

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

O-80052

RESIPIENTUNDERSØKELSE I TILKNYTNING TIL

UTBYGGING AV LYGNAVASSDRAGET

Oslo, 26. februar 1982

Saksbehandler : Torulv Tjomsland
Medarbeidere : Trond Guldbrandsen
Eli-Anne Lindstrøm
Bjørn Rørslett

For

administrasjonen Lars N. Overrein

J.E. Samdal

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-80052
Undernummer: II
Løpenummer: 1359
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: RESIPIENTUNDERSØKELSE I TILKNYTNING TIL UTBYGGING AV LYGNVASSDRAGET	Dato: 26. februar 1982
Forfatter(e): Eli-Anne Lindstrøm Torulv Tjomsland	Prosjektnummer: 0-80052
	Faggruppe:
	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 65

Oppdragsgiver: Vest-Agder Elektrisitetsverk	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:
Det er planlagt å regulere øvre deler av Lygnvassdraget for produksjon av elektrisk kraft.
Vannet i vassdraget er surt og nær kritisk grense for en levedyktig fiskebestand. I de nedre delene av Storåni og i Lygna er innholdet av koliforme bakterier for høyt til å tilfredsstille helsemyndighetenes krav til drikkevann. Forøvrig er vannkvaliteten overveiende tilfredsstillende. Reguleringen vil trolig føre til sjenerende begroing i de nedre delene av Storåni (restfelt). Forøvrig blir det formodentlig små endringer i vannkvalitet og i den biologiske respons i vassdraget.

4 emneord, norske:
1. Vest-Agder
2. Lygnvassdraget
3. Vassdragsregulering
4. Resipientundersøkelse Utbygging

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:

Torulv Tjomsland

Seksjonsleder:

Hans Holben

For administrasjonen:

J. E. Lunde
Hans Curran

ISBN 82-577-0468-7

INNHold

	Side:
1. SAMMENDRAG	5
2. INNLEDNING	11
2.1 Naturlandskap	11
2.2 Klima	11
2.3 Befolkning	13
2.4 Planlagte reguleringsinngrep	13
3. HYDROLOGI	17
3.1 Nåværende vannføring	17
3.2 Reguleringenens innvirkning på vannføringene	20
4. VANNKJEMI OG BAKTERIOLOGI	25
4.1 Datagrunnlag	25
4.2 Vannkjemi	25
4.3 Bakteriologi	30
5. BEGROING	35
5.1 Generelt om begroing	35
5.2 Resultater	37
6. LYGNA	44
6.1 Vannkvalitet	44
6.2 Regulerings effekter	46
7. REGULERINGSEFFEKTER	47
7.1 Innledning	47
7.2 Fosforkonsentrasjoner - Begroing	48
7.3 Bakteriologi	50
7.4 Surhet	50
7.5 Overføring av Knabenåni	50
7.6 Generelle økologiske konsekvenser av reguleringsinngrep	51
7.7 Valg av reguleringsalternativ	56
8. REFERANSER	57
VEDLEGG	58-65

FIGURFORTEGNELSE

Side:

Figur nr.

1.-1	Oversiktskart	6
1.-2	Reguleringsalternativ I	7
1.-3	Reguleringsalternativ II	8
2.2-1	Nedbørmengden øker innover i landet. Høsten er den mest nedbørrike årstiden. Vintrene er milde	12
2.3-1	Befolkningen er hovedsakelig bosatt langs vassdraget	14
2.4-1	Deler av Knabenånis nedbørfelt i Kvinavassdraget er planlagt overført til Lygnavassdraget	15
3.1-1	Årlig maksimalvannføring 7 døgns middel (m^3/s)	15
3.1-2	Årlig minstevannføring - 7 døgns middel (m^3/s)	18
3.1-3	Midlere årlig varighetskurve	18
3.1-4	Karakteristiske 7-døgn vannføringer i løpet av året	19
3.2-1	Median vannføringer før og etter regulering	21
3.2-2	Lavvannføringer (10 %) før og etter regulering	22
4.2-1	Observerte verdier av surhet, konduktivitet, total nitrogen, total fosfor, termostabile koliforme bakterier og vannføring. M : middelvei	26
4.2-2	Prøvetakingslokaliteter i juni og august 1978 av Kontaktutvalget for vassdragsregulering, Univ. i Oslo	27
4.2-3	Vannet i Lygna er blitt stadig surere	28
4.2-4	Berggrunnen på Sørlandet er sur (granitt og gneis): Den sureste nedbøren faller ved kysten	28
5.1-1	Endringer i organismesamfunnene i en elv med økende belastning med avløpsvann	36
5.2-1	Prøvetakingsstasjoner for begroingsanalyser	38
5.2-2	Dekningsgrad av de viktigste begroingstypene	40
6.1-1	Dybdekart over Lygnevatn	45

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.		Side:
3.2-1	Naturlige og regulerte dreneringsarealer	23
4.3-1	Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann og badevann	33
5.2-1	Begroing	39
7.2-1	Storåni ved Lygna	49

1. SAMMENDRAG

Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) etter oppdrag fra Vest-Agder Elektrisitetsverk.

Målsetningen var å kartlegge dagens vannkvalitet samt å vurdere betydningen av de planlagte reguleringsinngrep.

Lygnavassdraget ligger i Hægebostad og Lyngdal kommune i Vest-Agder (fig. 1-1). Nedbørfeltet er ca. 660 km^2 . Gneis og granitt er de vanligst forekommende bergartene. Løsmassene består hovedsakelig av et tynt bunmorenedekke.

Bosetningen er konsentrert til områdene langs vassdraget. I 1970 var det 4330 innbyggere i nedbørfeltet. Ca. halvparten av disse var bosatt i Lyngdal sentrum nær fjorden.

Reguleringene omfatter områder oppstrøms Lygne. Ved alternativ I ledes vannet via magasinene Trylvatn, eventuelt også Lykkjevattn og Fiskelandsvatn gjennom Hekkfjell kraftstasjon til Storåni ved Lygne (fig. 1-2). Reguleringen omfatter ca. 100 km^2 . Ved alternativ II ledes vannet via magasinene Trylvatn/Lykkjevattn via Tryl kraftstasjon til magasinet Lygnevatn og videre til Hekkfjell kraftstasjon. Dessuten ledes også vann fra magasinet Lianvatn til Hekkfjell kraftstasjon. Reguleringen omfatter ca. 130 km^2 (fig. 1-3). I tillegg ønsker man for begge alternativene å føre vann fra 15 km^2 av Knabenånis nedbørfelt i Kvinavassdraget til Øyvattn i det regulerte området i Lygnavassdraget.

Tingvatn vannmerke drenerer ca. 40% av Lygnas nedbørfelt. Midlere vannføring er der ca. $16 \text{ m}^3/\text{s}$. Vannføringenenes ukemidler varierer vanligvis mellom $0,8$ og $60 \text{ m}^3/\text{s}$ i løpet av et år.

Etter en eventuell regulering vil vannføringen i Storåni oppstrøms kraftstasjonsutslippet bli omtrent halvert. Magasineringsen fører til reduserte vannføringer nedstrøms kraftverksutslippet om sommeren og økte vannføringer i resten av året.

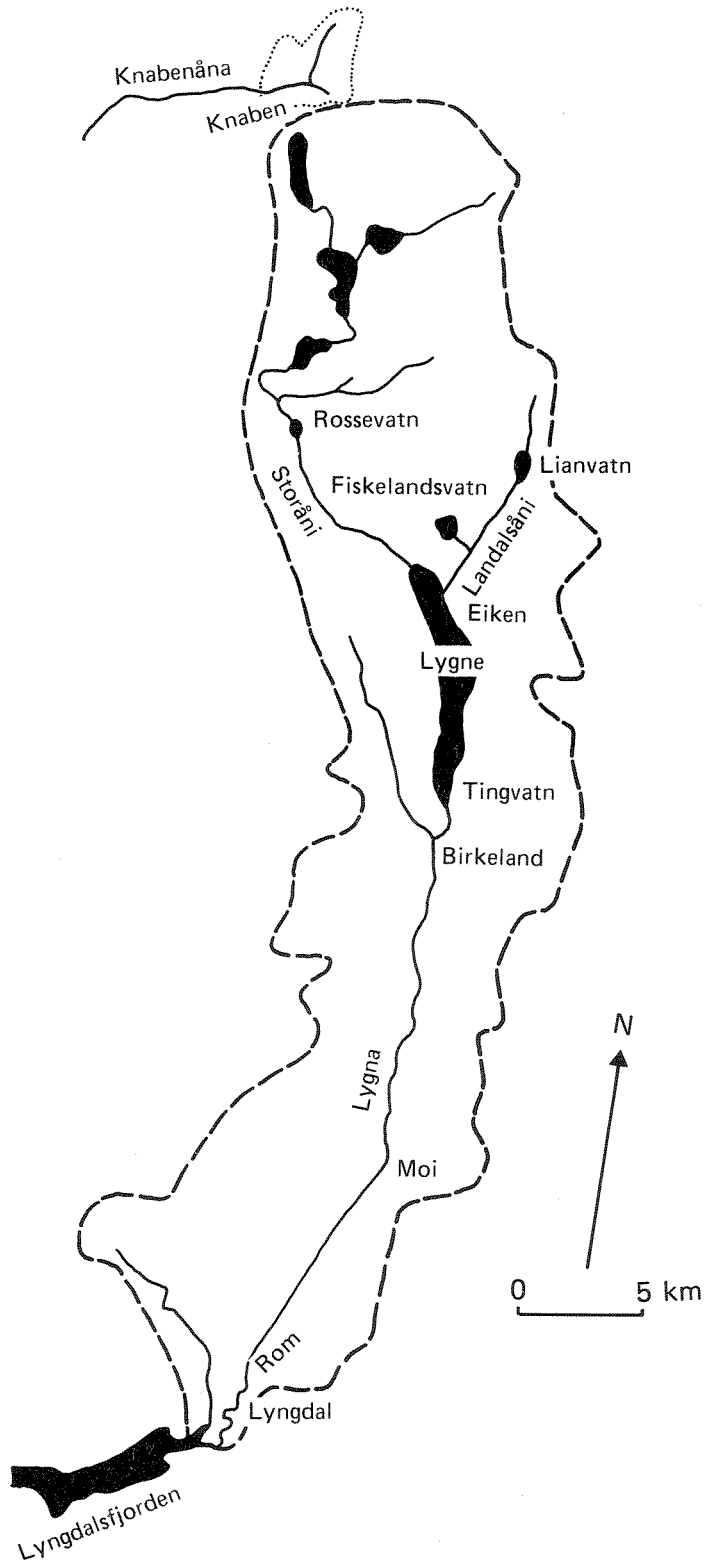


Fig. 1.-1 Oversiktskart.

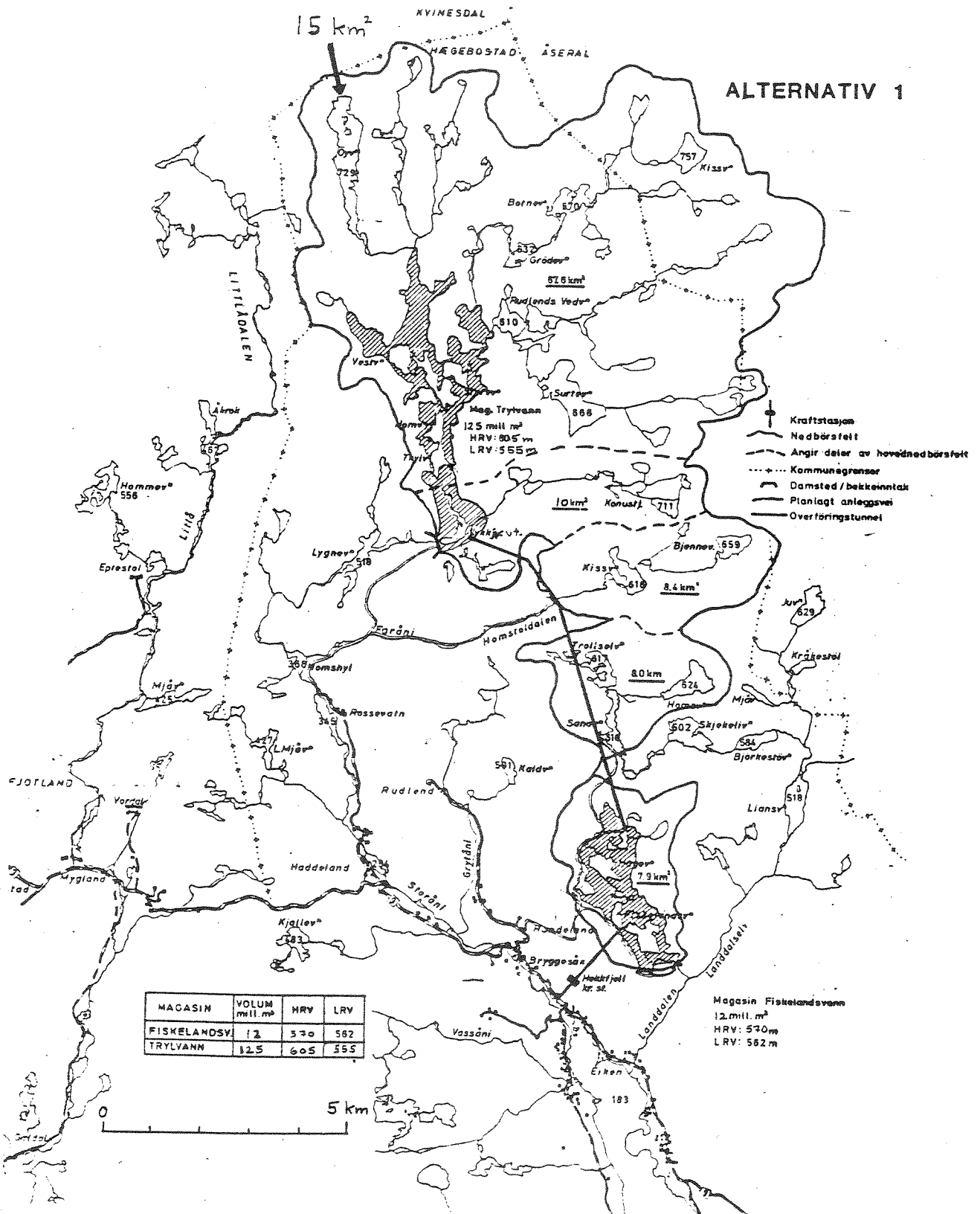


Fig 1.-2 Reguleringsalternativ I

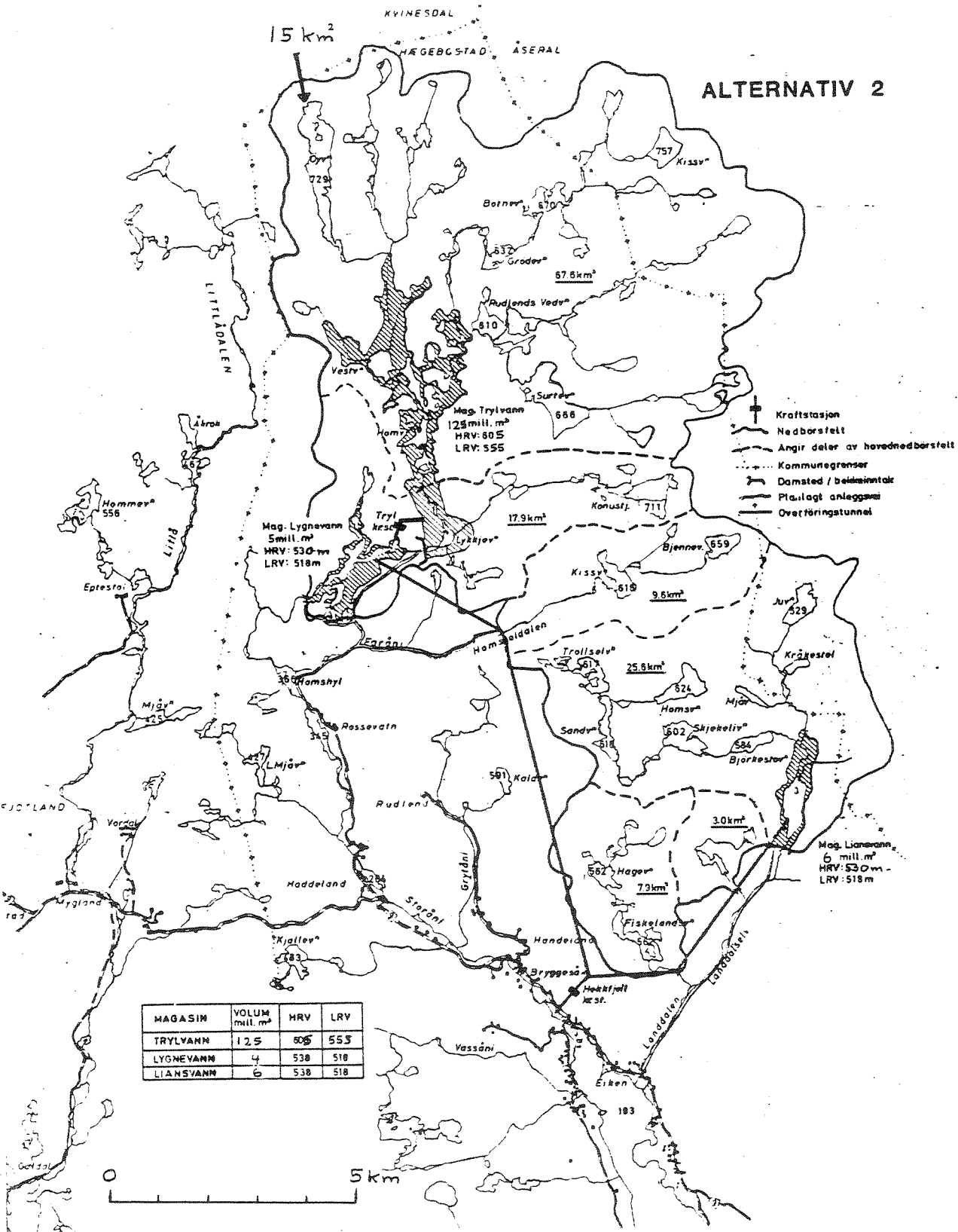


Fig. 1.-2 Reguleringsalternativ II

Ved Tingvatn ved utløpet av Lygne kan vannføringene bli omtrent halvert fra vårflommens kulminasjon til ut juni. Betydningen av reguleringsinngrepene vil avta nedover i vassdraget.

Vannet i vassdraget er fattig på mineralsalter og er blitt stadig surere i de siste 10-årene. Dette har ført til at mange vatn er blitt fisketomme eller har en meget tynn fiskebestand. De høyereliggende områdene i Hægebo-stad kommune synes å være mest utsatt.

I Lygna og i de nedre delene av Storåni er innholdet av termostabile koliforme bakterier iblant for høyt til å tilfredsstillende helsemyndighetenes krav til badevann på 50 bakt./100 ml. Vannet er ikke egnet som drikkevann. Reguleringen vil føre til at vannkvaliteten i nedre deler av Storåni jevnlig kan forventes å være nær øvre grense for akseptabelt badevann. I de nederste delene av Lygna blir forandringene neppe påviselige.

Tilgangen på fosfor i vekstsesongen om sommeren antas å være avgjørende for begroingen i vassdraget. Økte fosforkonsentrasjoner fører vanligvis til økt begroing. I nedre deler av Storåni og i Lygna var fosforinnholdet i grensesonen for akseptabel tilstand. Begroingsanalysene viste imidlertid med unntak av en lokalitet i Storåni, tilfredsstillende forhold. Reguleringen vil føre til gjennomgående økte konsentrasjoner sommerstid. Vi kan derfor forvente å få sjenerende store begroingsforekomster der. I Lygna vil reguleringene føre til en moderat økning i fosforkonsentrasjonene. Betydningen for begroingssamfunnet blir trolig meget liten.

