

RAPPORT LNR 4306-2000

**B**etydningen av fluor for  
Glamslandsvassdraget,  
Aust-Agder

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Betydningen av fluor for Glamslandsvassdraget, Aust-Agder	Løpenr. (for bestilling) 4306-00	Dato November 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-20145	Sider Pris 36
Forfatter(e) Kroglund, Frode Skjelkvåle, Brit-Lisa Kleiven, Einar Lindstrøm, Eli-Anne Kroglund, Marianne Raddum, Gunnar Walseng, Bjørn	Fagområde Miljøgifter ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) North Cape Minerals A/S, Lillesand	Oppdragsreferanse
--	-------------------

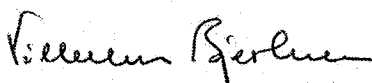
**Sammendrag**

Fluorkonsentrasjonen i Glamslandsvassdraget er betydelig forhøyet (>100 ganger) i forhold til naturlige bakgrunnsnivåer i Norge. Fluorkonsentrasjonene i vassdraget er i henhold til publisert litteratur svært giftig. Sommeren/høsten 2000 ble det utført en undersøkelse i Glamslandsvassdraget. Forekomst av fisk og bunndyr synes ikke endret sammenliknet med opprinnelig naturtilstand slik denne ble dokumentert i 1968, dvs før fluorutslippet startet. Vi har således ikke kunnet påvise biologiske effekter av fluorutslippet. Årsaken til hvorfor fluor i Glamslandsvann er lite giftig bør fastslås. Det antas at fluor som tilføres vassdraget er kompleksbundet og derved lite/ikke biotilgjengelig. Dette bør undersøkes slik at avgiftingsmekanismer kan inkluderes i evaluering grunnlaget mhp biologisk effekt av fluor.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Fluor</li> <li>2. Fisk</li> <li>3. Bunndyr</li> <li>4. Begroing</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Fluoride</li> <li>2. Fish</li> <li>3. Benthic macroinvertebrates</li> <li>4. Periphyton</li> </ol>
---	---



Frode Kroglund  
Prosjektleder



Vilhelm Bjerknes  
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun  
Forskningsjef

**Betydningen av fluor for  
Glamslandsvassdraget, Aust-Agder**

## Forord

Statens forurensningstilsyn påla North Cape Minerals AS i brev av 29. september 1999 å gjennomføre en undersøkelse mhp skadevirkninger av fluorutslippet fra bedriften. Det presiseres at ”for at SFT skal kunne fastslå utslippets miljømessige betydning, hadde det vært hensiktsmessig om undersøkelsen omfattet prøvefiske så vel som bunndyrsundersøkelser i ulik avstand fra utslippspunkt + en referansestasjon”.

North Cape Minerals ba NIVA utarbeide et prosjektforslag på en resipientundersøkelse i Glamslandsvann våren 2000. Prosjektforslaget ble akseptert 20. juni 2000. Feltarbeidet ble igangsatt i juni mhp vegetasjon og fisk og ble avsluttet i september med prøvetaking av bunndyr og dyreplankton.

Grimstad, November 2000

*Frode Kroglund*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>6</b>
<b>2. Bakgrunnsinformasjon</b>	<b>7</b>
2.1 Bedriften	7
2.2 Bakgrunnsnivåer av fluorid	7
2.2.1 Bakgrunnsnivåer i Norge	7
2.2.2 Bakgrunnsnivåer utenfor Norge	8
2.2.3 Anbefalte grenseverdier i vann	8
2.3 Biologiske toleransegrenser	9
2.3.1 Giftvirkning	9
2.3.2 Akkumulering i vev	9
2.3.3 Giftmodifiserende faktorer	10
2.3.4 Effekter og grenseverdier	10
2.4 Konklusjon fra sammenstillingen av eldre data	11
<b>3. Lokaltet og metodebeskrivelse</b>	<b>13</b>
3.1 Vannkjemi	14
3.2 Fisket	14
3.3 Bunndyr	15
3.4 Dyreplankton	15
3.5 Vegetasjon	15
<b>4. Resultat</b>	<b>16</b>
4.1 Fisk	16
4.1.1 Fangst	16
4.1.2 Mageinnhold	18
4.1.3 Fluor i vev	19
4.2 Begroingssamfunnet	19
4.3 Bunndyr	20
4.4 Dyreplankton	21
<b>5. Diskusjon</b>	<b>22</b>
5.1 Fisk	22
5.2 Begroing	24
5.3 Bunndyr	24
5.4 Dyreplankton	25
5.5 Samlet vurdering	25
<b>6. Referanser</b>	<b>26</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>30</b>
A.1 Undersøkelser utført i perioden 1968 til 1975	30
A.2 Undersøkelser etter 1988	34

