningsgraden er fastsatt med utgangspunkt i en annen parameter enn TKB, er graden for TKB satt i parentes.

vedlegg 2, forts.

Overvåking Neavassdraget 1993-94						
VANNKVALITETSVURDERING						
Mikrobiologisk belastning						
Sted:		Bogstadhølen, stasjon C		EDB-nr:		
	Dato	Bakterier pr. 100 ml				Forurensingsgrad
		KB	TKB	FS	CP	
1	210493	10	0	0	0	1
2	1305	62	4	1		2(1)
3	1606	22	8	1	4	2
4	1407	8	3	2	0	1
5	1808	160	45	10	0	2
6	2209	100	33	7	0	2
7	2710	70	32	17	6	2
8	1711	70	1	2	0	2(1)
9	1512	250	8	1	0	2
10	190194	100	22	0	0	2
11	1602	23	23	0	0	2
12	1603	22	2	3	2	1
13	2004	56	3	1	0	2(1)
14	1805	6	1	2	2	1
15	1506	35	11	3	0	2
16						
17						
18						
19						
20						
	MIN	6	0	0	0	1: 4 ganger, 27 %
	MAX	250	45	17	6	2: 11 ganger, 73 %
	MEDIAN	56	8	2	0	3: 0 ganger, 0 %
	ARIT.MID.	66	13	3	1	4: 0 ganger, 0 %
	GEOM.MID	40	6,4	2,1	1,4	5: 0 ganger, 0 %
		FORURENSINGSGRAD			2	Totalt: 15 ganger

Parametre:

KB = koliforme bakterier/100 ml

TKB = termotolerante koliforme bakterier/100 ml

FS = feklæe streptokokker/100 ml

CP = Clostridium perfringens/100 ml

Tall i parentes:

Dersom forurensingsgraden er fastsatt med utgangspunkt i en annen parameter enn TKB, er graden for TKB satt i parentes.

vedlegg 2, forts.

Overvåking Neavassdraget 1993-94.						
VANNKVALITETSVURDERING						
Mikrobiologisk belastning						
Sted:	Rollset, stasjon B	EDB-nr:				Forurensings- grad
Dato	Bakterier pr.100 ml.					
	KB	TKB	FS	CP		
1	210493	130	120	0	0	3
2	1305	22	1	0		1
3	1606	0	0	0	0	1
4	1407	0	0	0	0	1
5	1808	150	40	10	4	2
6	2209	6	1	3	0	1
7	2710	68	33	26	0	2
8	1711	2	0	23	0	2(1)
9	1512	8	2	0	0	1
10	190194	1	2	0	0	1
11	1602	2	0	0	0	1
12	1603	2	1	9	2	2(1)
13	2004	6	0	0	6	2(1)
14	1805	0	0	2	6	2(1)
15	1506	7	2	0	0	1
16						
17						
18						
19						
20						
MIN	0	0	0	0		1: 8 ganger, 53 %
MAX	150	120	26	6		2: 6 ganger, 40 %
MEDIAN	6	1	0	0		3: 1 ganger, 7 %
ARIT.MID.	27	13	5	1		4: 0 ganger, 0 %
GEOM.MID	6,0	2,6	2,3	1,5		5: 0 ganger, 0 %
	FORURENSINGSGRAD				2	Totalt: 15 ganger

Parametre:

KB = koliforme bakterier/100 ml

TKB = termotolerante koliforme bakterier/100 ml

FS = feklæe streptokokker/100 ml

CP = Clostridium perfringens/100 ml

Tall i parentes:

Dersom forurensningsgraden er fastsatt med utgangspunkt i en annen parameter enn TKB, er graden for TKB satt i parentes.

vedlegg 2, forts.

Overvåking Neavassdraget 1993-94						
VANNKVALITETSVURDERING						
Mikrobiologisk belastning						
Sted:		Teigen, stasjon D		EDB-nr:		
	Dato	Bakterier pr.100 ml				Forurensings-grad
		KB	TKB	FS	CP	
1	210493	88	20	2	2	2
2	1305	46	5	13		2
3	1606	56	10	3	8	2
4	1407	230	26	10	4	2
5	1808	220	65	16	6	3
6	2209	130	33	11	2	2
7	2710	94	49	27	6	2
8	1711	210	65	46	12	3
9	1512	190	82	23	6	3
10	190194	170	78	10	4	3
11	1602	210	67	45	2	3
12	1603	210	55	20	0	3
13	2004	280	47	18	10	2
14	1805	170	27	8	8	2
15	1506	91	54	4	2	3
16						
17						
18						
19						
20						
	MIN	46	5	2	0	1: 0 ganger, 0 %
	MAX	280	82	46	12	2: 8 ganger, 53 %
	MEDIAN	170	49	13	5	3: 7 ganger, 47 %
	ARIT.MID.	160	46	17	5	4: 0 ganger, 0 %
	GEOM.MID	141	37	12	4,1	5: 0 ganger, 0 %
		FORURENSINGSGRAD			3	Totalt: ganger

Parametre:

KB = koliforme bakterier/100 ml

TKB = termotolerante koliforme bakterier/100 ml

FS = feklæe streptokokker/100 ml

CP = Clostridium perfringens/100 ml

Tall i parentes:

Dersom forurensningsgraden er fastsatt med utgangspunkt i en annen parameter enn TKB, er graden for TKB satt i parentes.