Lygne kan karakteriseres som en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Oksygenforholdene i dypvannet var gode. Innholdet av næringssalter var lavt. Det var moderate mengder med alger. De lave pH-verdiene tilsier at ørret kan ha vanskeligheter med å overleve. Reguleringen vil rimeligvis føre til økte algekonsentrasjoner om sommeren. Forholdene vil trolig fortsatt bli tilfredsstillende. Vi anbefaler imidlertid at produksjonsforholdene holdes under oppsikt dersom en utbygging finner sted.

Enhver forandring i det fysiske miljø som følge av reguleringsinngrep vil medføre en økologisk respons i vassdraget. Denne responsen på begroing, organismeliv, fisk m.m. blir ofte betraktet som negativ. Innenfor visse grenser kan imidlertid en viss produksjon være positiv. Påvirkningen øker med omfanget av regulering. Kunnskapen om disse

virkningene er foreløpig for liten til å kunne foreta en sikker kvantitativ bedømmelse. Vi kan følgelig ikke se bort fra at det kan oppstå merkbare forandringer i begroingssamfunnet i enkelte deler av vassdraget.

Virkingen av de to reguleringsalternativene på resipienten synes å være noenlunde lik.

2. INNLEDNING

Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning etter oppdrag fra Vest-Agder Elektrisitetsverk.

Målsettingen var å kartlegge dagens vannkvalitet i vassdraget samt å vurdere betydningen av de planlagte reguleringsinngrep.

2.1 Naturlandskap

Lygnavassdraget ligger i Hægebostad og Lyngdal kommuner i Vest-Agder. Nedbørfeltet som er på ca. 660 km², strekker seg fra heiområdene i nord til Lyngdalsfjorden i sør. De høyeste partiene når opp til ca. 900 m o.h. Lygne er største innsjø (fig. 1-1). Hovedelva oppstrøms Lygne heter Storåni. I Lyngdalen nedstrøms Lygne renner Lygna.

Nedbørfeltet tilhører det sør-norske grunnfjellsområdet. Bergartene som overveiende består av gneis og granitt, er sure og tungt nedbrytbare.

Landskapet er utskåret i en jevnt fallende flate fra fjellområdene i nord og til kysten. Oppsprekking av denne flaten og erosjon i sprekkesonene har ført til et meget småkupert landskap (heilandskap). Særlig hoveddalføret er påvirket av erosjon av istidenes breer. En rekke bassenger i dalens lengderetning samt U-formede tverrprofiler vitner om dette.

De største løsmasseavsetningene finnes i dalførene. Forøvrig er et tynt bunnmorenedekke vanlig. I de høyereliggende områdene er det mye bart fjell. Marin grense er ca. 25 m o.h.

Løvtrær er dominerende langs dalførene. I de høyereliggende områdene er busker og lyng mest utbredt.

2.2 Klima

Årlig nedbør øker fra kysten og innover i landet fra omtrent 1100 mm til over 1700 mm (fig. 2.2-1. Hovedmengden faller om høsten og vinteren i

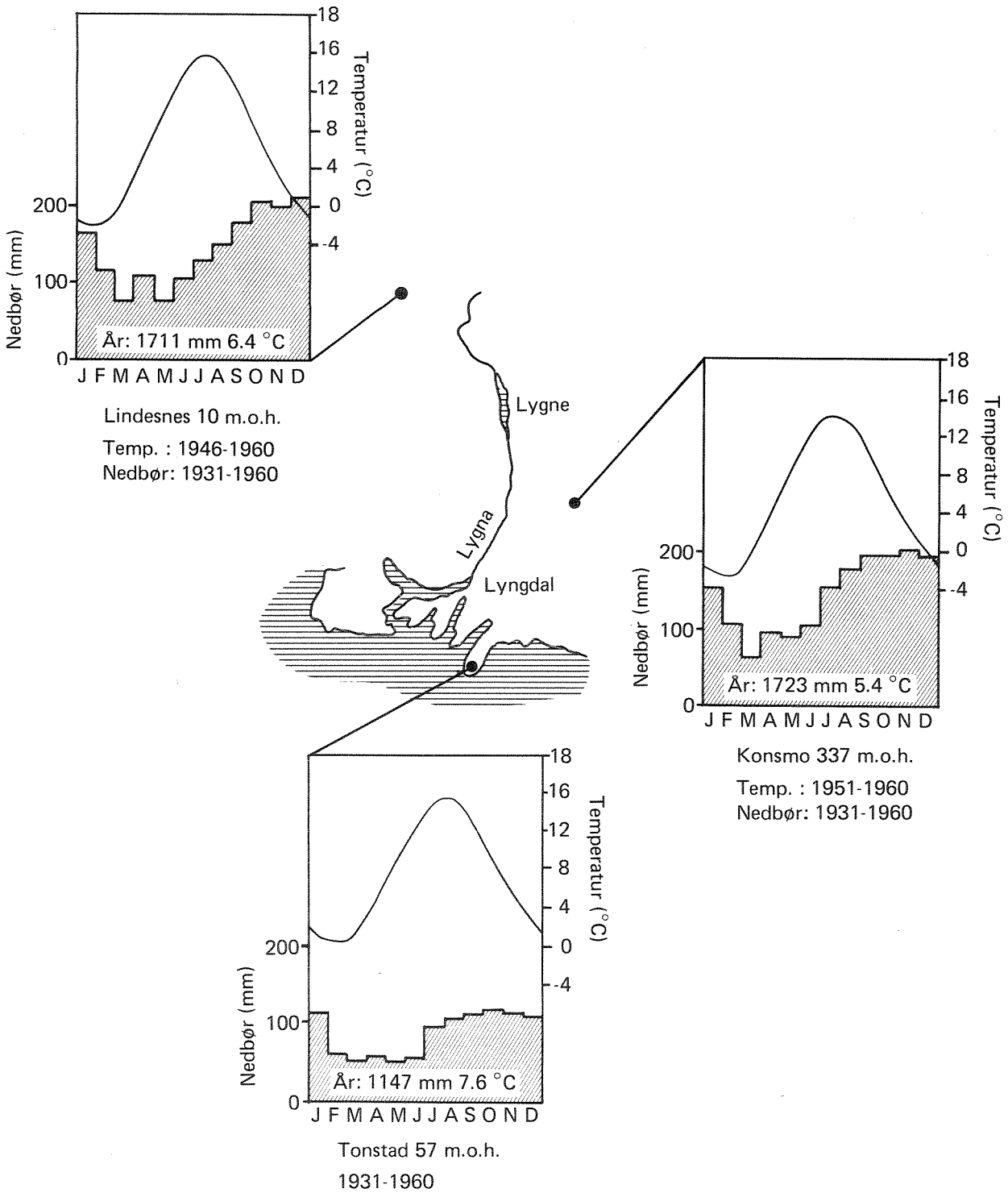


Fig. 2.2-1 Nedbørmengden øker innover i landet. Høsten er den mest nedbørrike årstiden. Vintrene er milde.

tilknytning til fuktige luftstrømmer fra Atlanterhavet (frontnedbør). Vintrene er milde. Ved Lindesnes er månedsmidlene over 0°C hele året igjennom. I de høyereliggende strøk er månedstemperaturen under 0°C noen få måneder i året. Nedbøren kan falle som regn og snøsmelting kan inntreffe gjennom hele vinteren.

2.3 Befolkning

Bosetningen er konsentrert til områdene langs vassdraget (fig. 2.3-1). I 1970 var det ca. 4330 innbyggere i Lyngnas nedbørfelt. Ca. halvparten bodde i Lyngdal sentrum.

Det arbeides med å lede kloakken fra Lyngdal sentrum fra Rom og nedover via renseanlegg til Rosfjorden som ligger utenfor vassdraget.

Med unntak av i Lyngdal sentrum er folk hovedsakelig sysselsatt innen jordbruksvirksomhet.

2.4 Planlagte reguleringsinngrep

Det foreligger 2 alternative utbyggingsplaner. Disse går i hovedtrekk ut på å lede vann fra øvre deler av Storelvas nedbørfelt via kraftverk til Storelvas utløp i Lygne.

Alternativ Ia

Avløpet oppstrøms Lykkjevattn samles i Trylvatnmagasinet (fig. 1.-2).

Vannet ledes til Fiskelandsvatn. Avløp fra $8,4 \text{ km}^2$ av Farånis nedbørfelt ledes inn i overføringstunnelen.

Vannet ledes fra Fiskelandsvatn gjennom Hekkfjell kraftverk til Storelva ca. 1 km oppstrøms Lygne.

Videre er det planlagt å overføre vann fra øvre deler av Knabenånis (ca. 15 km^2) i Kvina vassdraget til Øyvattn (fig. 2.4-1).

Reguleringen omfatter nedbørområder på tilsammen 98 km^2 .

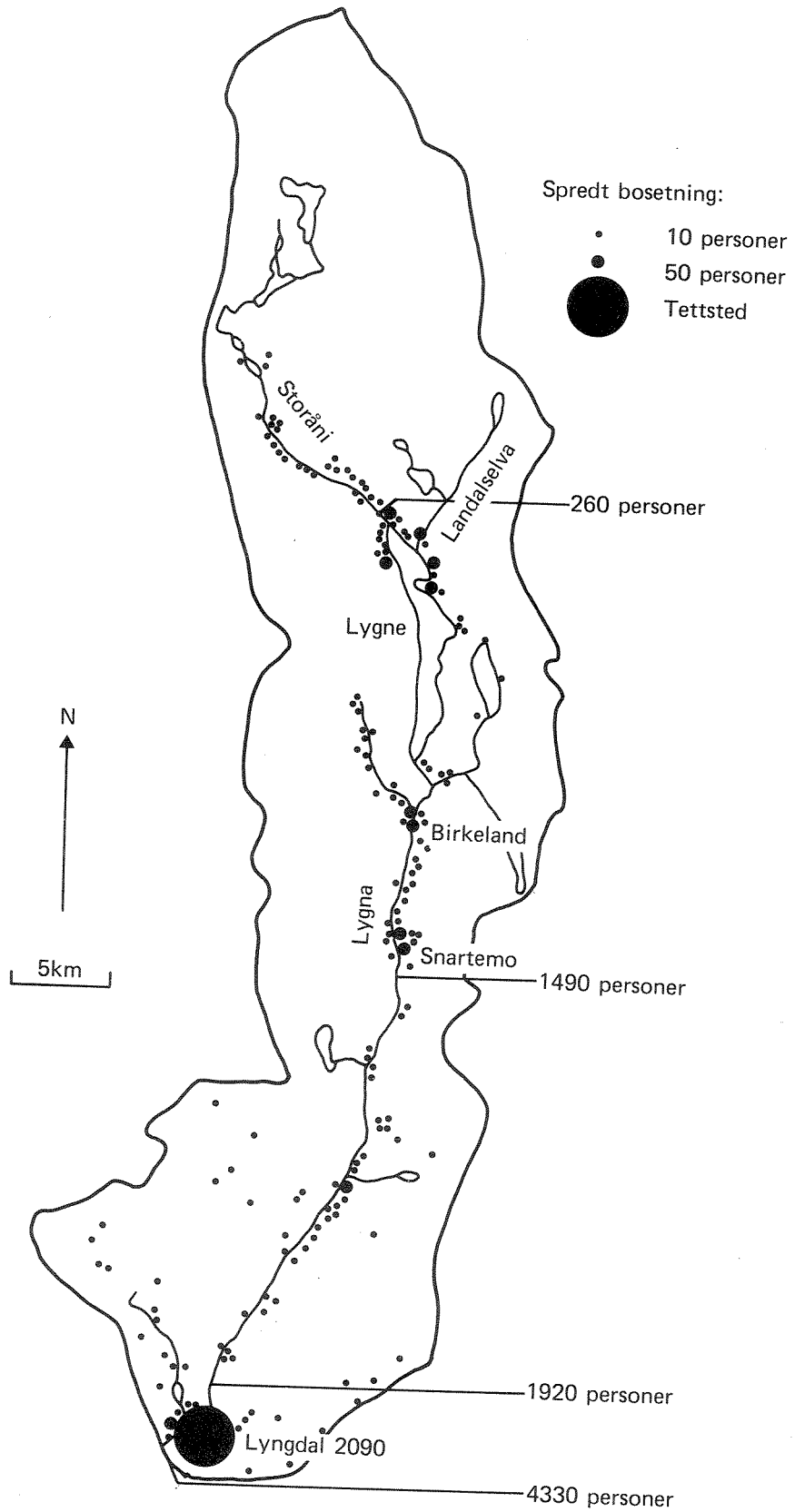


Fig.2.3-1 Befolkningen er hovedsakelig bosatt langs vassdraget.

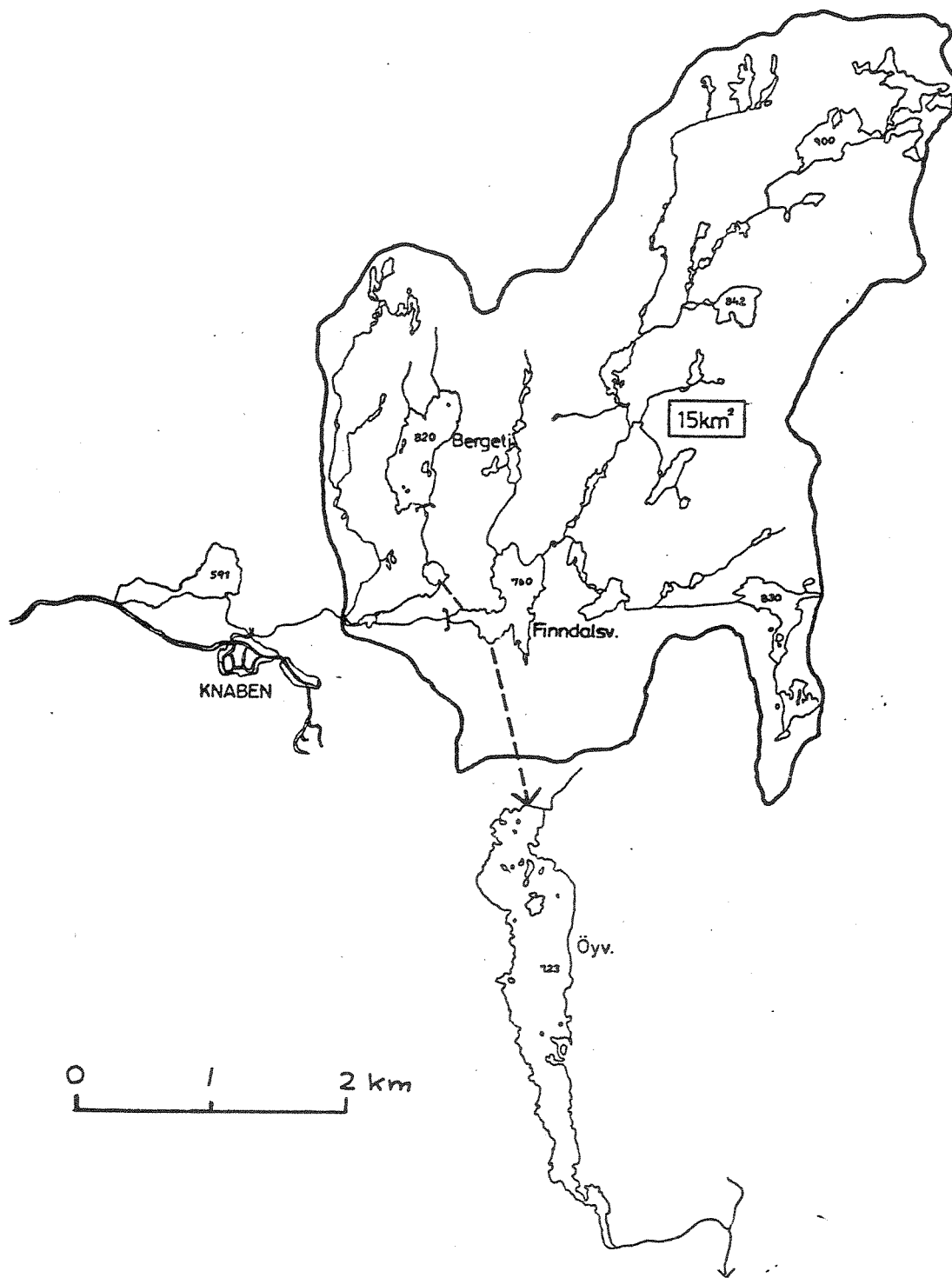


Fig. 2.4-1 Deler av Knabenånis nedbørfelt i Kvinavassdraget er planlagt overført til Lygnavassdraget.

Alternativ IIa

Vannet oppstrøms Lykkjevatn samles i Trylvatnmagasinet som ved alternativ I (fig. 1.-3).

Vannet tappes fra Trylvatnmagasinet via Tryl kraftstasjon til Lygnevatt.

Fra Lygnevatt ledes vannet via tunnel til Hekkfjell kraftstasjon. Underveis tas vann fra 9,6 km² av Farånis nedslagsfelt inn i tunnelen.

Lianvatn reguleres. Vannet føres via tunnel til Hekkfjell kraftverk.

Vann fra Knabenånis overføres til Øyvatn som ved alternativ I.

Reguleringen omfatter nedbørområder på tilsammen 132 km².

Alternativ Ib og IIb

Ved begge reguleringsalternativene er det også vurdert å flytte damstedet for Trylvatnmagasiner til nedenfor Lykkjevatn.

3. HYDROLOGI

3.1 Nåværende vannføringer

Spesifikt avløp i Lygnavassdraget øker fra ca. 45 l/s pr. km² ved utløpet til over 65 l/s pr. km² i de høyestliggende områdene (NVE 1958).

Den hydrologiske beskrivelsen er relatert til VM 556 Tingvatn i perioden 1945-1975. Vannmerket som ligger ved utløpet av Lygne, har et dreneringsområde på 265 km² dvs. 40% av Lygnavassdragets totale nedbørfelt (660 km²). Vannføringene ble oppgitt av NVE. Ved beregningene ble det benyttet 7 døgnsvannføringer.

Årlig maksimalvannføring

Median årlig maksimalvannføring (7 døgnsmiddel) er ca. 60 m³/s (fig. 3.1-1). Dvs. at halvparten av de årlige maksimalvannføringene er høyere enn denne verdien og halvparten lavere. I 10% av årene (10-årsflommen) kan vannføringene forventes å overskride ca. 85 m³/s. 50-årsflommen og 100-årsflommen er i størrelsesorden 100 m³/s og 115 m³/s henholdsvis. De tilsvarende døgnvannføringene er høyere enn 7-døgn verdiene. Største observerte vannføring er 187 m³/s (5/11-1931).

Årlig minstevannføring

Median årlig minstevannføring er ca. 0,8 m³/s (fig. 3.1-2). De minste vannføringene som kan forventes å opptre i gjennomsnitt hvert 10. år og hvert 50. år er henholdsvis ca. 0,11 m³/s og 0,08 m³/s.

Varighet

Midlere vannføring er 15,8 m³/s (fig. 3.1-3). I halvparten av og i 90% av tiden overskrider vannføringen henholdsvis 11 m³/s og 2,5 m³/s. Arealet under kurven representerer avløpsvolum. Ca. 65% av årlig vannvolum drenerer ut i løpet av tilsammen 4 måneder.