## Sammendrag

Bakgrunnskonsentrasjon av fluorid i innsjøer i Norge er lavere enn 40 µg F/L. North Cape Minerals har siden 1969 hatt et utslipp av fluor til Glamslandsvassdraget. Fluoridkonsentrasjonen i innløpet til Glamslandsvann har siden da variert mellom 5 og 25 mg F/L, mens konsentrasjonen målt på utløpet av innsjøen har variert mellom 3 og 10 mg F/L. Dette er konsentrasjoner som assosieres med akutt giftighet for fisk, bunndyr og vegetasjon.

Det ble utført en undersøkelse i Glamslandsvann samt i tilførsels- og utløpsbekken sommeren/høsten 2000 for at SFT skulle kunne fastslå utslippets miljømessige betydning. I undersøkelsen inngikk et prøvefiske samt en inventering av vegetasjon og bunndyr. Resultatene er sammenholdt med resultat fra undersøkelser utført i perioden 1968 til 1975 (Grande, 1970; 1971; 1972; 1973; Arnesen og Grande, 1975).

Totalt ble det fanget 122 tryter, 7 aure og 1 ål. Det ble innfanget tryte fra alle "fiskbare" årsklasser (fisk minst 1 år gammel). Fangsten (målt som tetthet og gjennomsnittsvikt) avvok ikke vesentlig fra nivåene rapportert for perioden 1968 til 1975. Tryta i Glamslandsvann hadde en vekst som var høyere enn det som tradisjonelt påvises i innsjøer på Sørlandet. Dette kan antyde at bestandsstørrelsen er regulert av en eller flere ytre faktorer. Ettersom tetthet og gjennomsnittsvikt ikke avvok fra nivåene rapportert fra 1968 (før utslippet av fluor begynte) kan ikke dette "avviket" mellom forventet og registrert fangst uten videre forklares med fluorutslippet. I undersøkelsene utført tidlig på 70-tallet ble den noe lave tettheten og gode veksten begrunnet med aktivt sportsfiske. Dagens sportsfiske kan ha samme bestandsregulerende effekt. Forekomsten av aure var lav. Dette var også situasjonen på 70-tallet. I de opprinnelige undersøkelsene ble lav tetthet av aure forklart med at gytesubstratet i Glamslandsbekken var ødelagt som følge av partikkeltransport fra bedriften. Vi påviste heller ikke fisk i Glamslandsbekken. Bekken er fortsatt tydelig påvirket av partikler fra bedriften. Fluor i vev er ikke ferdiganalysert. Konsentrasjoner vil bli rapportert som tillegg til denne rapporten når disse er tilgjengelig.

Bunndyrsamfunnet i tilførselsbekken til Glamslandsvann var tydelig forringet. I utløpsbekken samt i referansebekken var samfunnet artsrikt. Høye fluorkonsentrasjoner i utløpsbekken synes således ikke å ha påvirket diversiteten av bunndyr. Høy forekomst av blant annet nettspinnende vårfluer kan tyde på god næringstilgang, og antyder at Glamslandsvann er påvirket av næringssalter.