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer - en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunndyrsundersøkelser; Preliminær rapport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makroben-
 thosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, *Salmo salar* L. og ørret, *Salmo trutta* L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyningsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbiologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruve-
 drift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Froøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana som-
 meren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitative zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vest-
 finnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddølaldalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser Storvatn og Utsetelva, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjell-
 området fra Vera til Sørli, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos *Triturus vulgaris* (L.), salamander, og *T. cristatus* (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbiologi Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og er-
 oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbiologisk undersøkelse i Grøvvassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonsut-
 trekking av materiale samlet inn med datalogger

- 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnestjøen, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammenheng og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frøngen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelt- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbioologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbeltvassdraget, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, sommeren 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frøngen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbeltvassdraget. Vurdering av virkninger på ferskvannsfaunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbioologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbioologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 82 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46).

- 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøavassdraget (bl.a. Svartsnytvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Helleloområdet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemii, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luruvasdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvasdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvasdraget og Grytneselva, Nesset kommune, samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvasdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfaunistiske undersøkelser i Meisalvasdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chironomidae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetom

- rådet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983-november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Regulering og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanndybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befarings av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyenstikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forsurnings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbiologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunn-dyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunn-dyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnvassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.
- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestandene i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.

- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk artsmangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Kongsjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsfaua, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svaet. 41 s.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.
- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbioologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
- 4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. (LFI-94). 86 s.
- 6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.
- 1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
- 2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
- 4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
- 6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.
- 7 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Isvatnet, Lille Isvatnet, Rundtuvatnet og Trolldalsvatnet, Rana kommune, Nordland. (LFI-101). 27 s.
- 1997-1 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i øvre del av Åbjøravassdraget 1995, 15 år etter regulering. (LFI-102). 43 s.
- 2 Thingstad, P.G. & Hokstad, S. Konsekvenser for vannfugl og marin bunndyrfauna av en eventuell bru og veifylling over Ramsarområdet i Kråkvågsvaet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 50 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ognå og Figga, Steinkjer kommune. (LFI-103). 29 s.
- 4 Dolmen, D. & Winge, K. Boasneglen (*Limax maximus*) og iberiasneglen (*Arion lucitanicus*) i Norge: utbredelse, spredning og skadevirkninger. (LFI-104). 24 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. Effekter av grusgravning på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. (LFI-105). 37 s.
- 6 Dolmen, D. & Kleiven, E. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 1. (LFI-106). 27 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførendel, 1984-85. (LFI-107). 31 s.
- 8 Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hanssen, O. Rotenonbehandlingseffekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. (LFI-108). 48 s.
- 9 Thingstad, P.G. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. 34 s.
- 10 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. (LFI-109). 46 s.

Rapportserien

«Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie» inneholder stoff fra de fagområdene som Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer i hovedsak stoff fra oppdragsprosjekter og andre undersøkelser og forskning utført ved Vitenskapsmuseet. Det tas også inn foredrag, utredninger o.l. som angår museets arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien startet i 1974, og det finnes parallelle arkeologiske og botaniske serier fra Vitenskapsmuseet. Serien har tidligere skiftet navn: «K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.» (1974-86), og fra 1987 «Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie».

Til forfatterne

Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil på PC format, skrevet i Word Perfect eller Word. Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres. Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren «brødtekst», dvs. med færrest mulig formateringskoder. Hovedoverskrifter skal skrives med store bokstaver, de øvrige overskrifter med små bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

1. Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatternes navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatternes navn og adresse(r). Dersom et hefte inneholder flere selvstendige bidrag/artikler, skal hvert av disse ha referat og abstract.
3. Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

Manuskriptet bør for øvrig inneholde:

4. Et forord som ikke overstiger en trykkside. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
5. En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
6. En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
7. Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et «summary» på engelsk.
8. Tabeller og figurer leveres på separate ark og skrives i egne filer. I teksten henvises de til som «Tabell 1», «Figur 1» osv.

Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvist til i manuskriptteksten samles bakerst i manuskriptet under overskriften «Litteratur». Henvisninger i teksten gis som Haftorn (1971), Arnekleiv & Haug (1996) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther et al. (1981). Om det blir vist til flere arbeider, angis det som «som flere forfattere rapporterer (Haftorn 1971, Thingstad et al. 1995, Arnekleiv & Haug 1996,)», dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge: det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og etniske navn), ö = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Ved lik alfabetisk prioritet går to forfattere foran tre eller flere («et al.»).

Eksempler:

Tidsskrift/serie

Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. – *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1996, 3: 1-22.

Kapittel

Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i Hansson, L. (red.). *Ecological principles of nature conservation.* – Elsevier Appl. Sci., London.

Monografi/bok

Kjelsaas, M.B. 1995. Tilbud og valg av næringsdyr hos laksunger (*Salmo salar* L.) i Gaula. – Cand.scient. oppgave i ferskvannøkologi. Universitetet i Trondheim, Zoologisk institutt, AVH. 32 s. Upubl.

Haftorn, S. 1971. Norges Fugler. – Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.

Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brødteksten. På papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør originale lysbilder (dias) leveres med manuskriptet.

Opplag

Rapporten trykkes vanligvis i et opplag på 200-400 eksemplarer.

Utgiver

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
Vitenskapsmuseet
7004 Trondheim
Telefon 73 59 22 80
Telefax 73 59 22 95

Forsidebilder

Hovedbilde: Buavatnet,
Moldelva Verran
(Foto: J.V. Arnekleiv)

Døgnfluellarve, *Siphonurus* sp.
(Foto: P.E. Fredriksen)

Grønnstilk, *Tringa glareola*
(Foto: P.G. Thingstad)

Ørret, *Salmo salar*
(Foto: J.V. Arnekleiv)



ISBN 82-7126-540-7
ISSN 0802-0833