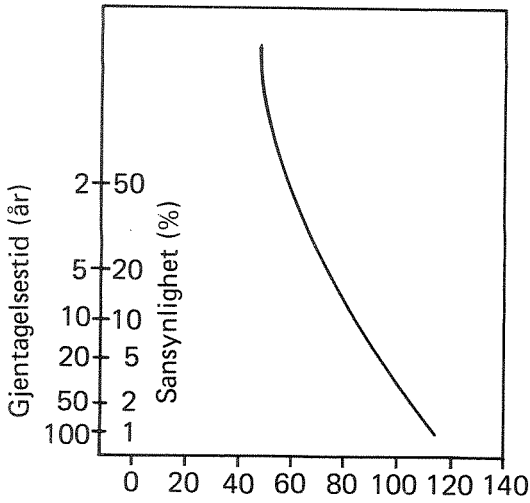


Fig. 3.1-1 Årlig maksimalvannføring - 7 døgns middel (m³/s)

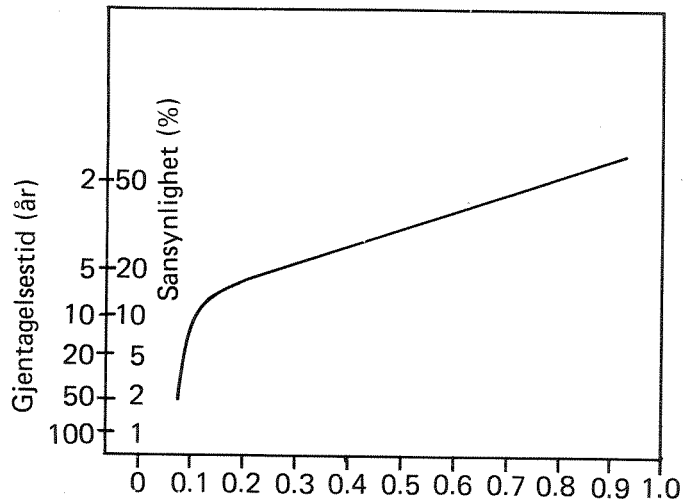


Fig. 3.1-2 Årlig minstevannføring - 7 døgns middel (m³/s)

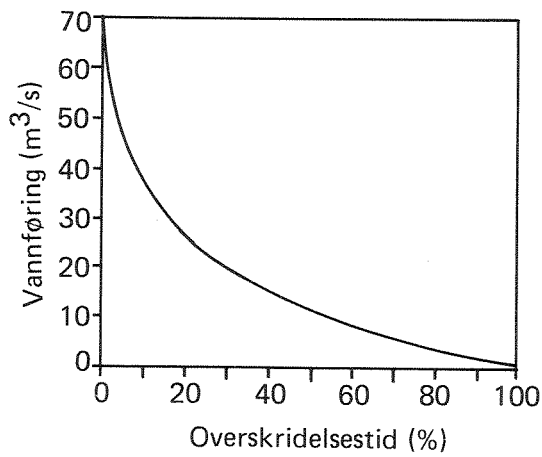


Fig. 3.1-3 Midlere årlig varighetskurve.

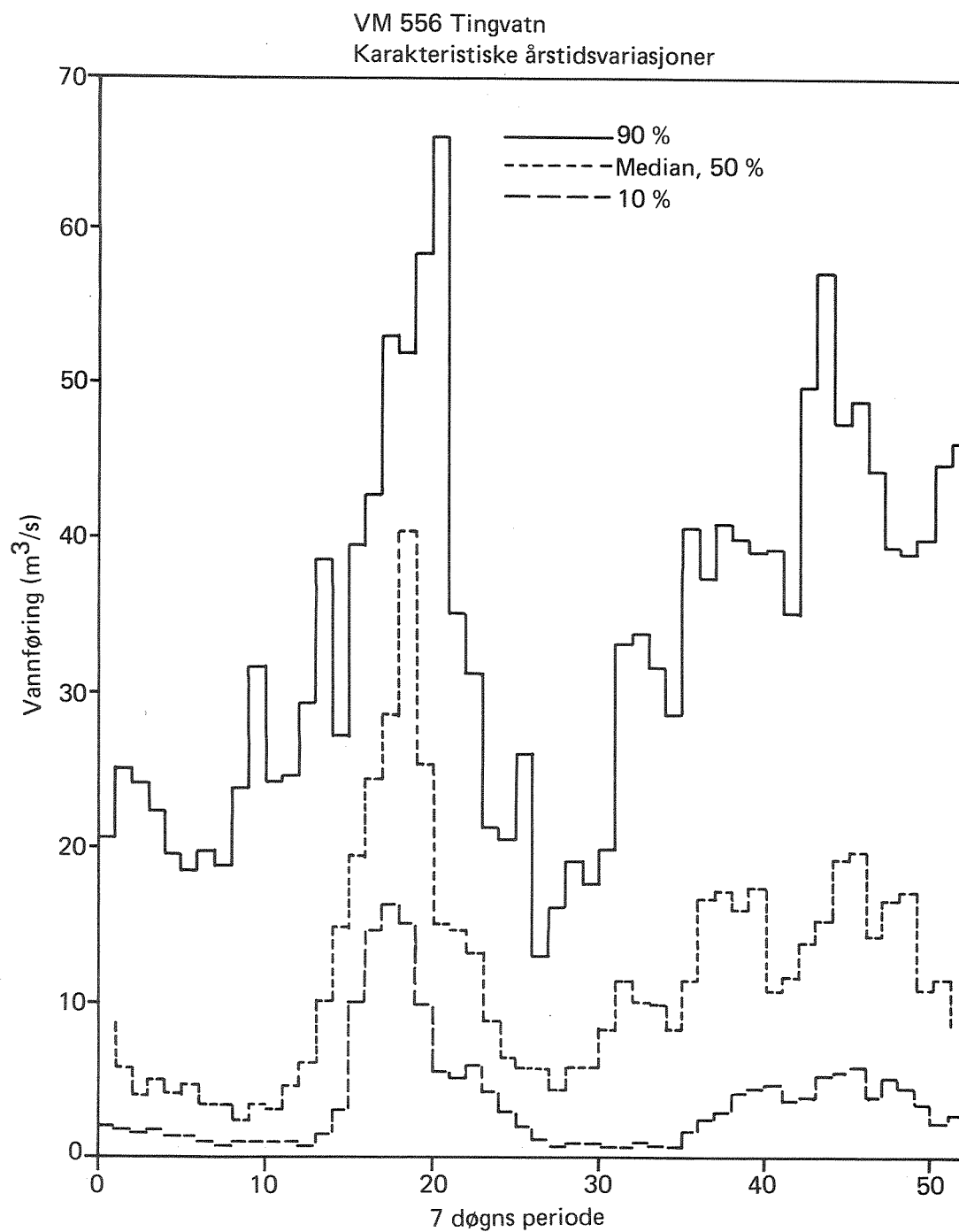


Fig. 3.1-4 Karakteristiske 7-døgn vannføringer i løpet av året.

Karakteristiske årstidsvariasjoner

Fig. 3.1-4 viser karakteristiske vannføringer (7 døgn midler) i løpet av et år. En vannføring tilsvarende 10. prosentilen betyr at denne verdien underskrides i 10% av årene i den aktuelle 7 døgn periode. Dette er det samme som at vannføringen underskrides i gjennomsnitt hvert 10. år i denne perioden. 90. prosentil betyr tilsvarende at vannføringen i den gitte periode i 9 av 10 år har lavere verdier, dvs. overskrides i gjennomsnitt hvert 10. år.

De høyeste vannføringene inntreffer vanligvis om våren (april-mai) som følge av snøsmelting (fig. 3.1-4 median og 90%). Høye vannføringer er også vanlig om høsten (august-desember) i tilknytning til nedbør. Vannføringer over middelvannføringen kan inntreffe hele året (fig. 3.1-4 90%). Dette på grunn av stor høst- og vinter nedbør kombinert med milde vintre.

Lave vannføringer finner vanligvis sted om vinteren (januar-april) og etter snøsmeltingens slutt (juni-juli). I år med lite høstnedbør kan lave vannføringer inntreffe ut året (fig. 3.1-4, 10%).

3.2 Reguleringsens innvirkning på vannføringene

De største endringene i vannføringene vil finne sted i restfeltene i de regulerte områdene. Storånis nedslagsfelt vil bli omtrent halvdelen av det opprinnelige. Landdalsånis restfelt blir ved alternativ I og II henholdsvis 68% og 26% av det uregulerte areal (tabell 3.2-1).

Årsavløpet til Lygne blir ikke påvirket av reguleringsene.

Alternativ II fører der til noe større reguleringsvirkninger over året. Forskjellene blir meget små ved utløpet til fjorden.

Fig. 3.2-1 viser vannføringer før og etter regulering langs Lygnevassdraget i et median år ved reguleringsalternativ IIa. Utbyggeren har stipulert vannføringen gjennom Hekkfjell kraftverk. Vi har videre benyttet medianvannføringen ved VM 556 Tingvatn i perioden 1945-1975 (fig. 3.1-4).

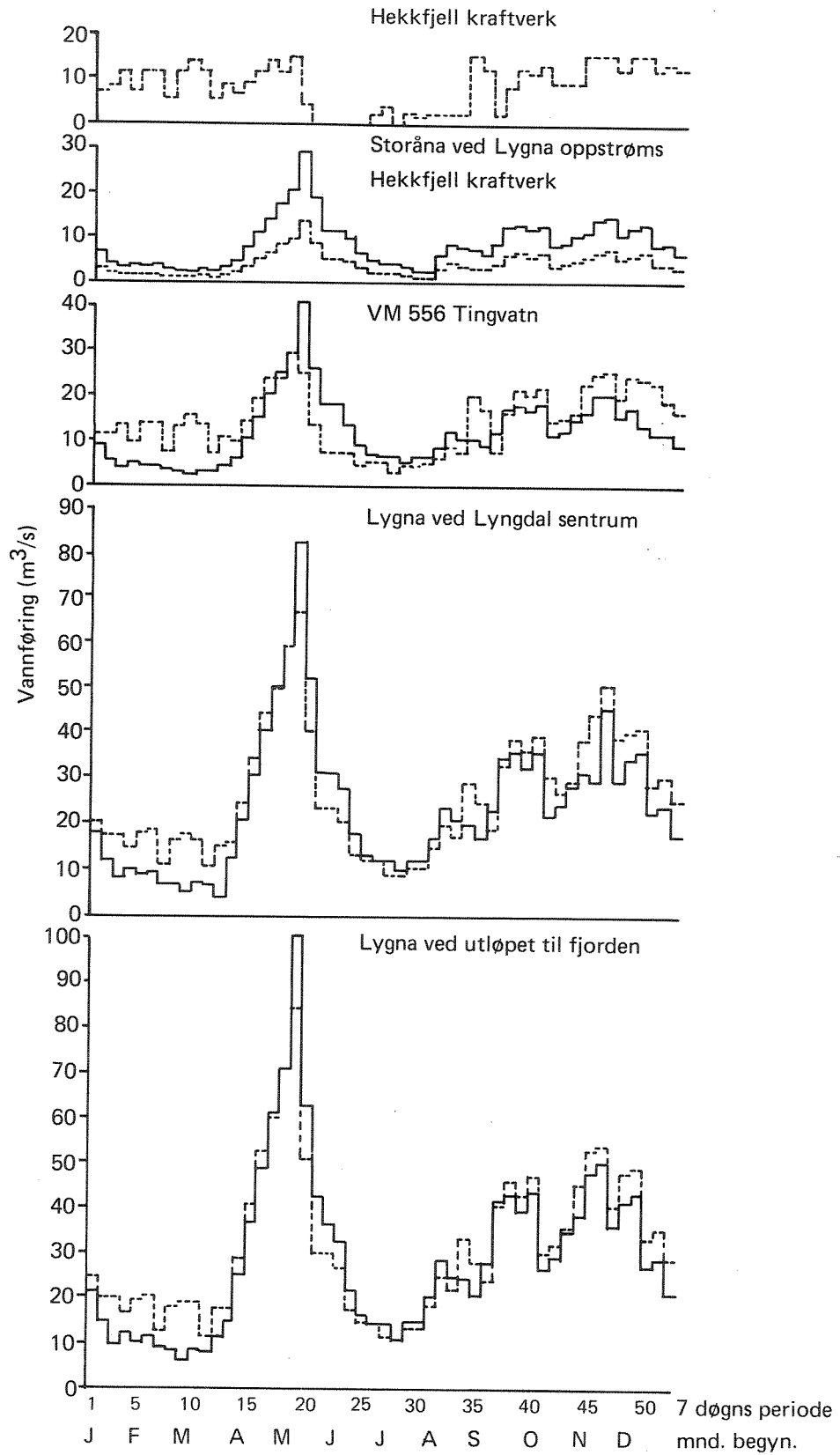


Fig. 3.2-1 Median vannføringer før og etter regulering.

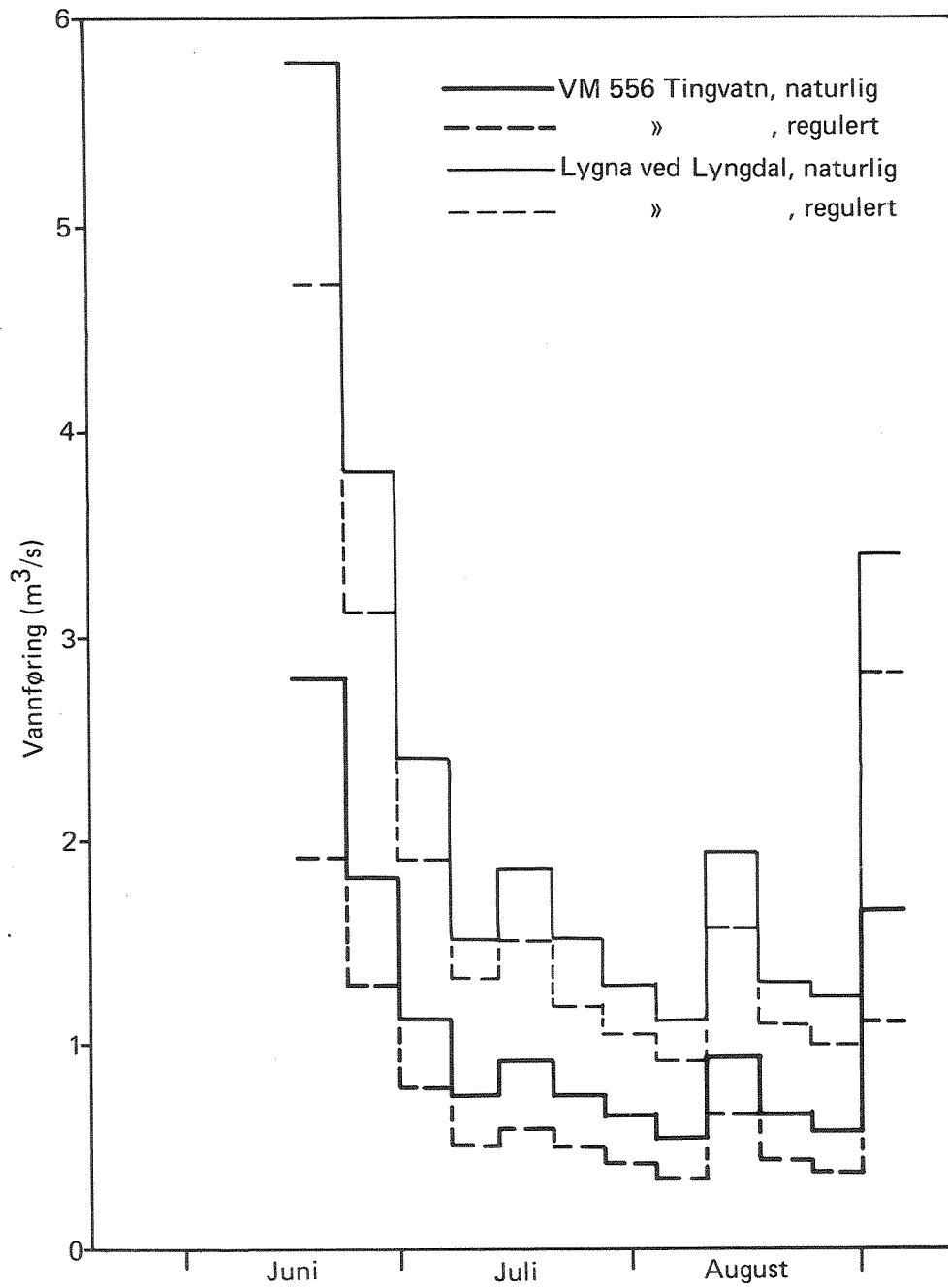


Fig. 3.2-2 Lavvarefaringer (10 %) før og etter regulering.

Tabell 3.2-1. Naturlige og regulerte dreneringsarealer.

	Naturlig km ²	Alt. I		Alt. II	
		Regulert km ²	%	Regulert km ²	%
Storåni ved Lygne	185	86	46	95	51
Landdalsåni ved Lygne	50	16	32	37	74
VM 556 Tingvatn	256	98	37	132	50
Lygne ved Lyngdal sentrum	542	98	18	132	24
Lygne ved utløp til fjorden	661	98	15	132	20

Vannføringene de øvrige stedene er funnet ved hjelp av arealbetraktninger. Vi antok at alt vannet på det regulerte området drenerte gjennom kraftverket dvs. ikke noe overløp.

Full drift av Hekkfjell kraftstasjon krever $14,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Høst og vinter vil vannføringene overveiende ligge mellom $6 \text{ m}^3/\text{s}$ og $14,5 \text{ m}^3/\text{s}$. I mai, juni og juli vil kraftverket være ute av drift eller kjøre med sterkt redusert vannforbruk.

Vannføringene ved Storåni blir omtrent halvert gjennom hele året.

Magasineringen fører til reduserte vannføringer ved Tingvatn (Lygne) om sommeren og økte vannføringer i resten av året. Vannføringen blir omtrent halvert fra vårflommens kulminasjon i begynnelsen av mai til ut i juni.

Betydningen av reguleringsinngrepene vil avta nedover i vassdraget.

Dersom dammen ved Trylvatnmagasinet blir flyttet nedstrøms Lykkjevatnet (Alt. IIb) fører dette til at maksimal driftsvannføring gjennom Hekkfjell kraftverk blir økt fra $14,5 \text{ m}^3/\text{s}$ til $15,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Alt. I vil føre til noe mindre reguleringsvirkninger enn Alt. II. Imidlertid er disse avvikene såpass små at vannføringene som er angitt på fig. 3.2-1 nedstrøms Lygne, kan representere begge reguleringsalternativer i et median år.

Vannføringene kan variere mye fra år til år (fig. 3.1-4). Driften av kraftverkene vil følgelig dermed også variere. I et vannrikt år vil man formodentlig tilstrebe å fordele dette vannet gjennom Hekkfjell kraftverk i løpet av høsten og vinteren. Driftsvannføringen om sommeren vil om magasinvolument er tilstrekkelig stort, forbli omtrent som på fig. 3.2-1. I vannfattige år (f.eks. 10. prosentil på fig. 3.1-4) vil sommervannføringene gjennom kraftverket trolig bli neglisjerbare.

Vi antar at det ikke ledes vann gjennom Hekkfjell kraftverk. Fig. 3.2-2 viser da en nedre grense for de vannføringene som kan forventes å finne sted i tørre år (10. prosentil).

De laveste vannføringene ved VM 556 Tingvatn er under naturlige forhold mellom 0,5 og 1,0 m³/s. De tilsvarende regulerte vannføringene kan ifølge figuren bli mellom 0,3 og 0,7 m³/s eller minimum 63% av de naturlige verdiene.

Ved Lyngdal er de laveste vannføringene mellom 1,0 og 1,5 m³/s. De tilsvarende regulerte vannføringene kan bli mellom 0,8 m³/s og 1,3 m³/s, dvs. minimum 82% av de naturlige verdiene.

4. VANNKJEMI OG BAKTERIOLOGI

4.1 Datagrunnlag

Den 18. og 19. juni 1980 ble det foretatt en befaring langs vassdraget. Vannprøver ble samlet inn for kjemisk analyse.

I perioden februar-oktober 1981 ble det tatt månedlige prøver for analyse av vannkjemi og bakteriologi ved følgende stasjoner (fig. 4.2-1):

- Ly 1 Storåni ved Lygne
- Ly 2 Lygna ved Snartemo, ved bru.
- Ly 3 Lygna ved Rom, ved bru
- Ly 4 Lygna ved Lyngdalsfjorden, ved bru.

De kjemiske prøvene ble analysert ved NIVA's laboratorier i Oslo. De bakteriologiske analysene ble utført ved Næringskontrollen i Kristiansand.

Dessuten har vi benyttet data fra undersøkelse av kontaktutvalget for vassdragsregulering ved Universitetet i Oslo og fra prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk".