En generell vurdering av begroingsamfunnet i tilførselsbekken til Glamslandsvann tilsier at miljøforholdene er meget spesielle. Samfunnet er artsfattig og bestod av noen ganske få forurensningstolerante alger i tillegg til bakterier. Funnene tyder på at bekken er forurenset. En av artene som ble påvist kan forekomme i vann blant annet forurenset av tungmetall. Den eneste kiselalgen som forekom i større antall, *Fragilaria cf. capucina*, hadde misdannede kisel skall.

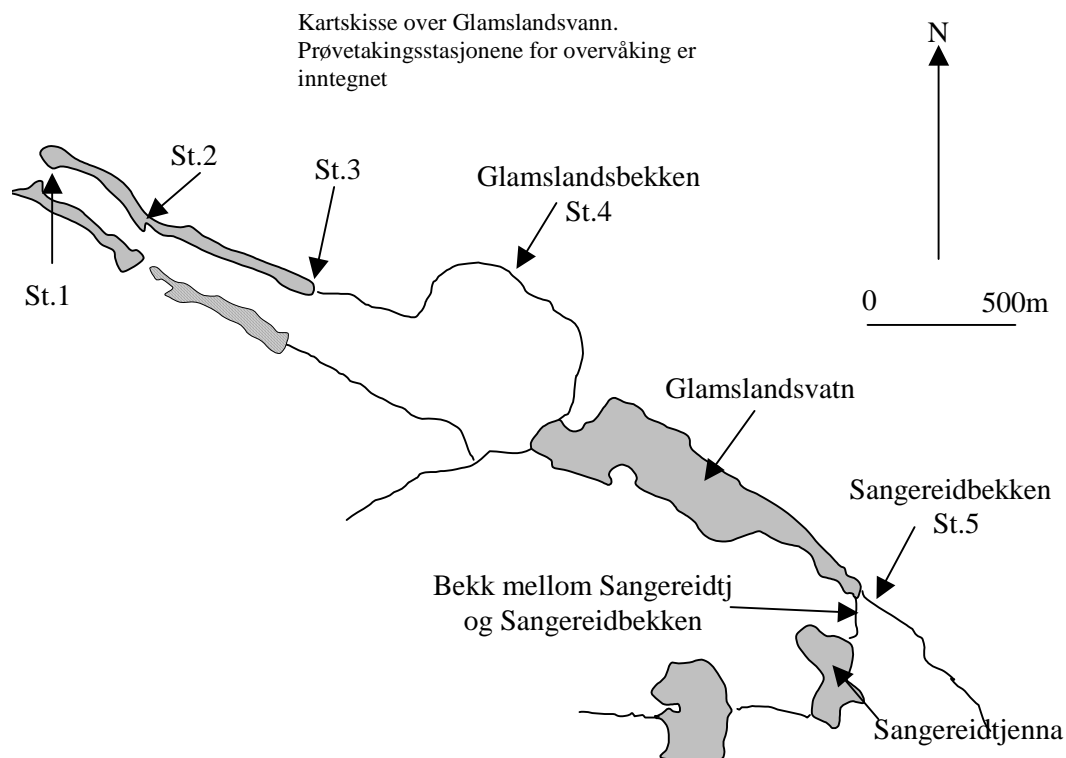
Basert på de målte konsentrasjonene av fluor i vassdraget og effekter rapportert fra ulike internasjonale undersøkelser, var det forventet større og mer entydig biologiske responser. Dette tyder på at fluor i dette tilfellet ikke utøvde den biologiske virkningen stoffet normalt assosieres med. Fluor kan inngå sterke bindinger med ulike andre elementer i vann (kompleksbindinger). Det foreligger såvidt vi vet ikke publiserte resultater som redegjør for giftighet til de ulike tilstandsformene eller kompleksene. Det er således ikke avklart om all fluor i vassdraget er biotilgjengelig og potensielt giftig, eller om fluoret er kompleksbundet og avgiftet. Avvikende skall hos kiselalger i Glamslandsbekken antyder mangel på silisium. Dette kan være en indikasjon på at fluor kan være bundet til silisium. Dette bør undersøkes slik at avgiftingsmekanismer kan inkluderes i evalueringsgrunnlaget mhp biologisk effekt av fluor.