Analyseresultater fra disse undersøkelsene er vist i vedlegget.

4.2 Vannkjemi

Surhet, pH

Vannets surhet angis i pH.

Nøytralt vann har pH lik 7,0. For surt vann er pH under 7. I basisk vann er pH over 7. Vannets pH blir hovedsakelig bestemt av den geokjemiske sammensetningen av berggrunn og løsmasser i nedbørfeltet. Nedbørens surhet og biologiske prosesser kan påvirke surhetsgraden.

Vannet var meget surt på de fire prøvetakingsstasjonene i observasjonsperioden i 1981. Midlere pH-verdier varierte mellom pH 4,8 i Storåni og pH 5,3 nede i vassdraget. De laveste verdiene inntraff om vinteren og våren (fig. 4.2-1 og tabell I-IV i nedlegget). Dette er vanlig i sur nedbørbelastede områder.

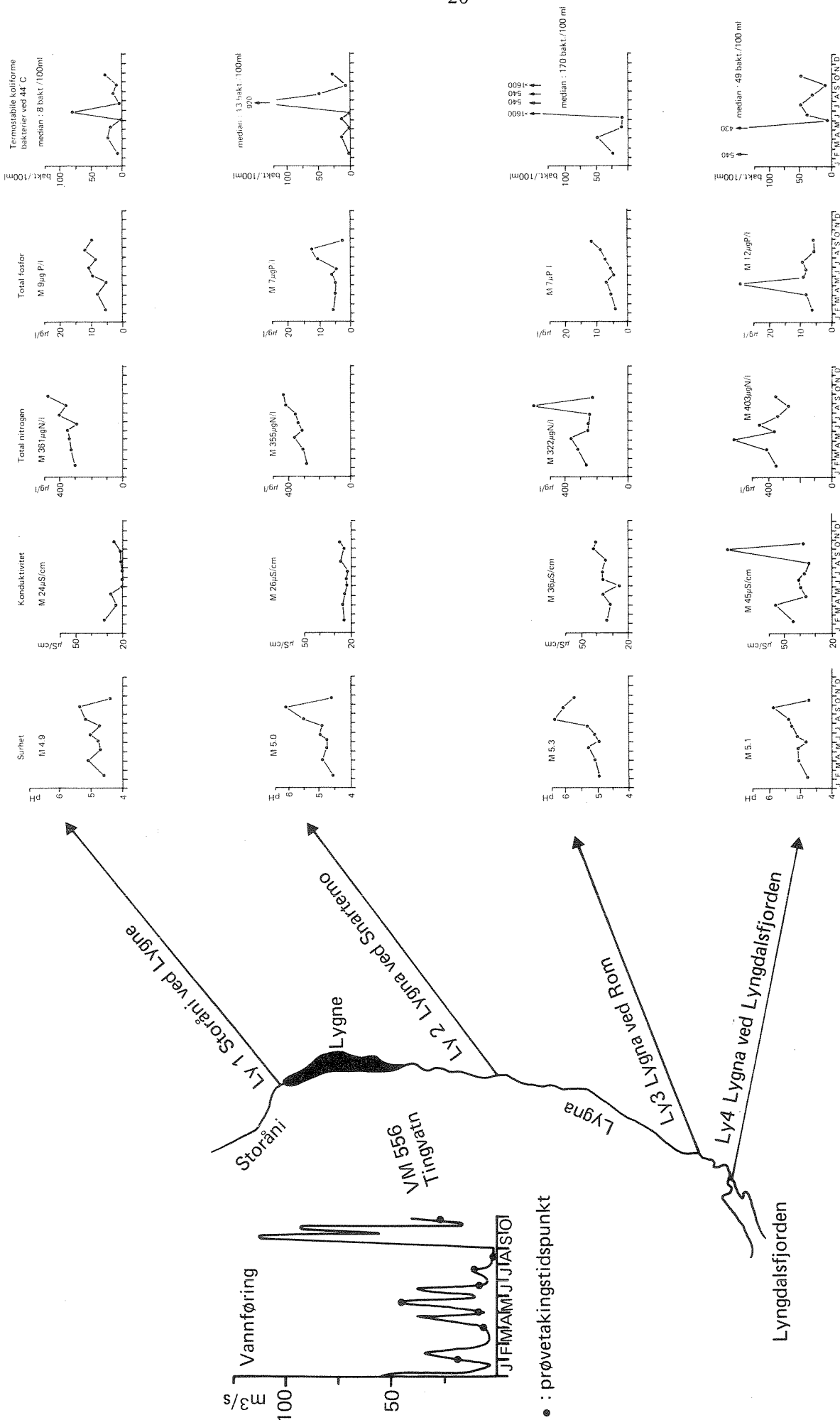


Fig. 4.2-1 Observerte verdier av surhet, konduktivitet, total nitrogen, total fosfor, total fosfor, termotabile koliforme bakterier og vannføring. M : middelverdi.

Materiale som ble samlet inn av Kontaktutvalget for vassdragsregulering i juni og september 1978 på 27 lokaliteter viste at vannets surhetsgrad da overveiende var mellom pH 4,7 og pH 5,5. Det var ingen typiske regionale variasjoner (fig. 4.2-2 og tabell VII i vedlegget). Lokalitetene som drenerte til Lygna nedstrøms Lygne hadde høyere kalsiuminnhold (1,0-1,5 mg Ca/l) enn de ovenforliggende (under 0,7 mg Ca/l). Betydningen av vannets surhetsgrad for fisk skulle følgelig være noe gunstigere i de lavereliggende områdene.

I perioden 1966 til 1979 er vannet blitt stadig surere. Årlige middelerverdier har avtatt fra pH 5,3 til pH 4,8, se fig. 4.2-3, målt i Lygna nær utløpet til fjorden (NIVA 1981). Dette har sammenheng med sur nedbør (fig. 4.2-4) og saltfattig berggrunn.

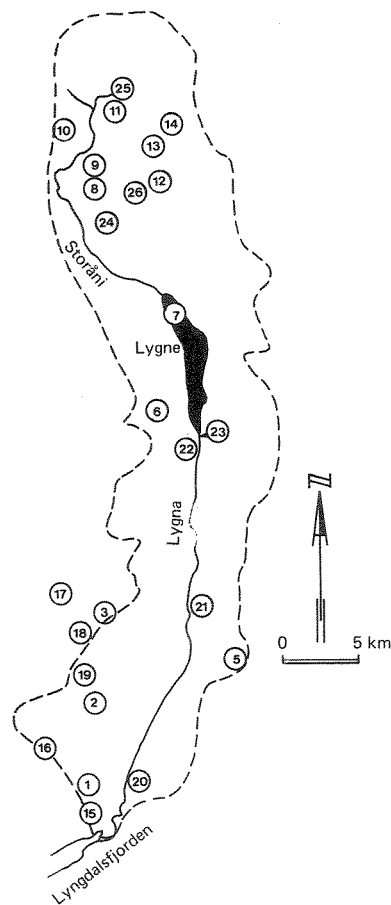


Fig. 4.2-2 Prøvetakingslokaliteter i juni og august 1978 av Kontaktutvalget for vassdragsregulering, univ. i Oslo

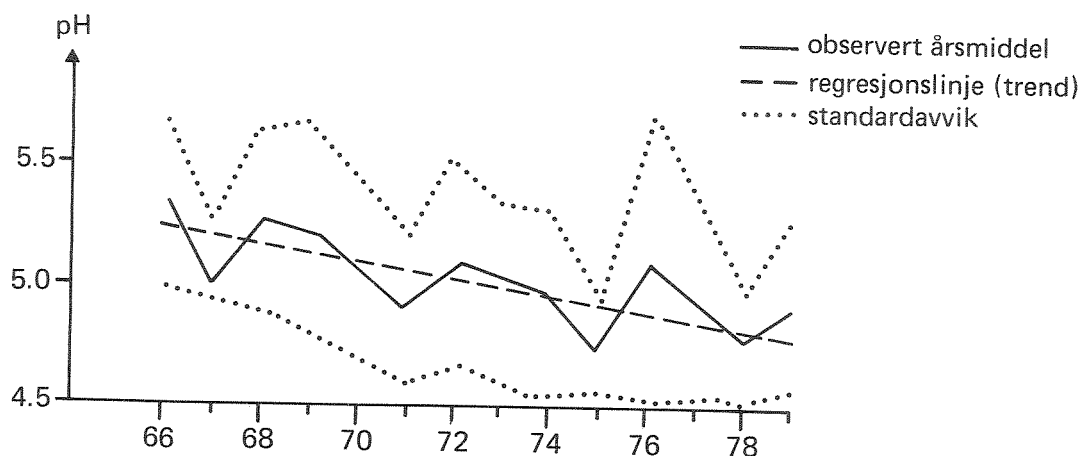


Fig. 4.2-3. Vannet i Lygna er blitt stadig surere.

Lygna har tidligere vært en meget god lakseelv. Vannet er nå for surt for laks og nær en kritisk grense for annen fisk. Av 27 vatn i Hægebostad var 48% fisketomme i 1977 (SNSF 1977). I de øvrige vatnene ble bestanden karakterisert som tynn. Den samme undersøkelsen viste at av 60 vatn i Lyngdal var 23% fisketomme. I 33% av tilfellene var bestanden god. Forløpet synes å ha klar sammenheng med forsureningen i vassdraget.

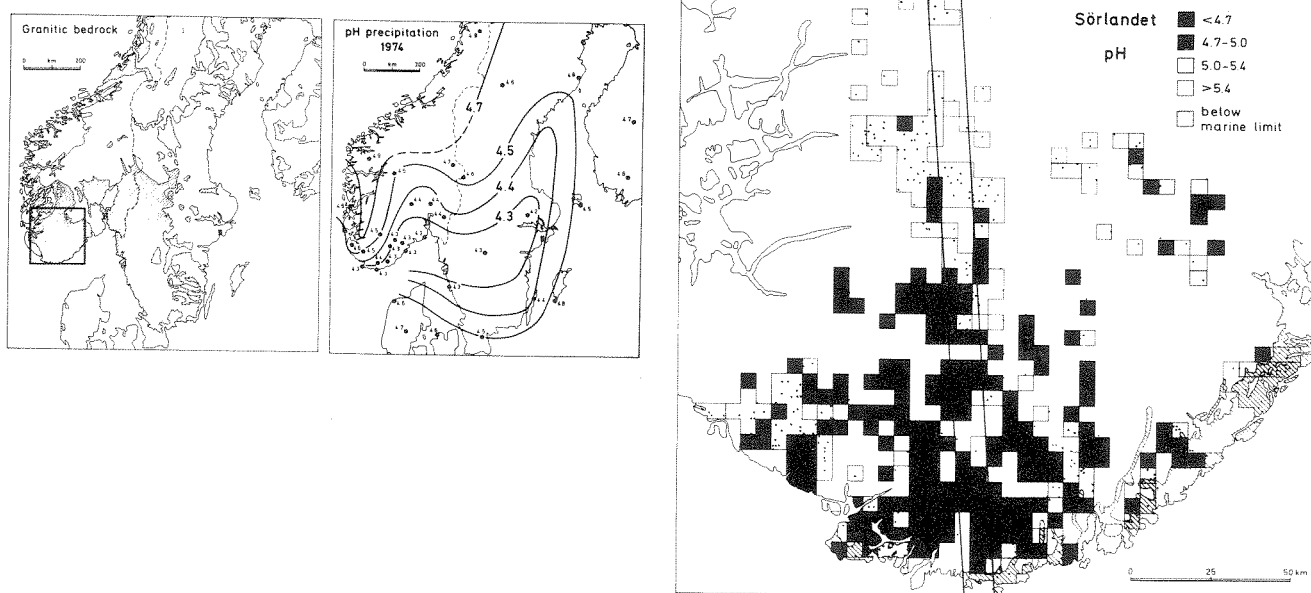


Fig. 4.2-4 Berggrunnen på Sørlandet er sur (granitt og gneis):

Den sureste nedbøren faller ved kysten. Lygna vassdraget er blant de sureste i landet. (etter Wright 1976).

Konduktivitet (mineralsalter)

Konduktivitetsverdiene blir bestemt av vannets innhold av mineralsalter og er direkte proporsjonal med konsentrasjonen av disse. Med mineralsalter menes i denne sammenheng salter sammensatt av kationene:

kalsium (Ca^{++}), magnesium (Mg^{++}), natrium (Na^+), kalium (K^+) og anionene klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{--}), hydrogenkarbonat (HCO_3^-).

Vannets konduktivitet er i vesentlig grad bestemt av den geo-kjemiske sammensetning av berggrunnen og løsavsetningene i vannforekomstens nedbørfelt. De nedbørkjemiske forhold, utslipp av avløpsvann o.l. kan også i noen grad innvirke på mineralsaltene mengde og sammensetning.

På alle de undersøkte lokalitetene var konduktivitetsverdiene lave, dvs. at vannet var fattig på mineralsalter (fig. 4.2-1 og tabell I-IV). Midlere konduktivitet i observasjonsperioden økte fra 23 - 45 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fra Storåni til Lygnas utløp i fjorden. Sesongvariasjonene var små.

Det øvrige materialet i tabellene VI og VII i vedlegget viser også at vann fra områdene oppstrøms Lygne har lavere konduktivitet enn vann fra de lavereliggende områdene. Forholdet kan formodentlig forklares ut fra geokjemiske forskjeller i berggrunn og løsmasser.

Turbiditet

Vannets turbiditetsverdier var i intervallet 0,45 - 1,6 FTU (tabell I - IV). Dvs. at innholdet av partikler (uorganisk + organisk) var lavt.

Farge

Midlere fargeverdier avtok fra 50 - 24 mg Pt/l fra Storåni til Lygnas utløp i fjorden. Vannet var oftest svakt brunfarget. Dette vitner om et noe høyt humusinnhold i vannet (tabell I - IV).

Kjemisk oksygenforbruk (organisk stoff)

Kjemisk oksygenforbruk i vannet var overveiende nær nedre analysegrense på 10 mg KMnO_4 /l på samtlige stasjoner (tabell I-IV). dvs. at vannets innhold av organisk stoff var lavt.

Næringssalter

Plantenæringsstoffene nitrogen og spesielt fosfor spiller en avgjørende rolle for vassdragets biologiske stoffomsetning. Høye konsentrasjoner medfører som oftest en uønsket begroing og masseforekomst av alger i vannet.

Analyseresultatene fra observasjonsperioden av fosfor og nitrogen er vist i tabell I - IV i vedlegget og på fig. 4.2-1.

Midlere nitrogenkonsentrasjoner var mellom 350 - 405 μg tot N/l. Ca. halvparten besto av uorganisk nitrogen (NO_3). Verdiene vitner om små tilførsler som følge av f.eks. jordbruksaktiviteter.

Midlere fosforinnhold på prøvetakingsstasjonene var mellom 7 og 9 μg tot P/l. Innholdet av løst fosfor var under 3 μg PO_4 /l. De høyeste verdiene inntraff overveiende om sommeren og høsten.

Resultatene viser at vannkvaliteten er noe påvirket av gjødsel fra mennesker og dyr.

Tidligere undersøkelser har anslått et totalt fosforinnhold på 7-9 μg tot P/l i vekstsesongen som øvre grense for akseptabel tilstand (Traaen 1976). Fosforinnholdet var følgelig i overkant av hva man kunne ønske på samtlige stasjoner for å være sikret tilfredsstillende forhold.

4.3 Bakteriologi

Generell orientering

Mikrobielle forurensninger som skyldes avføring og urin fra mennesker og varmblodige dyr, utgjør en stor helserisiko. De sykdommer som i vårt klima kan spres med vann, er nesten uten unntak tarmsykdommer idet bakterier og virus forekommer i avføringer (fekalier) fra mennesker og varmblodige dyr. Denne form for forurensning betegnes derfor som fekal forurensning.

Ved direkte utslipp av avløpsvann fra bebyggelse og ved avrenning fra fjøs forurenses våre vassdrag og sjøer med ovenfor nevnte sykdomsfremkallende (patogene) bakterier og virus. Sykehus, sanatorier og visse laboratorier er spesielt alvorlige forurensningskilder. Dessuten kan egg fra innvollsparasitter føres ut med fekaliene. Størst risiko for smittespredning og infeksjon foreligger når vannet utnyttes som drikkevann for mennesker og dyr samt i næringsmiddelindustri, vanning av grønnsaker o.l. Smitte kan også overføres ved bading, først og fremst når det gjelder luftveisinfeksjoner.

Våre husdyr er spesielt utsatt idet de for en stor del konsumerer overflatevann som ikke er rensset fra områder som kan være spesielt belastet med fekale forurensninger. Dyresykdommer på grunn av dårlig vannhygiene har økt påfallende de siste tiår. Dette kan i fremtiden foranledige store problemer. En infeksjon kan få alvorlige økonomiske konsekvenser samtidig som den fekale belastning i resipienten øker. Det er all grunn til å stille samme krav til vannkvaliteten for dyr som for mennesker. Økt anvending av vanningsanlegg innenfor jordbruksnæringen bør også nevnes ettersom dette kan utgjøre en smitterisiko i de tilfeller vannet er hygienisk utilfredsstillende.

Flertallet av de sykdomsfremkallende (patogene) tarmbakterier og tarmvirus som tilføres resipienten (sjøer og vassdrag), har kort levetid (dvs. små formeringsmuligheter). Forurensningen får derfor som oftest et begrenset omfang. Selvrensingen beror først og fremst på at mikroorganismene kommer ut i et miljø som ikke passer - de blir spist av andre organismer i vannet eller de synker til bunns (sedimenterer). Enkelte bakterier er i form av sporer og tarmvirus spesielt motstandsdyktige og kan derfor ha lang levetid.

Av tarmbakterier som er spesielt hardføre og har lang levetid, kan bl.a. nevnes *Clostridium botulinum* type E. (*E. coli*) ettersom denne bakterien under anaerobe forhold danner den sterke giften botulin. I vannforekomster som er sterkt forurenset av fekalier, kan denne bakterien forekomme i tarminnholdet hos fisk.

Spredning av parasittegg er spesielt alvorlig da et flertall innvollsparasitter, f.eks. bred bengelorm (*Diphyllobothrium latum*) har sine mellomverter i vann (hoppekreps, fisk).

En økning av de i vannet naturlig forekommende bakterier og virus, kan også skape hygieniske og praktiske problemer. Oftest oppstår disse problemene i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff (dette gjelder også sopp og andre mikroorganismer). I Norge er det først og fremst utslipp fra treforedlingsindustrien og næringsmiddelindustrien, kloakk fra husholdninger, avrenning fra større fjøs og siloanlegg som bidrar til denne forurensning.

Ved siden av de mer hygieniske betenkeligheter samt økt oksygenforbruk øker også risikoen for sykdom på fisk når vannet har høyt innhold av bakterier.

Problemer av mer praktisk betydning oppstår ved at siler, rør, filtre og liknende lett tettes igjen av bakterievekst (dette gjelder kanskje i enda høyere grad for sopp). Dette kan skape alvorlige problemer ved vannverk, kraftverk, fiskeoppdrett og forskjellige industribedrifter. Videre forringer større mikrobiell vekst reproduksjonsmuligheter for våre laksefisker vesentlig og samtidig får vassdraget et estetisk lite tiltalende utseende.

Mikrobiologiske undersøkelser av vann tar sikte på å påvise bakterier som indikerer en forurensning med menneskers eller varmblodige dyrs avføring (såkalte indikatorbakterier). Som slike anvendes koliforme bakterier, en samlebetegnelse på en rekke forskjellige bakterier som omfatter E.coli og nærbeslektede grupper. En undergruppe av disse er de såkalte termostabile koliforme bakterier, som i alt vesentlig er E.coli. Alle koliforme bakterier tilhører menneskers og varmblodige dyrs normale tarmflora, men med unntak av E.coli, vil de også til en viss grad kunne ha et reservoar utenfor tarmen. E.coli derimot har angivelig bare tarmen som sitt reservoar. Påvisning av koliforme bakterier i vann bør tas som et tegn på at en fersk fekal forurensning av vannet kan ha funnet sted, mens påvirning av E.coli bør tas som et sikkert tegn på en slik forurensning. Selv om indikatorbakteriene i seg selv ikke er patogene (ikke sykdomsfremkallende), betyr deres nærvær at også patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer (inkludert virus og parasittegg som skilles ut med avføring) kan være til stede, og vannet skal følgelig prinsipielt ikke anvendes som drikkevann.

I tillegg til undersøkelser som utføres for å påvise indikatorbakterier, undersøkes vannet også med hensyn på det totale antall bakterier som klarer

å vokse ved 20°C i løpet av 72 timer. I alt vesentlig vil det her dreie seg om frittlevende former uten noen patogen betydning, og antall bakterier kan aldri i seg selv tas som entydig uttrykk for en forurensning. Resultatene av slike undersøkelser kan likevel ha praktisk betydning, idet de ofte gir informasjon om vannets innhold av organisk materiale. Oftest oppstår disse problemer i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff fra treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri, silo-avrenning etc.

Norsk Standard 4751 angir retningslinjer for den bakteriologiske bedømming av drikkevann (tabell 4.3-1).

Tabell 4.3-1. Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann og badevann

Drikkevann:

Vannkilde	Koliforme bakterier pr. 100 ml vann	Termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml vann	Kimtall 20° C i 72 t antall bakt. pr. ml
Overflatevann (innsjø, dam, elv, bekk e.l.) uten desinfeksjon	Godt: < 1 Tviltsomt: 2 til 30 Ikke brukbart: > 30	Må ikke påvises	Godt: < 100 Tviltsomt: 100 til 500 Ikke brukbart uten nærmere undersøkelse: > 500
Overflatevann, etter desinfeksjon, og grunnvann	Godt: < 1 Tviltsomt: 1 til 2 Ikke brukbart: > 2	Må ikke påvises	Godt: < 10 Tviltsomt: 10 til 100 Ikke brukbart uten nærmere undersøkelse: > 100

For badevann (friluftsbad) gjelder følgende kvalitetskrav:

E.coli	pr. 100 ml	< 50
--------	------------	------

Resultater

Analyseresultatene fra de fire prøvetakingsstasjonene er vist i tabell I-IV i vedlegget og i fig. 4.2-1.

Kimtallinnholdet var høyt på samtlige stasjoner. Vannet kunne f.eks. ifølge tabell 4.3-1 karakteriseres tvilsomt (over 100 bakt./ml). eller neppe brukbart som drikkevann (over 500 bakt./ml).

Koliforme bakterier ved 37°C stammer fra både jord og fra mennesker og varmblodige dyr. Enkelte arter kan formerer seg ute i naturen. Også disse verdiene overskrider klart drikkevannskvalitetskravet.

Termostabile koliforme bakterier ved 44°C formere seg kun i tarmen hos mennesker og dyr, og representerer dermed fersk fekal forurensning. Ved samtlige prøvetakingsstasjoner var vannet ikke egnet som drikkevann. I Storelva og i Lygna ved Snartemo ble helsemyndighetenes krav til badevannskvalitet på 50 bakt. pr. 100 ml med ett unntak tilfredsstilt. Ved de to nederste stasjonene var vannet ofte også tvilsomt eller ikke egnet til bading. En del av konsentrasjonene i Lygna ved Rom var langt større enn nedstrøms Lyngdal sentrum (Alleen). Dette kan tyde på påvirkning fra en lokal tilførselskilde ved stasjonen på Rom (Ly3) slik at verdiene der ikke er representative for hele elvas tverrsnitt.

5. BEGROING

5.1 Generelt om begroing

Samlebetegnelsen "biologiske samfunn" omfatter en rekke organismegrupper i vannmiljøet: planktonalgene, zooplankton, begroingssamfunnene langs strendene i innsjøer og i vassdrag, med innslag av alger, sopp, moser og karplanter. Fisk er med i disse samfunnene, men med ulike økologiske funksjoner.

Begroingssamfunnene påvirkes av bl.a. følgende faktorer:

Bunntype	(sammensetning, stabilitet)
Strømhastighet	
Vannstand	(tidsvariasjon og absolutt variasjonsbredde)
Partikkeltransport	(nedslamming, skuringseffekter)
Is	(skuringseffekter)
Makronæringsstoffer	(fosfor, nitrogen, for noen algegrupper også silisium)
Mikronæringsstoffer	
Organisk materiale	
Temperatur	
Lysklima	
pH og bufferkapasitet	
Beiting og konkurranse.	

Disse faktorer angår fastsittende begroingssamfunn og for det meste (med unntak av bunnforhold o.l.) også de planktoniske algesamfunnene. Sivili-satorisk belastning av vannsystemer påvirker mange av de oppstilte miljøfaktorene. Endring i næringsmengden (nitrogen, fosfor m.m.) er nærliggende å nevne i denne forbindelse.

Reguleringsinngrep går i første rekke på fysiske egenskaper ved vannsystemet - f.eks. vannføringsmønsteret for vannstands- og strømhastighetsvariasjoner. Sekundært påvirkes temperatur, partikkeltransport og bunnforhold. På sikt endres også næringsfaktorer, lysklima, beiting og konkurranse mellom arter i samfunnene.

Ingen biologisk organisme reagerer enkelt og entydig på endringer i det ytre livsmiljøet. Det er sammensatte reaksjonsmønstre som kommer til uttrykk. Kjennskapet til mange arters økologiske krav er heller ikke for godt.

Undersøkelser av begroing i forsøksrenner der drikkevann er belastet med forskjellige typer og konsentrasjoner av råkloakk og rensed kloakkvann, viser en klar sammenheng mellom begroing av fastsittende alger og konsentrasjonene av total fosfor i vannet (Traaen 1976). Ved økende tilførsel av kloakkvann endret algesamfunnet seg både kvantitativt og kvalitativt. Dette er vist generalisert i figur 5.1-1.

Ved en bakgrunnskonsentrasjon av fosfor på noen få $\mu\text{g/l}$ vil som regel begroingen bestå av små mengder kiselalger og grønnalger. Små tilførsler vil gi økt vekst av de samme organismene, mens en større belastning vil gi endringer i artssammensetningen med stadig større vekt på grønnalger. Disse krever høyere næringssaltkonsentrasjon. Mottar vannmassene enda større mengder med næringsstoffer, overtar blågrønnalger, sopp og bakterier. Mengden av alger øker også ettersom belastningen øker.

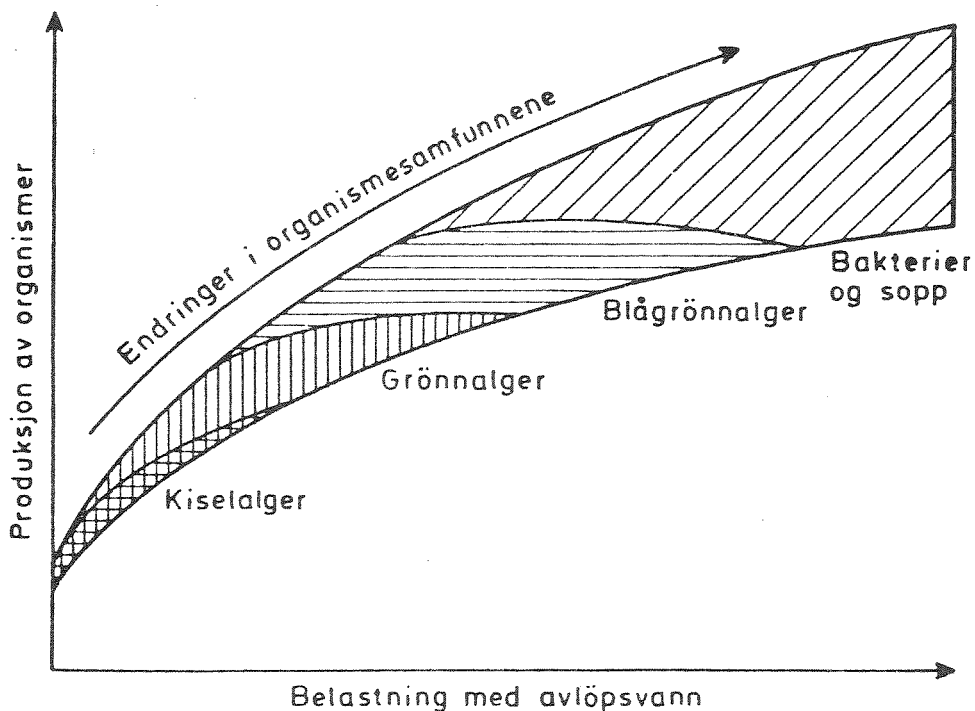


Fig. 5.1-1. Endringer i organisesamfunnene i en elv med økende belastning med avløpsvann.

5.2 Resultater

Det ble samlet inn prøver av begroingen ved 12 stasjoner i vassdraget (fig. 5.2-1). Lienvatn og Fiskelandsvatn ble befart 17/6-80. De øvrige stasjonene ble undersøkt 12.-13./8 1980. Forekomsten av de enkelte begroingselementene ble subjektivt vurdert i form av dekningsgrad. Dette er et mål for hvor stor del av elvebunnen som dekkes av vedkommende begroingselement. Dekningsgraden vurderes etter en logaritmisk skala som er inndelt i fem trinn:

5	100-50%	av bunnarealet	dekket	
4	50-25%	"	"	"
3	25-12%	"	"	"
2	12- 5%	"	"	"
1	< 5%	"	"	"

Enkeltpfunn markeres med +.

Det innsamlede materiale ble undersøkt i laboratoriet ved hjelp av lupe og mikroskop. De enkelte organismene ble om mulig identifisert, og vassdragstilstanden forsøkt karakterisert på grunnlag av begroingssamfunnets sammensetning og mengdemessige forekomst. Hver arts relative mengdemessige betydning innen det enkelte begroingselement er bedømt etter følgende skala:

xxx : Mengdemessig dominerende
xx : En viss mengdemessig betydning
x : Til stede

I tabell 5.2-1 og fig. 5.2-2 er det gitt en sammenstilling av de viktigste begroingselementene og deres dekningsgrad.

Stasjon 1 Lygna ved utløpet til Lyngdalsfjorden (ved bro)

Bunnen besto av mudder og stein. Vannet var langsomt strømmende. Det var rikelig med høyere vegetasjon. Begroingen var dominert av trådformede grønnalger. Størst forekomst hadde artene *Microspora* sp. (D = 8-11 μ), *Mougeolia* sp. (D = 14-17 μ) og *Hormidium rivulare*. Det var dessuten en forholdsvis rikelig begroing av grønnalgene *Perium* sp. og cf. *Actinotaeonium* sp. som dannet et slimete belegg på steinene.

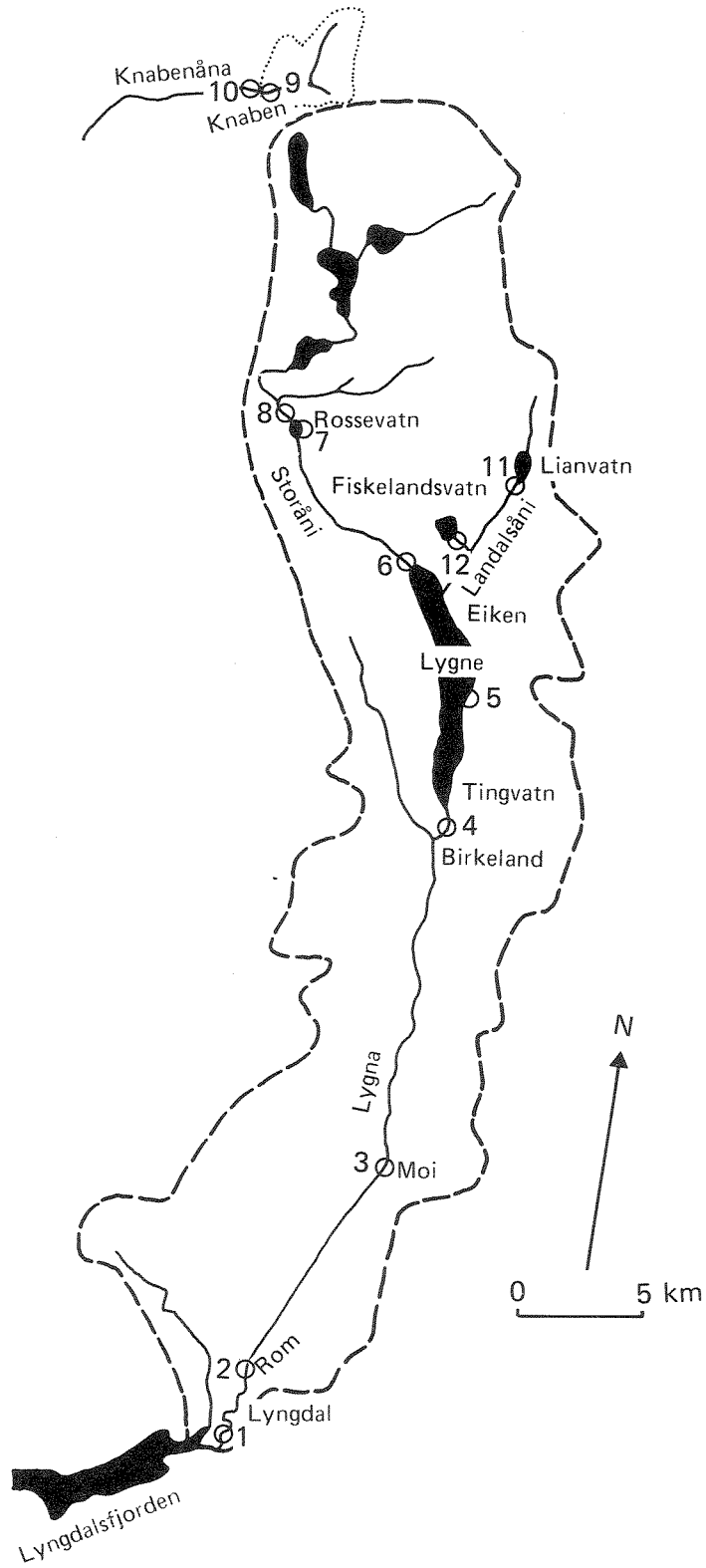


Fig. 5.2-1 Prøvetakingsstasjoner for bergingsanalyser.

Tabell 5.2-1 Begroing.

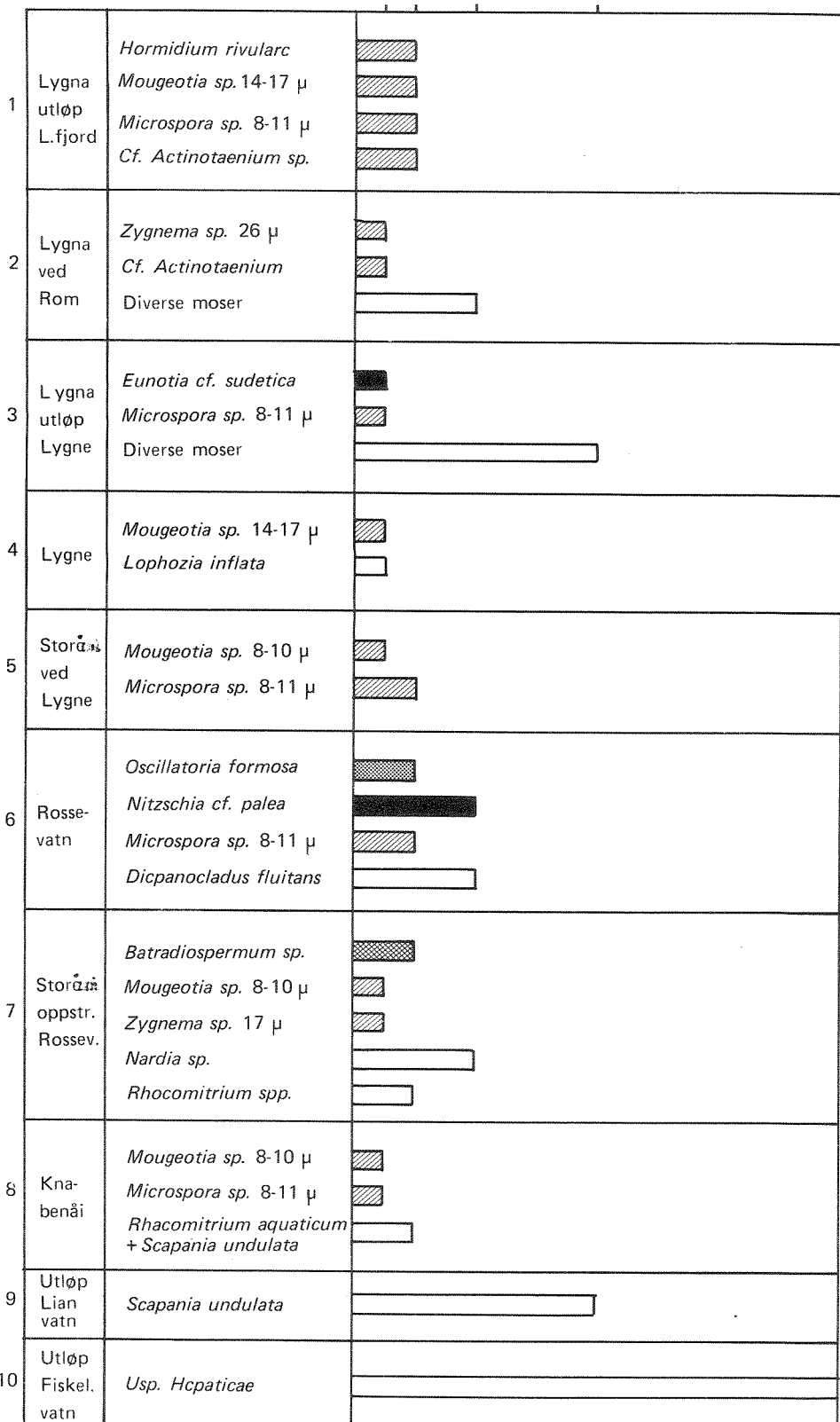
	1 Lygna ved utløp	2 Lygna ved Rom	3 Lygna ved Moi	4 Lygna ved Lygne	5 Lygne	6 Storåni ved Lygne	7 Rossevatn	8 Innløp Rossevatn	9 Utløp Lianvatn	10 Utløp Fiskeandsvatn	11 Knabenåni oppstrøms - bebyggelsen	12 Knabenåni nedstrøms slamdammene
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae) dekn.grad	+							2				
Lyngbya sp. 10	xx											
Oscillagoria formosa Bory							xxx					
Oscillatoria spp.	x											
Pseudanabaena catenata Lauteb.	xx		x									
GRØNNALGER (Chlorophyceae) dekn.grad	3	1	+	1	1	2	2	1	1-2	+		
Cf. Actinotaenium sp.		xx										
Binuclearia tectorum (Kütz.) Berger					x		x			x		
Bulbochaete sp.					x							
Hornidium ruvulare Kütz.	xxx				x							
Microspora sp. 8-11 µ	xxx	x	xxx	xxx		xxx	xxx		xxx	xxx		
Microspora sp. 14-17 µ	x				x				xx			
Mougeotia sp. 5-6 µ		xx						x	xxx	x		
Mougeotia sp. 8-10 µ	xx	xx	x	xx		xxx	xx	xxx	xxx			
Mougeotia sp. 14-17 µ	xxx						xx					
Oedogonium ca. 6 µ	xx		x			xxx	xx					
Iedigibuyn ca. 14 µ	x											
Penium sp.	xxx			xxx								
Scenedesmus cf. denticulatus Lagerh.	xx											
Scenedesmus spp.	x											
Spirogyra sp. 26-29 µ							xxx					
Staurastrum sp.				x						x		
Zygnema 17 µ					xxx		xxx					
Zygnema 26 µ		xxx										
KISELALGER (Bacillariophyceae) dekn.grad	+	1	+	+		+	3			+		+
Eunotia cf. sudetica (O.Müll.)Hust.cow.		xxx	xxx	xxx				x				
Eunotia spp.				x				x				x
Fragilaria cf. virescens Ralfs.				xx								
Frustulia rhombioides (Ehrenb.) De Toni						x						
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W.Smith							xxx					
Pinnularia spp.				x			x					
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.										x		x
Tabellaria flocculosa (Roth.) Kütz.	xx	xx	x	xx	xx	xx		xx	x			
Uspesiefiserte diatomeer	xx	xx		xx				xx		x		
RØDALGER (Rhodophyceae) dekn.grad								2-3				
Bactradrospermum								xxx				xx
Lemanea cf. fluviatilis (C) Ag												
MOSEER (Bryophyta) dekn.grad	+	3		4-5	1		3-4	4	1-2	+	5	4
Blindia acuta (Hedw.) B.C.G.										x		
Drepanocladus fluitans (Hedw.) Warust							xx					
Fontinalis dalecartica B.S.G.	xx											
Fontinalis squamosa Hedw.		x										
Lophozia inflata					xxx							
Marsupella emarginata (Ehrenb.) Dum.		xx		xx								
Nardia compressa (Hock) Gray				xxx								
Nordia sp.		xx		xxx				xxx				
Rhacomitrium aciculare (Hedw.) Brid.		xx										
Rhacomitrium aquaticum (Schral.) Brid.		x		x				xx	x			
Rhacomitrium microcarpum (Hedw.) Brid.								xx				
Scapania undulata (L.) Dum.				xx	xx				xx		xx	
Sphagnum sp.												
Uspesifisert - Hepaticae							x					

xxx : Mengdemessig dominerende
 xx : En viss mengdemessig betydning
 x : Til stede

5 : 100-50% av bunnarealet dekket
 4 : 50-25% " " "
 3 : 25-12% " " "
 2 : 12- 5% " " "
 1 : < 5% " " "

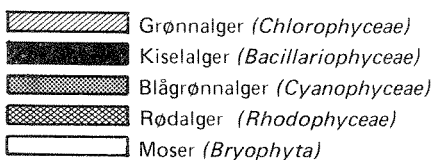
Enkeltpfunn markeres med +.

1 2 3 4 5



Dekningsgrad

- 5 100-50 % av bunnen dekket
- 4 50-25 %
- 3 25-12 %
- 2 12- 5%
- 1 < 5%



Dekningsgrad

1 2 3 4 5

Fig. 5.2-2 Dekningsgrad av de viktigste begroingstypene.

Begroingssamfunnet på stasjonen er karakteristisk for lokaliteter med surt vann og uten tilgang på plantenæringsstoffer.

Stasjon 2 Lygna ved Rom (ved bru)

Bunnen besto overveiende av stein. Vannet strømmet raskt. Høyere vegetasjon var lite utbredt. Begroingsamfunnet som var forholdsvis svakt utviklet, ble dominert av forskjellige mosearter. Mosene var alle overgrodd av kiselalgen *Eunotia cf. sudetica*. Ellers var rentvannsindikatoren grønnalgen *Zygnema* sp. (D = 26 μ) til stede.

Stasjon 3 Lygna ved Moi (ved bru)

Bunnen besto overveiende av stein. Vannet strømmet rolig. Det var innslag av høyere vegetasjon med mykt og stivt brasmegras.

Begroingen var meget svakt utviklet. Den besto av enkeltfunn av trådformede alger med grønnalgen *Microspora* sp. og kiselalgen *Eunotia cf. sudetica* som de viktigste artene.

Stasjon 4 Lygna ved utløpet av Lygne

Bunnen besto overveiende av stein. Vannet strømmet raskt. Begroingssamfunnet var preget av en godt utviklet mosevegetasjon. Levermosene dominerte og var representert ved slektene *Nardia*, *Marsupella* og *Scapania*. Den sistnevnte av disse er vanlig i sure vassdrag. Av bladmoser fantes arten *Rhacomitrium aquaticum* i liten mengde. Det var også noe vekst av trådformede grønnalger på mosene. Den viktigste av disse var *Microspora* sp. (D = 8-11 μ).

Stasjon 5 Lygne ved Vikeneset

Begroingen som var svakt utviklet, besto av grønne algetråder og moser på stein. Slektene *Mougeotia* og *Zygnema* dominerte algeveksten, mens arten *Lophozea inflata* var den viktigste av mosene. Det forekom også en del av mosen *Scapania undulata*, en art som vanligst forekommer i sure oligotrofe vassdrag.

Stasjon 6 Storåni ved innløpet til Lygne

Bunnen besto overveiende av stein. Vannet strømmet langsomt.

Også ved denne stasjonen var begroingsamfunnet sparsomt utviklet. Det viktigste begroingselement var trådformede grønnalger med *Microspora* sp. (D = 8-11 μ).

Stasjon 7 Rossevatn

Bunnen besto av mudder. Det var store bestander av høyere vegetasjon.

Begroingsamfunnet avvek klart fra samfunnene ved de øvrige stasjonene i vassdraget. Det var en relativt rikelig forekomst av blågrønnalgen *Oscillatoria formosa* og kiselalgen *Nitzschia cf. palea*. Begge disse artene regnes som α -mesosaprobe og indikerer altså forurensning. Mosebegroingen var også en annen enn ved de øvrige stasjonene idet den besto av arten *Drepanocladus fluitans*. Denne art ble ikke observert ved noen av de andre stasjonene.

Stasjon 8 Storåni ved innløpet til Rossevatn

Bunnen besto overveiende av stein. Vannet strømmet raskt.

Begroingen var dominert av moser med *Nardia* sp. og to arter av slekten *Rhacomitrium* som viktigste arter. Det var også en forholdsvis rikelig forekomst av rødalgen *Batrachospermum* sp. Av trådformede grønnalger var både *Zygnema* sp. (D = 17 μ) og *Mougeotia* sp. (D = 8-11 μ) tilstede.

Stasjon 9 Utløp Lianvatn

Bunnen besto av stein og bart fjell. Det var sterk strøm. Bunnen var tildels dekket av mose (uspes. -*Hepaticae*).

Innslag av kiselalger og rødalger ble påvist.

Stasjon 10 Utløp Fiskelandsvatn

Bunnen besto av grus og bart fjell. Det var sterk strøm.

Bunnen var dekket av mose (*Scapania undulata* (L.) Dam). Andre forekomster ble ikke påvist.

Stasjon 11 Knabeåni oppstrøms bebyggelsen

Bunnen besto overveiende av stein. Det var sterk strøm.

Stasjonen hadde en sparsomt utviklet begroing som var dominert av moser og trådformede grønnalger. Blant mosene var *Rhacomitrium aquaticum* og *Scapania undulata* de viktigste artene, mens slektene *Microspora* og *Mougeotia* dominerte algeveksten.

Stasjon 12 Knabeåni nedstrøms "slamdammene"

Bunnen besto hovedsakelig av stein. Vannet strømmet raskt.

Begroingen var meget sparsomt utviklet og besto kun av enkeltfunn av mosene *Blindia acuta* (finnes ofte øverst i "rene" vassdrag) og *Scapania undulata*. Grønnalgeslektene *Microspora*, *Mougeotia* og *Binuclearia* ble observert.

Oppsummering

Begroingssamfunnene i vassdraget var ved alle stasjonene bortsett fra Rossevatnet, typiske for lokaliteter med surt vann og liten tilgang på plantenæringsstoffer.

Bare mosene dannet enkelte steder en forholdsvis kraftig vekst. Begroingen forøvrig var svakt til meget svakt utviklet på de fleste stasjonene. I tillegg til mosene utgjorde vekst av trådformede grønnalger det mest markante innslag i begroingsvegetasjonen.

Stasjonen i Rossevatnet avvok klart fra de andre stasjonene. Her var det en forholdsvis kraftig forekomst av α -mesosaprobe arter som blågrønnalgen *Oscillatoria formosa* og kiselalgen *Nitzschia cf. palea*. Vannet var illeluktende og tydelig påvirket av forurensning, trolig siloutslipp.

6. LYGNA

Lygne er den største innsjøen i Lygnavassdraget. Overflatearealet er ca. 7,9 km². Høyden over havet er 183 m. Bunnen består av en rekke bassenger. Største dyp er på 100 m (fig. 6.1-1).

6.1 Vannkvalitet

Det ble samlet inn 5 blandprøver fra 0-10 m over innsjøens dypeste punkt i perioden mai - september 1981. Prøvene ble analysert på vannkjemi og klorofyll (se tabell i vedlegget). Den 29/5-81 ble i tillegg oksygenforholdene i dypvannet undersøkt samt tatt et håvtrekk fra 0-10 m for zooplankton studie.

Vannets konduktivitet varierte mellom 20 og 28 µS/cm. pH-verdiene lå i området pH 4,5 til pH 4,9. Det vil si at vannet var fattig på salter og var meget surt. I følge Snekvik 1974 tilsier de lave pH-verdiene at ørret kan ha vanskeligheter med å overleve.

Innholdet av næringssaltene fosfor og nitrogen var lavt (under henholdsvis 7 µg P/l og 400 µg N/l), noe som skulle tilsi en moderat vekst av planktonalger.

Oksygenforholdene i dypvannet var gode.

Zooplanktonsamfunnet var ekstremt fattig både med hensyn til artsantall og mengde. Det ble kun påvist: hjuldyret *Kellicottia longispona*, vannloppa *Bosmina* sp. og *Calanoid nauplius*-larve. Datagrunnlaget er imidlertid for spinkelt til at vi kan si om dette resultatet er karakteristisk for Lygne.

Den observerte algemengden lå i området mellom 1,2 og 1,8 µg klorofyll-a/l. Berge m.fl. 1980 antyder at midlere algemengde i produksjonsseongen (juni - september) ikke bør overstige 2,0 µg klorofyll-a/l i store sjiktede innsjøer for at en skal være garantert stabile økologiske forhold. Kommer denne verdien over 3,5 µg klorofyll-a/l er det stor sannsynlighet for at det kan oppstå problemer med blågrønnalger.

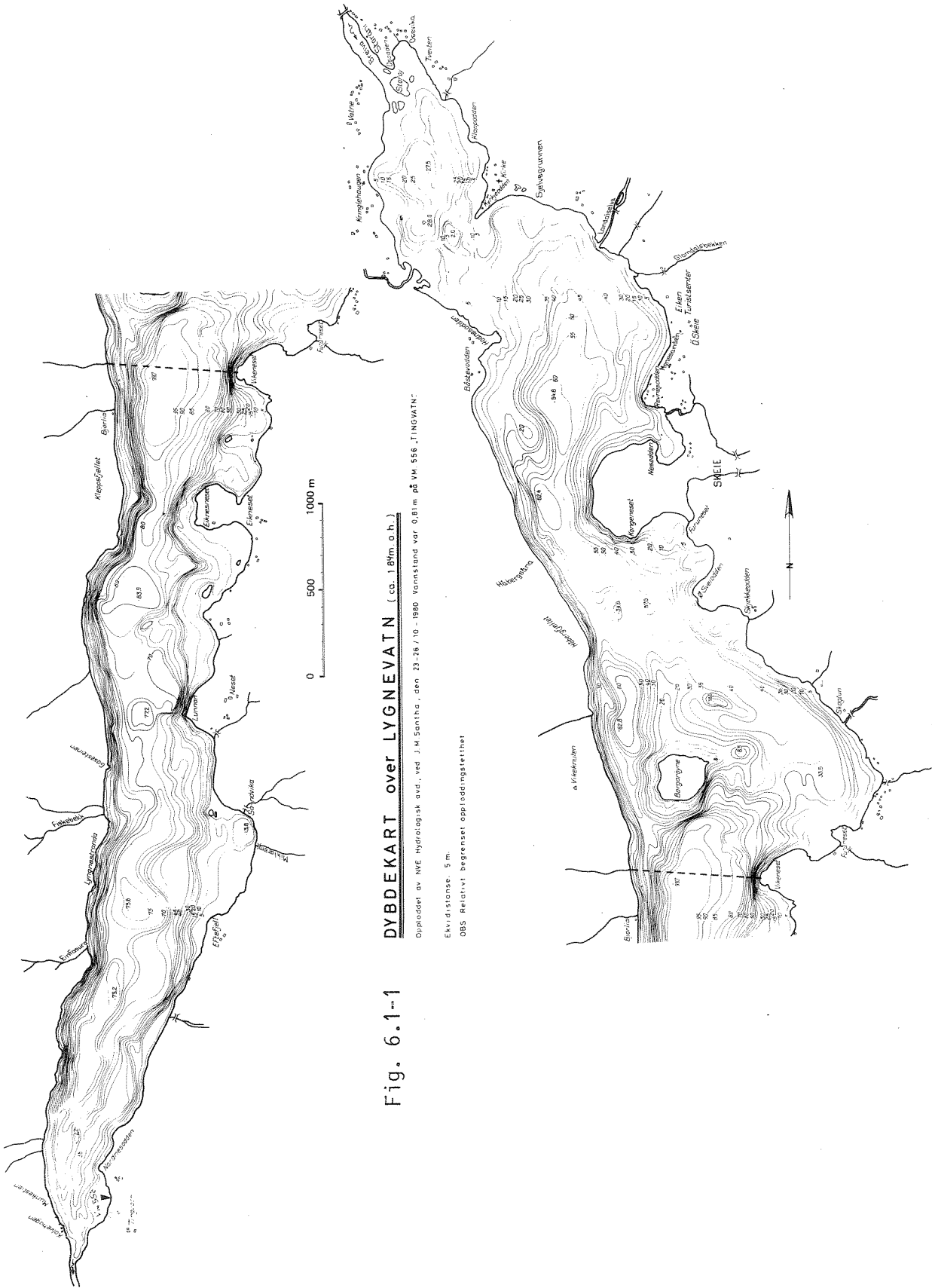


Fig. 6.1--1

DYBDEKART over LYGNEVATN (ca. 1870m o.h.)

Oppløst av NVE Hydrologisk avd., ved J.M. Sønsthaug, den 23-26/10-1980. Vannstand var 0,81m på VM 556, LINGVATN.

Ekvidistanse: 5 m.

OBS: Relativt begrenset oppløsningsfærdighet.

Resultatene viser at Lygne er en klart næringsfattig (oligotrof) innsjø. Med de nåværende forurensningstilførslene skulle det ikke være noen fare for eutrofieringsproblemer, dvs. en uønsket sterk algevekst.

6.2 Reguleringseffekter

Fosfortilgangen er vanligvis minimumsfaktoren for algevekst i innsjøer. Dvs. at økte fosforkonsentrasjoner fører til økte algekonsentrasjoner. Fosfortilførslene i området skyldes hovedsakelig menneskelige aktiviteter. Det vil si at tilførslene til Lygne i mindre grad vil bli påvirket av reguleringen (J.fr. fig. 2.3-1).

Reguleringsinngrep vil føre til redusert vanntilførsel til Lygne i vekstsesongen om sommeren. Dersom det ikke kommer vann fra de regulerte områdene, kan vanntilførslene bli omtrent halvert. Det vil dermed bli en minsket gjennomstrømming i innsjøen og en redusert fortykning særlig i det produktive overflatesjiktet. Dette vil rimeligvis føre til økte algekonsentrasjoner i Lygne.

Det fins i dag ikke pålitelige metoder til å kvantifisere en slik endring i algeveksten. På bakgrunn av dagens fosfortilførsler og innsjøens størrelse tilsier erfaringene at forholdene vil bli tilfredsstillende også etter eventuelle reguleringsinngrep.

Usikkerhet i datamaterialet, endrede fosfortilførsler og klimatiske variasjoner fra år til år gjør at produksjonsforholdene i Lygne bør holdes under oppsikt dersom en utbygging finner sted.

7. REGULERINGSEFFEKTER

7.1 Innledning

Det knytter seg mange interesser til vassdragene, som f.eks. utnyttelse til vannforsyningsformål, resipient for avløpsvann, biologisk produksjon, energiproduksjon, vitenskapelige og kulturelle verdier m.m. Vassdraget er i natursammenheng en del av landskapet hvor mennesker lever. Bosettingen følger vassdragene, og elver og innsjøer har allsidig bruk i næring og dagligliv. God vannkvalitet er i disse forbindelser viktig.

Vassdragene kan imidlertid ikke uten videre tilfredsstillende alle bruksområder. Mange bruksmåter får konsekvenser for vannmassenes kvalitet, slik at de økologiske forhold i vassdraget blir forandret. Det er i de fleste tilfeller ikke formulert noen klar målsetting for vassdragene eller om hva som menes med akseptabel vassdragstilstand. Visse holdepunkter foreligger i lover, administrative ordninger og praksis. Men vurderinger om vassdragene angående disse forhold må i betydelig grad bygge på erfaringer og kvalifisert skjønn.

Etter påvirkningenes art kan hovedtypene av forurensning av vassdragene regnes til fire kategorier:

- Organiske stoffer som lager problemer ved sin nedbrytning i vannforekomstene (saprobiering).
- Uorganiske stoffer som medfører en gjødslingseffekt i vannforekomstene (eutrofiering).
- Giftstoffer som innvirker på vassdragenes organismeliv (giftvirkninger)
- Patogene organismer som har hygieniske eller epidemiologiske virkninger (sykdomsvirkninger).

Som regel er det alltid en kombinasjon av disse påvirkninger som gjør seg gjeldende i vassdragene. Det er når konsentrasjoner av stoffer og organismer overstiger grenser hvor det inntreffer praktiske vanskeligheter (i vid betydning) for bruken av vannet og vassdragene at vi sier forurensning gjør seg gjeldende.

Vannforekomstene mottar bidrag med næringssalter som til dels har en naturlig opprinnelse i nedbørfeltet og til dels tilføres via kloakkutslipp, industrielle utslipp og avrenning fra jordbruksområder, skog- og jordbruksaktiviteter. Selv om det er en rekke stoffer som inngår blant næringssalter, er det først og fremst fosfor- og nitrogenforbindelser som er betydningsfulle i denne sammenheng. I norske vanntyper er innhold av fosforforbindelser gjerne begrensende for primærproduksjon i vassdragene. Moderne rensetekniske tiltak for kloakkvann er bl.a. laget for å begrense tilførselene til vassdragene av disse forbindelser.

Eutrofiering er i de fleste tilfeller et større problem enn saprobiering ved utslipp av kommunalt avløpsvann. Sammensetningen av kloakkvann er slik at eutrofieringsvirkningen vil slå ut ved avløpsvannkonsentrasjoner på noen få prosent av det som skal til for å medføre saprobiering.

7.2 Fosforkonsentrasjoner - Begroing

Som nevnt foran antas tilgangen på fosfor i vekstsesongen å være avgjørende for begroingen i vassdraget. Økte fosforkonsentrasjoner fører vanligvis til økt begroing.

I de regulerte områdene er fosfortilførselene fra befolkningen neglisjerbare. Vann fra disse områdene har derfor i dag en gunstig fortynnende effekt på vannet i de tettere befolkede delene av vassdraget nedstrøms. Reguleringsinngrepene, som om sommeren holder tilbake vann med god kvalitet, vil følgelig medvirke til å forringe vannkvaliteten i deler av vassdraget nedenfor.

I Storåni ved Lygne oppstrøms et eventuelt kraftverksutslipp blir vannføringen etter reguleringsinngrepene I og II redusert til henholdsvis ca. 54% og 49% av dagens verdier (jamfr. tabell 3.2-1). Vi antar at fosforinnholdet i vannet som er planlagt regulert, er på ca. 3 µg tot P/l. Forventede fosforkonsentrasjoner som følge av reguleringsinngrep kan da stipuleres ved Storånis utløp i Lygne (Ly 1) på observasjonsdagene ved enkle fortynningsberegninger (tabell 7.2-1).

Tabell 7.2-1. Storåni ved Lygna. Reguleringen fører til økte fosforkonsentrasjoner.

Dato	Vannf. Tingvatn	Fosforkonsentrasjon ($\mu\text{g Tot P/l}$)		
	m^3/s	Observervert	Reg.alt. I	Reg.alt. II
81 02 10	19,5	5,5	8	8
81 03 31	6,6	8,0	12	14
81 05 05	6,0	5,5	7	8
81 06 02	10,0	9,5	15	17
81 06 22	7,8	10,5	17	19
81 07 21	11,4	9,0	14	16
81 08 12	1,8	12,0	19	22
81 09 08	0,5	10,0	16	18

Som nevnt i avsnitt 4.2 blir en øvre grense for akseptabelt fosforinnhold stipulert til 7-9 $\mu\text{g tot P/l}$. Fosforkonsentrasjonene i observasjonsperioden var stort sett i overkant av denne grensen. Begroingsanalyser (kap. 5) viste imidlertid at med unntak av Rossevatn kunne tilstanden likevel karakteriseres som tilfredsstillende. En eventuell regulering vil ifølge tabell 7.2-1 føre til fosforkonsentrasjoner som klart overstiger den stipulerte faregrensen. Med de nåværende forurensningstilførslene til Storåni må vi derfor vente å få sjenerende begroingsforekomster på strekningen mellom Rossevatn og Lygna.

Fortynningsberegninger tyder på at fosforinnholdet i Lygna ved Snartemo etter reguleringen overveiende vil ligge på et akseptabelt nivå, men vi kan ikke være garantert stabile begroingsforhold på denne strekningen.

I de nederst delene av Lygna kan vi forvente å få en økning i fosforkonsentrasjonene om sommeren på ca. 1 $\mu\text{g tot P/l}$ som følge av reguleringsinngrepene. Da konsentrasjonene i dag er i grenseområdet for akseptabel tilstand, kan vi heller ikke her være garantert stabile begroingsforhold i fremtiden.

Kommende renseanlegg i både Lyngdal og Hægebostad vil redusere fosfortilførslene og følgelig redusere eventuelle begroingsproblemer i Lygna. Det ville være ønskelig om man kunne redusere tilførslene også i Storånis nedbørfelt.

7.3 Bakteriologi

Reguleringen vil føre til økte bakteriekonsentrasjoner i Storåni. Ved utløpet til Lygne kan helsemyndighetenes krav til badevannskvalitet på 50 termostabile koliforme bakt. pr. 100 ml ofte bli overskredet. Effekten blir mindre nedover i vassdraget. I de nederste delene av Lygna blir virkningen neppe påviselig.

7.4 Surhet

Vannet i Lygnavassdraget er såpass surt (lav pH) at det er i grensesonen for å kunne opprettholde en levedyktig fiskebestand. Vannkvaliteten i de regulerte områdene syntes å være av samme kvalitet eller eventuelt noe surere enn i resten av vassdraget. På bakgrunn av dette skulle vi anta at reguleringen i liten grad vil endre surheten i vassdraget.

7.5 Overføring av Knabenåni

Det er planlagt å overføre 15 km² av Knabenånis nedbørfelt fra Kvinavassdraget til Lygnavassdraget. Midlere vannføring er ca. 1 m³/s, dvs. ca. 7% av middelvannføringen ved Tingvatn vannmerke ved Lygne. Kvaliteten på dette vannet kan karakteriseres som god for de fleste brukerinteresser (tabell VI i vedlegget). Følgelig vil dette virke i gunstig retning for Lygnavassdraget nedstrøms kraftverksutslippet i driftsperioden. Betydningen i vekstsesongen om sommeren vil være liten på grunn av redusert drift/driftsstans.

I Kvinavassdraget kan man ut fra befolkningstettheten neppe forvente forurensningsproblemer oppstrøms Netland. Vann fra den planlagte overførte delen av Knabenånis nedbørfelt utgjør der ca. 2% av årlig middelavløp (NVE 1958). Betydningen av dette i resipientsammenheng må rimeligvis bli av meget begrenset omfang. I Knabenåni mellom overføringsstedet og Kvina blir vannføringene permanent redusert. Dette vil nødvendigvis føre til generelle økologiske endringer på denne strekningen (jammfr. avsnitt 7.6).

7.6 Generelle økologiske konsekvenser av reguleringsinngrep

Vi har i de foregående avsnittene gitt en tildels kvantitativ vurdering av regulerings betydning innen sentrale problemområder i resipientsammenheng. Enhver påvirkning av det fysiske miljø som følge av regulering vil føre til en endring av vannkvaliteten og i den økologiske balanse i vassdraget. Kunnskapen om disse virkningene er foreløpig for mangelfull til å kunne foreta en sikker kvantitativ bedømmelse. Vi vil her kun gi en generell oppsummering av mulige effekter (etter Holtan 1980).

Erosjon i strandområdene

Strandområdene av elver så vel som innsjøer er stadig utsatt for strøm- og bølgepåvirkning, og om vinteren utsettes de for erosjon av isen.

Høydeforskjeller på bare noen få meter har stor innvirkning på vegetasjonen og dyrelivets artssammensetning.

Langs strendene til uregulerte innsjøer og elver har de naturlige erosjonsprosesser alltid vært virksomme, og etterhvert er det blitt dannet en strand som bare ytterst langsomt forandres av de ytre krefter.

Når et vassdrag demmes opp, blir nye områder satt under vann. Vannstandens sesongvariasjoner blir endret. Erosjonsprosesser blir satt i gang og vegetasjon og dyreliv får andre betingelser. Forandringene blir spesielt store i den første tiden etter reguleringen, men iblant kan betydelig utgraving og ras finne sted selv etter en lengre tidsperiode.

Selv i områder hvor erosjonen kvantitativt er ubetydelig, kan humusdekke, jordfraksjoner, mose og lav skylles bort. I innsjøer som er sterkt påvirket av vind, kan bølgeaktiviteten forårsake utspyling av jordsmonn også over høyeste vannstand.

Det er flere ulike faktorer som virker inn på stranddannelsen:

- Strandmaterialets egenskaper (berg og jordarter).
- Terrengformasjonene (helning, relieff etc.).
- Vegetasjon (trær, busker og vegetasjonsdekke forøvrig).

- Bølgevirkning (innsjøer og reguleringsmagasin).
- Strømningsforholdene (elver).
- Isforholdene (f.eks. løsbrytning av strandis, isgang etc.).
- Vannstandsvariasjoner.

Vannføringsreglementet har stor betydning for miljøeffektene art og omfang. I prinsipp blir skadevirkningene større dess mer vannstand- og vannføringsforholdene avviker fra de naturlige. Hele nivåintervallet mellom høyeste og laveste vannstand påvirkes av strandprosessene. Vekstmulighetene for planter og dyr ødelegges ved at finmateriale og næringsstoffer spyles ut. Dessuten medfører fluktuasjoner i vannstanden betydelig sjenanse i praktisk sammenheng (fiske, transport, badeliv osv.).

Innsjø- og elvebunn

Både i naturlige innsjøer og i reguleringsmagasin bringes erosjonsmateriale fra strandområdene ut på dypere vann. Det grovere materiale (sand, grus o.l.) transporteres først og fremst langs bunnen og avlagres i de grunne områdene relativt nært strandlinjen. Finfordelt eller organisk materiale kan suspenderes og bringes til mer fjerntliggende og dypere områder. Ved endring i erosjonsbetingelsene kan også bunnens karakter endres hvorved bunnvegetasjon og fauna påvirkes. Organisk materiale (humus og torvdekke) kan delvis brytes ned underveis og da utnyttes som næring av visse dyrearter.

Bunnsedimentene i både elvemagasin og på elvestrekninger nedstrøms utslipp fra kraftverk påvirkes mer eller mindre av de regulerte vannføringer. Dette gjelder ikke minst innenfor deltaområdene hvor utformingen er betinget av sedimenttilførsel og avlagring via flomvannføringer. Ved å redusere flomtoppene avtar også strømhastigheten, og dermed minsker mengden av bunntransportert materiale. Materialet blir mindre bevegelig, dannelsen av sand- og grusbanker uteblir og ny bunnvegetasjon kan vandre inn på tidligere strømpartier. Fiskens gyteplasser kan forandres og ødelegges.

På tørrlagte elvestrekninger og i neddemte områder blir forandringene spesielt omfattende. Utvikling og eventuell suksesiv tilpasning av slike områder til det forandrede miljø er hittil lite undersøkt.

Strandvegetasjon

Strandvegetasjon blir ved siden av strandområdenes dyreliv, sterkt berørt ved en vassdragsutbygging. Selv relativt små inngrep i vannføring og vannstand (oppdemning såvel som senkning), kan ventes å gi tydelige økologiske effekter. Forandret vannstandsrytme i reguleringsmagasinene med stigende vannstand om sommeren (vegetasjonsperioden) i stedet for synkende under uregulerte forhold har spesielt stor innvirkning på vegetasjonen. Den naturlige vegetasjonstype kan forsvinne (store vannstandsfluktuasjoner) eller utarmes. Under gunstige forhold kan en helt ny vegetasjonssonering oppstå.

Ved neddemning av arealer vil for det første den terrestriske vegetasjon forsvinne, og for det andre vil store vannstandsfluktuasjoner hindre etablering av en naturlig strandvegetasjon. Selv vannstandshevning opp til den naturlige høyvannstand, kan ha store konsekvenser for den strandtilpassede vegetasjon. Dette på grunn av at "erosjonsgrensene" blir hevet.

Nedenfor magasindemninger, bekkeinntak o.l. hvor vannføringen blir sterkt redusert (tørrlegging), blir alle former for biologisk aktivitet sterkt redusert. Skadeeffektene blir desto større ved at det som regel gjelder følsomme områder med relativt stor biologisk produksjon.

I områdene nedstrøms utslipp fra kraftverk blir vassdragets vannføring jevnet ut over året. Vårflommen og andre flommer reduseres og dette resulterer bl.a. i at "vårgjødslingen" langs elvebreddene uteblir hvorved strandvegetasjonen blir fattigere og mindre egnet som beiteområder for skogsdyr.

Biologiske produksjon

Innvirkningen på fiske har lenge stått sentralt ved vurdering av skadeeffekter av vannkraftutbygging. Det er derfor på dette felt også nedlagt betydelig forskningsarbeide både med hensyn til forandringer i de fiskeribiologiske forhold og fiskefangstens utvikling. Det er også nedlagt mye arbeide for å finne fram til kompensasjonstiltak for å bøte på skader som måtte oppstå.

Ved de ulike reguleringsinngrep innledes et komplekst forløp med primær- og sekundæreffekter som griper inn i et hvert ledd i næringskjeden som fiskeproduksjonen er en del av. Innvirkningen på fiskens næringsdyr og den primærproduksjon som disse livnærer seg av, er av avgjørende betydning for forandringer i fiskebestanden.

Den biologiske produksjon i vassdragene henger sammen med bl.a. nærings-tilgang, lysforhold, temperatur og oksygen. Nedenfor er det meget kort redegjort for produksjonssystemet.

Den biologiske primærproduksjonen kommer i stand ved at plantene (også planteplankton) ved hjelp av lysenergi og næringsstoffer bygger opp organisk stoff av karbondioksyd og vann (fotosyntese). Det er i første rekke planktonalgene som på denne måte bidrar til primærproduksjonen. Tilførsel og spredning av næringsstoffer til vannforekomstene er av avgjørende betydning for produksjonsforholdene.

Med sekundærproduksjon forstås produksjon av dyreplankton som livnærer seg av planteplanktonet. Endringer i produksjonen av planktonalger følges derfor naturlig av tilsvarende forandringer i dyreplanktonproduksjonen.

Dyreplanktonet tjener som næring for fisk og andre dyr. Dødt plankton, både dyre- og planteplankton, er næring for ulike bunndyr samt også for fiskeyngel. I senere utviklingsstadier beiter fisken i stor utstrekning på bunndyr, men bl.a. røye- og sikstammer spiser i hovedsak dyreplankton. Noen fiskearter vil når de er tilstrekkelig store, også ernære seg av mindre fisk.

Forandringer i planktonproduksjonen og bunnfaunaen innvirker på fiskeproduksjonen og medfører endringer både i den totale fiskebestanden og i den innbyrdes balanse mellom de ulike fiskearter.

I et naturlig vassdrag er strykpartiene av spesiell stor betydning. Strømfaunaen (bunndyr) er arts- og individrik. Produsert dyrebiomasse pr. overflateenhet er større her enn i noen annen jevnførbar vassdragsbiotop. Felles for samtlige arter er at de er tilpasset, ofte ekstremt, til de meget spesielle forholdene i rennende vann. Deres oksygen- og næringsopptak, gripe/bevegelsesorgan, bevegelsesmåte, livssyklus er strengt til-

passet til strømmende vann og til store variasjoner i vannstanden. Organismene har imidlertid løst denne tilpasning til det særpregede miljø på meget ulike måter og er derfor på ulik vis følsomme for forandringer.

En unormal tilførsel av slambelastet vann, ved f.eks. graving og erosjon, tetter igjen fangstorganene hos visse dyr (knott og fjærmygglarver) som derfor forsvinner. Unormal økning av næringssalter, endring av vannets farge, endring av næringsdriften, av oksygeninnhold, temperatur og pH-verdi gir umiddelbart store utslag i strømfauaen. I elveavsnitt hvor alle stryk er utbygd (f.eks. Pasvikelva) er strømbiotopene helt forsvunnet. Andre steder hvor det fortsatt kan være noen stryk igjen, vil organismenes livsmiljø være endret.

Videre har det stor betydning for det biologiske miljø at kraftverksutbyggingen avbryter kommunikasjonene oppstrøms- og nedstrøms utbyggingsområdet. Dessuten forekommer neddemning og/eller tørrlegging av strykpartier og strender. Avbrytelse i kommunikasjonen medfører at all normal transport av næring og normal kolonisering av bunndyr med strømmen avbrytes samt at fiskevandringen uteblir. Følgen av dette blir en utarming av livsmiljø og artsmengde. Aure og harr får eksempelvis ingen naturlig standplass lengre. Kraftverksdammen kan således ikke bevare den naturlige og opprinnelige fiskebestanden.

Neddemning eller tørrlegging av strykpartiene forårsaker de største skadene i elvenes biologi og medfører en utarming også av nærliggende stilleflytende partier og innsjøer. Også stredenes dyreliv som er avhengig av reproduksjon av insekter i strømpartiene, blir skadelidende.

I de stilleflytende partier er forandringene mindre, selv om artssammensetningen endres. Fiskeproduksjonen kan ofte opprettholdes, om enn med en annen artssammensetning på grunn av at vandringsfisk og fisk fra strykpartiene etc. uteblir. Ved regulering forsvinner også reproduksjonsområdene for fiskearter som gyter i strykområdene.

Ved regulering av innsjøer utsettes vegetasjonsdekke og løse jordarter for erosjon. Erosjonsprosessene er av stor betydning for fiskeproduksjonen. Ved slike prosesser frigjøres nemlig organisk materiale som kan brytes ned

og danne basis for vannets næringskjeder. Visse mygglarver, som lever på humusdekket, kan øke raskt i antall, næringssalter frigjøres og bidrar til økt primærproduksjon. Slambelastningen reduserer mektigheten av fotosyntesesesongen og vil derfor motvirke økt produksjon. Etter hvert som erosjonsprosessene innenfor reguleringssonen avtar, minsker næringstilførselen og en viss stabilitet inntreffer, da gjerne på et lavere produksjonsnivå.

De grunne partiene nær strendene, som fra et biologisk synspunkt er av størst betydning for produksjonen, blir sterkt utsatt ved en regulering. Bunnfaunaen har sin rikeste forekomst her både hva individ- og artsantall angår. Strandområdene er således av den aller største betydning for fisken på grunn av ernæringsforholdene samt at de tjener som gyteplasser for mange arter. Det samme gjelder "vann-fugl"faunaen hvor praktisk talt alle arter på en eller annen måte er tilpasset strandforholdene.

Fiskeproduksjonen er følsom for de endrede produksjonsbetingelser i de forangående ledd i næringskjeden. I noen grad kan fisken skifte næringsvaner f.eks. ved at de går over fra bunndyr til dyreplanktondiett. Innsjøregulering kan også medføre forandringer i balansen mellom de ulike fiskearter - i fjellsjøer først og fremst røye, aure og sik - og mellom ulike aldersgrupper av samme art med ulike livsvaner og næringsvalg.

7.7 Valg av reguleringsalternativ

I de fleste henseende kan avvik fra det naturlige miljøet betraktes som en negativ påvirkning av vassdraget. Påvirkningen øker generelt med økende omfang av reguleringen. Av hensyn til slike generelle økologiske virkninger vil reguleringsalternativ I med et regulert område på ca. 100 km² være noe gunstigere enn alternativ II som omfatter regulering av ca. 130 km².

Virkningen vil avta nedover i vassdraget. Ved Lygnas utløp i fjorden vil forskjeller i vannkvalitet som følge av de ulike reguleringsalternativene neppe kunne påvises.

8. REFERANSER

- Berge, D., Rognerud, S. og Johannessen, M. 1980. Videreutvikling av fosforbelastningsmodeller for store sjiktede innsjøer. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980. Kontaktutv. vassdragsreg. Univ. Oslo, rapport 26, Oslo.
- Holtan, H. 1980. Vassdragsregulering. Miljøeffekter og behov for forskning. Al-21, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- NIVA 1981: Endringer i pH i perioden 1966-1979 for 38 norske elver. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- NVE 1958. Hydrologiske undersøkelser i Norge. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, Oslo.
- Snekvik, E. 1974. Sure innsjøer og fiskebestand. Rapport nr. 2. Agder og Telemark. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- SNSF 1977. Sure innsjøer og fiskebestand i deler av Rogaland, Agder og Telemark, Sur nedbørs virkning på skog og fisk, TN 38/77, Ås.
- Traaen, T. 1976. Forurensning i overvann (PRA 4.7), Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Wright, R.F. og Dovland, H. 1976. Regional surveys of the chemistry of the snowpack in Norway late winter 1973, 1974, 1975 and 1976. Sur nedbørs virkning på skog og fisk, Ås.

Vedlegg

Tabeller over vannkjemi og bakteriekonsentrasjoner.

Symbolforklaring :

pH	: surhetsgrad
KOND, K_{18}	: konduktivitet / ledningsevne
TURB	: turbiditet
FARG	: farge (ufiltrert)
KOF	: Kjemisk oksygenforbruk
TOT-N	: totalt nitrogeninnhold
NO ₃ N-	. nitrat
TOT-P	: totalt fosforinnhold
PO ₄	: ortofosfat
KIM	: kimtall
PPK37	: presumtiv prøve av koliforme bakterier ved 37°C
KPK37	: konfirmativ prøve av koliforme bakterier ved 37°C
TK44	: termostabile koliforme bakterier ved 44°C
O ₂	: oksygen
Ca	: calcium
Mg	: magnesium
Na	: natrium
Fe	: jern
Mn	: mangan
SO ₄	: sulfat
Cl	: klorid

Tabell I I: LY1 STORANI VED LYGNE

DATO	PH	KOND		TURB	FARGE	KOF	TOT-N		NO3-N		TOT-P		PO4-P	KIM	PK37	KPK37	TK44
		MIS/CM	MG/CM				FTU	MG PT/L	MG/L	MG N/L	MG P/L	MYG P/L					
810210	4.60	32.10	0.55	43.00	13.00	300.00	130.00	5.50	<0.50	200	31	23	8				
810331	5.10	24.50	0.60	38.00	<10.00	330.00	160.00	8.00	1.50	600	170	130	23				
810505	4.74	27.50	0.55	32.00	11.00	340.00	185.00	5.50	5.00	220	49	33	22				
810602	4.83	20.20	1.10	44.50	<10.00	350.00	105.00	9.50	2.00	360	70	33	0				
810622	5.03	20.40	1.30	62.00	22.00	300.00	90.00	10.50	6.50	700	920	170	79				
810721	4.75	20.10	1.20	60.00	<10.00	410.00	95.00	9.00	2.00	400	130	79	4				
810812	5.20	21.10	1.20	44.50	60.00	370.00	120.00	12.00	2.00	800	920	95	13				
810908	5.41	21.40	0.95	36.50	<10.00	490.00	190.00	10.00	2.00	400	920	920	8				
811020	4.44	26.20	1.10	85.00	11.00	120.00	120.00	0.50	0.50	360	350	350	22				
MIDDEL	4.90	23.72	0.95	49.50	23.40	361.25	132.78	8.75	2.69	449.	396.	204.	20.				
ST-AVLIK	0.31	4.18	0.30	16.68	20.96	63.34	37.26	2.31	2.00	207.	404.	287.	24.				
ST-FEIL	0.10	1.39	0.10	5.56	9.37	22.40	12.42	0.82	0.71	69.	135.	96.	8.				
ANT.OBS.	9	9	9	9	5	8	9	8	8	9	9	9	9				

Tabell I I: LY2 LYGNA VED UTLØPET AV LYGNE

DATO	PH	KOND		TURB	FARGE	KOF	TOT-N		NO3-N		TOT-P		PO4-P	KIM	PK37	KPK37	TK44
		MIS/CM	MG/CM				FTU	MG PT/L	MG/L	MG N/L	MG P/L	MYG P/L					
810210	4.60	25.90	0.81	45.00	13.00	290.00	120.00	5.50	<0.50	160	5	5	2				
810331	4.95	26.90	0.50	34.00	31.00	310.00	175.00	5.00	1.00	350	14	14	14				
810505	4.88	24.50	0.60	29.00	<10.00	360.00	200.00	5.00	3.00	200	2	2	2				
810602	4.80	23.50	1.10	32.00	<10.00	320.00	104.00	6.00	1.50	300	33	8	13				
810622	4.98	23.50	0.65	27.50	<10.00	340.00	110.00	5.00	1.50	400	11	7	2				
810721	4.95	22.50	1.60	24.50	<10.00	360.00	145.00	11.00	2.50	440	>1600	>1600	920				
810812	5.55	27.70	0.68	21.50	<10.00	420.00	240.00	12.50	6.50	800	920	79	49				
810908	6.14	25.50	0.45	13.00	13.00	440.00	290.00	3.00	1.00	500	64	64	7				
811020	4.65	27.60	1.00	53.50	<10.00	190.00	190.00	1.00	1.00	150	33	33	23				
MIDDEL	5.06	25.29	0.82	31.11	19.00	355.00	174.89	6.63	2.25	367.	135.	26.	115.				
ST-AVLIK	0.49	1.90	0.36	12.17	10.39	52.37	62.74	3.30	1.87	204.	318.	30.	302.				
ST-FEIL	0.16	0.63	0.12	4.06	6.00	18.52	20.91	1.17	0.66	68.	112.	10.	101.				
ANT.OBS.	9	9	9	9	3	8	9	8	8	9	8	8	9				

Tabell III: LY3 LYGNA VED ROM

DATO	PH	KOND		TURB	FARGE	KOF	TOT-N		NO3-N		TOT-P		KIM	PPK37	KPK37	TK44
		MIS/CM	MIS/CM				FTU	MG FT/L	MG/L	MG/L	MYG N/L	MYG N/L				
810210	4.94	34.10	31.00	0.67	31.00	31.00	280.00	140.00	4.50	0.50	160	95	95	23		
810331	5.09	32.50	27.00	0.45	27.00	<10.00	330.00	225.00	5.50	<0.50	400	49	49			
810505	5.32	37.00	20.50	0.75	20.50	<10.00	370.00	185.00	7.00	1.00	180	130	11			
810602	4.96	27.80	20.50	0.57	20.50	<10.00	260.00	90.00	5.00	2.00	320	140	8			
810622	5.10	37.00	16.00	0.80	16.00	<10.00	260.00	75.00	6.00	1.00	360	1600	1600			
810721	5.34	36.90	1.10	26.00	<10.00	250.00	110.00	7.50	1.50	400	>1600	>1600	540			
810812	6.39	35.50	23.50	0.80	23.50	17.00	600.00	350.00	9.00	1.50	450	>1600	540			
810908	6.11	43.30	26.00	0.68	26.00	<10.00	230.00	30.00	11.50	5.00	900	>1600	1600			
811020	4.83	43.00	28.50	1.30	28.50	13.00	110.00	440	0.50	540	220	170				
MIDDEL	5.34	36.34	24.33	0.79	24.33	20.33	322.50	146.11	7.00	1.63	401.	432.	367.	505.		
ST.AVVIK	0.55	4.84	4.66	0.26	4.66	9.45	121.16	95.94	2.33	1.46	215.	598.	607.	656.		
ST.FEIL	0.18	1.61	1.55	0.09	1.55	5.46	42.83	31.98	0.82	0.52	72.	244.	248.	219.		
ANT.OBS.	9	9	9	9	9	3	8	9	8	8	9	6	6	6	9	

Tabell IV: LY4 LYGNA VED LYNGDALSFJORDEN

DATO	PH	KOND		TURB	FARGE	KOF	TOT-N		NO3-N		TOT-P		KIM	PPK37	KPK37	TK44
		MIS/CM	MIS/CM				FTU	MG FT/L	MG/L	MG/L	MYG N/L	MYG N/L				
810210	4.80	45.00	40.00	1.10	40.00	<10.00	360.00	170.00	6.50	0.50	200	920	920	540		
810331	5.05	56.00	27.00	0.72	27.00	<10.00	420.00	270.00	8.00	1.00	400	1600	>1600	170		
810505	5.11	37.50	32.00	0.87	32.00	15.00	620.00	240.00	39.50	3.00	260	>1600	>1600	430		
810602	4.85	39.20	19.00	0.68	19.00	<10.00	370.00	145.00	9.00	2.00	400	1600	180	9		
810622	5.12	41.90	19.00	0.80	19.00	<10.00	460.00	155.00	8.50	1.00	280	350	140	39		
810721	5.34	37.90	1.00	26.00	<10.00	350.00	140.00	9.00	1.00	360	1600	1600	49			
810812	5.42	35.40	14.50	0.62	14.50	<10.00	290.00	140.00	6.00	2.00	800	>1600	140	33		
810908	5.91	76.50	14.50	0.75	14.50	21.00	360.00	180.00	6.00	1.00	800	350	13			
811020	4.70	39.00	34.00	0.77	34.00	<10.00	150.00	350	0.50	280	140	49				
MIDDEL	5.14	45.38	25.11	0.81	25.11	18.00	403.75	176.67	11.56	1.33	428.	957.	496.	148.		
ST.AVVIK	0.37	13.18	9.03	0.15	9.03	4.24	100.70	46.97	11.36	0.83	221.	637.	563.	199.		
ST.FEIL	0.12	4.39	3.01	0.05	3.01	3.00	35.60	15.66	4.02	0.28	74.	241.	213.	66.		
ANT.OBS.	9	9	9	9	9	2	8	9	8	9	9	7	7	7	9	

Tabell V : LY5 LYGNE

DATO	PH	KOND MIS/CM	TURB FTU	FARGE MG PT/L	KOF MG/L	TOT-N MYG N/L	NO3-N MIG N/L	TOT-P MYG P/L	PO4-P MYG P/L	KLOROF MIG/L
810529	4.72	23.50	0.83	26.00		370.00	135.00	5.00	1.50	1.40
810629	4.55	27.20	0.78	46.50	12.00	380.00	115.00	4.50	1.00	1.42
810730	4.94	20.30	1.10	36.50	17.00	350.00	120.00	6.50	1.00	1.76
810828	4.94	20.30	0.66	21.50	11.00	340.00	85.00	6.50	<0.50	1.25
810929	4.74	24.50	1.10	51.50	<10.00	400.00	130.00	6.50	2.50	1.27
MIDDEL	4.78	23.16	0.89	36.40	13.33	368.00	117.00	5.80	1.50	1.42
ST.AVVIK	0.17	2.94	0.20	12.85	3.21	23.87	19.56	0.97	0.71	0.20
ST.FEIL	0.07	1.32	0.09	5.75	1.86	10.68	8.75	0.44	0.35	0.09
ANT.OBS.	5	5	5	5	3	5	5	5	4	5

Tabell VII Analyseresultater i juni og august 1978 (Kontaktutv. for vassdragsreg., univ. i Oslo).

Lok. nr.	Lokalitet	Dato	Dyp m	Temp. °C	O ₂ ml/l	O ₂ %	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Vannf. Pt	Siktedyp/ innsjøfarge
1.	Skolandstjern	3/6	1	19,8	6,8	103,2	5,1	29,5	0,98	2,58	0,28	0	0	6,27	3,34	5	7,5/ gullig grønn
		25	5,0	9,0	99,7	5,1	29,0	1,17	0,46	2,84	0,37	0	0	6,88	3,69	5	
		8/8	1	18,7	7,3	108,5	5,2	24,8	1,04	0,38	2,19	0,22	0	4,85	2,84	5	10,3/ blålig grønn
		10	7,0	8,2	95,3	5,0	31,2	1,57	0,46	2,83	0,29	0	0	5,92	3,69	7,5	
		25	5,1	8,9	98,8	5,3	30,4	1,44	0,48	2,83	0,35	0	0	6,57	3,42	7,5	
2.	Hellevatn	1/6	1	18,2	6,9	104,4	5,3	25,9	1,09	0,41	2,66	0,31	0	5,54	3,30	5	9,0/ gullig grønn
		35	5,0	8,5	96,7	5,1	28,7	1,02	0,44	2,55	0,37	0	0	5,93	3,29	10	
		9/8	1	18,8	6,7	102,5	5,1	24,5	1,30	0,36	2,35	0,17	0	5,50	2,76	5	8,5/ grønn
		15	6,6	8,2	97,0	4,9	30,2	0,91	0,41	2,48	0,26	0	0	7,54	3,03	7,5	
		35	4,6	8,0	90,1	5,0	30,3	0,94	0,39	2,51	0,27	0	0	6,77	3,41	7,5	
3.	Gaukdalsvatn	4/6	1	19,7	6,7	105,9	5,0	26,9	1,08	0,39	2,54	0,30	0	5,53	3,50	5	6,0/ gullig grønn
		20	5,0	8,3	96,0	5,1	28,8	1,17	0,40	2,72	0,34	0	0	7,04	2,95	5	
		9/3	1	16,5	7,1	105,7	5,2	24,9	1,44	0,37	2,38	0,24	0	6,51	2,14	5	8,1/ gullig grønn
		10	7,8	8,3	102,7	5,0	28,9	0,90	0,40	2,45	0,28	0	0	6,15	3,26	5	
		20	5,9	8,3	97,9	5,0	29,7	0,91	0,39	2,48	0,29	0	0	7,05	3,52	5	
4.	Rostelitjern	1/6	2	15,8	9,4	122,8	5,2	21,8	1,09	0,33	2,18	0,37	0	5,18	2,31	15	
		10/8	1	16,9	6,5	96,9	5,1	21,2	0,86	0,27	1,71	0,12	0	6,70	0,99	40	4,0/ brun
		3	14,2	7,4	105,0	4,9	22,4	0,46	0,23	1,54	0,06	0	0	4,86	1,29	50	
5.	Gusevatn	6/6	1	20,7	6,3	99,9	5,1	24,5	1,24	0,37	2,46	0,22	0	6,01	2,25	10	3,5/ gullig grønn
		12	5,0	4,1	46,8	5,0	27,5	0,89	0,40	2,66	0,21	0	0	5,93	3,29	80	
		12/8	1	17,8	6,7	101,0	5,1	21,5	0,87	0,31	1,94	0,11	0	4,83	1,89	50	2,75/ brunt
		6	8,2	-	-	-	4,9	27,7	0,90	0,39	2,39	0,21	0	5,13	3,52	50	
		12	5,5	0,8	9,2	5,1	27,7	0,94	0,41	2,54	0,22	1,36	0	5,42	3,61	180	
6.	Lautjørn	6/6	1	17,1	6,5	97,3	5,8	22,0	1,69	0,34	2,11	0,36	0	6,67	1,21	25	3,3/ gulbrun
		6	6,2	5,3	62,7	5,5	20,2	1,06	0,28	2,16	0,48	0	0	5,45	2,04	70	
		12/8	1	13,7	7,0	97,9	5,6	20,7	1,44	0,28	1,93	0,28	0,07	6,12	1,18	50	4,1/ brunt
		7	9,2	0,2	2,5	6,3	23,3	1,58	0,33	1,86	0,40	8,89	0	7,56	1,28	440	
7.	Lygne	7/6	1	19,7	6,5	100,8	5,2	17,2	0,72	0,18	1,19	0,16	0	3,70	1,10	30	2,75/ brunt
		15	5,5	8,0	91,8	4,9	23,3	0,81	0,24	1,70	0,20	0	0	4,28	2,06	30	
		17/8	1	17,3	6,7	99,4	5,1	18,7	0,73	0,18	1,20	0,16	0	4,15	1,23	45	4,0/ gullig brun.
		10	11,2	6,6	86,6	5,0	22,2	0,86	0,21	1,36	0,17	0	0	4,51	1,45	45	
		34	5,7	7,4	85,4	5,0	24,6	0,91	0,27	1,75	0,21	0	0	4,87	2,24	45	
8.	Rossevatn	7/6	1	16,7	6,7	100,2	4,9	16,5	0,33	0,11	0,76	0,08	0	3,73	0,50	35	3,0/ brunt
		8	9,3	7,1	90,9	5,0	18,9	0,65	0,16	1,12	0,13	0	0	4,04	1,15	40	
		12/8	1	17,4	6,7	101,6	5,0	15,8	0,47	0,13	0,89	0,09	0	3,74	0,68	50	3,0/ brunt
		8	10,8	0,6	8,0	5,5	20,2	1,25	0,19	2,00	0,17	0,67	0	6,04	1,45	160	

Tabell VII forts.

Lok. nr.	Lokalitet	Dato	Dyp m	Temp. OC	O ₂ ml/l	O ₂ %	FH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Vannf. mg/l	Siktedyp/ innsjøfarge
9.	Lygnevatn	8/6	1	14,8	-	-	5,0	16,9	0,36	0,13	0,84	0,09	0	3,80	0,81	30	
		13/8	6	6,3	-	-	5,1	19,3	0,39	0,17	1,18	0,71	0	3,98	1,59	35	4,0/ brunt
			1	17,8	-	-	5,0	16,0	0,42	0,14	0,92	0,04	0	4,19	0,61	45	
			7	6,8	-	-	4,9	20,5	0,46	0,16	1,19	0,11	0	3,56	1,44	45	
			15	5,3	-	-	5,0	20,4	0,45	0,18	1,28	0,11	0	4,41	1,55	50	
10.	Storvatn	9/6	1	13,4	-	-	4,9	15,6	0,35	0,10	0,66	0,06	0	2,99	0,66	50	2,5/ brunt
			13	4,9	-	-	4,8	20,0	0,39	0,15	0,91	0,11	0	3,55	1,06	40	
		14/9	1	16,8	-	-	5,0	16,5	0,45	0,12	0,79	0,05	0	3,41	0,62	50	3,0/ brunt
			7	12,6	-	-	4,9	17,0	0,41	0,12	0,73	0,08	0	3,24	0,60	70	
			11	10,3	-	-	4,8	17,4	0,36	0,12	0,73	0,10	0	4,44	0,56	70	
11.	Frosthemljørn	9/6	1	13,0	-	-	4,9	16,9	0,39	0,14	0,89	0,09	0	4,70	0,30	40	2,1/ brunt
			6	8,7	-	-	4,8	19,1	0,54	0,16	1,09	0,13	0	4,48	0,52	50	
		14/8	1	16,3	-	-	5,0	15,4	0,33	0,13	0,82	0,07	0,13	3,24	0,79	45	3,0/ brunt
			5	13,8	-	-	4,8	15,8	0,37	0,11	0,72	0,06	0	4,26	0,74	60	
12.	Kissvatn	12/6v/land	-	-	-	-	5,1	13,8	0,51	0,12	0,80	0,10	0	3,71	0,71	50	
		15/6	1	15,0	-	-	5,3	14,0	0,70	0,15	0,87	0,04	0,19	4,25	0,55	85	2,25/ brunt
			8	11,3	-	-	5,1	15,1	0,62	0,15	0,84	0,10	0,29	3,93	0,30	90	
13.	Tjern v/ Kissvatn	10/6v/land	9,1	-	-	-	5,2	14,0	0,66	0,17	0,93	0,08	0	3,24	0,60	80	
		15/6v/land	12,0	-	-	-	4,7	23,3	0,25	0,21	0,83	0,10	0,58	5,24	0,72	150	
14.	Bjennevatn	11/6	1	9,3	-	-	5,1	15,5	0,68	0,16	1,00	0,17	0	4,31	1,07	50	2,5/ brunt
		16/8	1	14,3	-	-	5,0	16,4	0,62	0,15	0,91	0,08	0	4,36	0,83	45	3,5/ brunt
			7	11,9	-	-	5,0	16,3	0,70	0,16	0,95	0,07	0	3,13	0,90	50	
			12	8,1	-	-	5,1	16,5	0,66	0,17	1,02	0,12	0	3,75	1,05	80	
15.	Møska	3/6	-	18,8	-	-	5,7	29,4	1,83	0,45	2,79	0,41	0	7,05	3,90	5	
		8/8	-	19,0	-	-	5,3	27,9	1,63	0,38	2,60	0,36	0	6,06	3,93	7,5	
16.	Møska	3/6	-	19,1	-	-	5,4	26,8	1,20	0,43	2,45	0,28	0	5,75	3,09	5	
		8/8	-	17,8	-	-	5,3	24,1	1,23	0,37	2,23	0,25	0	5,90	2,94	7,5	
17.	Møska	4/6	-	24,2	-	-	5,7	24,7	1,57	0,39	2,34	0,27	0	5,52	2,93	5	
		9/8	-	20,5	-	-	5,1	23,2	0,91	0,32	2,03	0,25	0	4,19	2,73	10	
18.	Møska	5/6	-	20,1	-	-	5,5	19,6	1,03	0,35	2,15	0,69	0	5,55	2,13	25	
		10/8	-	16,5	-	-	5,5	18,2	0,98	0,31	1,86	0,16	0	5,72	1,58	35	
19.	Møska	5/6	-	20,6	-	-	5,8	25,0	2,05	0,38	2,44	0,99	0	8,75	2,58	40	
20.	Lyngdalselva	5/6	-	18,0	-	-	5,4	22,0	1,20	0,27	1,82	0,26	0	6,05	1,83	25	
		10/8	-	19,2	-	-	5,7	20,3	1,39	0,29	1,81	0,27	0	5,41	1,89	25	
21.	Lyngdalselva	5/6	-	17,8	-	-	5,3	21,5	1,16	0,28	1,78	0,28	0	5,66	1,83	25	
		12/8	-	18,2	-	-	5,5	21,6	1,48	0,31	1,95	0,34	0	6,66	2,18	25	
22.	Lyngdalselva	6/6	-	16,5	-	-	5,0	21,5	0,76	0,22	1,49	0,23	0	4,20	1,56	35	

Tabell VII forts.

Lok. nr.	Lokalitet	Dato	Dyp m	Temp. °C	O ₂ ml/l	O ₂ %	pH	Ca ¹⁸ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Vannf. mg/l
23.	Lýngdalselva	6/6		17,8			5,8	22,2	2,51	0,35	2,45	0,45	0	0	6,43	2,41	25
		11/8		15,2			5,7	20,3	1,55	0,30	1,90	0,30	0	0	5,87	1,82	45
24.	Lýngdalselva	12/6		9,8			5,4	-	0,53	0,13	1,39	0,44	0	0	4,17	1,21	-
25.	Lýngdalselva	11/6		10,4			5,2	13,6	0,71	0,13	0,88	0,10	0	0	3,28	1,14	50
		16/8		13,3			4,9	17,8	0,66	0,16	0,82	0,10	0	0	4,44	0,56	90
26.	Lýngdalselva	9/6		11,9			5,1	15,3	0,36	0,10	0,74	0,25	0	0	3,14	1,86	50
		14/8		15,6			5,0	16,3	0,49	0,13	0,81	0,06	0,07	0	3,80	0,62	55
a.	Lýngdalselva (Vestvassdalen)	9/6		-			5,1	14,0	0,33	0,09	0,73	0,05	0	0	2,57	0,70	10