# 1. Innledning

North Cape Minerals har et utslipp av fluor til Glamslandsvassdraget. For at SFT skal kunne fastslå utslippets miljømessige betydning, er det utført et prøvufiske samt en inventering av vegetasjon i bekker og av bunndyr i bekker og Glamslandsvann.

I denne rapporten er det inkludert en utredning om bakgrunnskonsentrasjoner av fluor i Norge samt i utlandet (kapittel 2; bakgrunnsinformasjon). Biologiske effekter av fluor og konsentrasjonsgrenser er vurdert. I tillegg er det utført en gjennomgang av eldre undersøkelser i vassdraget. Sentralt her står konsekvens- og kontrollundersøkelsene utført i perioden 1968 til 1975 (Arnesen, 1968; Arnesen m.fl., 1970; Arnesen og Grande, 1975; Grande, 1970; 1971, 1972, 1973). Vannkjemiske data på pH, turbiditet, ledningsevne fra 1990 til 1999 er presentert. Figur 1 angir stasjonsplassering og nummerering etablert i 1968. Stasjon 4 og 5 og Glamslandsvann ble undersøkt i årets undersøkelse. I tillegg ble Sangereidtjenna samt bekk mellom Sangereidtjenna og Sangereidbekken undersøkt som referanse.

I kapittel 3 er lokalitetene beskrevet. Resultat fra årets undersøkelser er gitt i kapittel 4.



**Figur 1.** Kart over Glamslandsvassdraget med prøvetakingsstasjoner etablert i 1968 inntegnet. Stasjoner inkludert i 2000 undersøkelsen er antydnet.

## 2. Bakgrunnsinformasjon

Her presenteres bakgrunnsinformasjon m.h.p. forekomst og konsentrasjon av fluorid i Norge, og hvordan de norske konsentrasjonene samsvarer med konsentrasjoner i andre deler av verden. Det fokuseres på hva som er normalt i forhold til hva som må betraktes som ekstremverdier. Dette gjøres for å kunne plassere utslippene til Glamslandsvann inn i en nasjonal og en internasjonal sammenheng. Det er utført en enkel litteraturgjennomgang for å skille akseptable fra uakseptable verdier. Som bakgrunnsinformasjon om Glamslandsvann presenteres overvåkingsdata (kjemiske og biologiske) fra tidligere undersøkelser utført i innsjøen. Biologisk tilstand basert på undersøkelsene utført i løpet av år 2000 sammenliknes med resultatene for perioden 1968 – 1975. Til slutt refereres en del litteratur på biologiske responser på fluor.

### 2.1 Bedriften

Bergverksbedriften North Cape Minerals AS ligger i Glamslandsvassdraget. Bedriften produserer drøyt 100 000 tonn kvarts og feltspat årlig ved flotasjon av en granittpegmatitt. For å skille feltspat fra kvarts tilsettes flussyre samt andre kjemikalier.

### 2.2 Bakgrunnsnivåer av fluorid

#### 2.2.1 Bakgrunnsnivåer i Norge

Norske innsjøer er karakterisert ved lave konsentrasjoner av oppløste ioner i vannet. Årsaken til dette er en kombinasjon av at berggrunnen i Norge er forvittringsresistent og avgir lite ioner, samtidig med at det er lite løsmasser og tynne jordsmonn. Der nedbørintensiteten dessuten er høy gir dette høy avrenning som virker ekstra fortynnende på ionekonsentrasjonene. Vannkjemien i norske innsjøer er bestemt av berggrunnsgeologi, nedbørkjemi og hydrologi, jordsmonn og vegetasjon, samt tilførsler av forurensninger, enten fra lokale kilder eller langtransporterte kilder.

Den viktigste kilden til fluorid i innsjøer i Norge er berggrunnen (Skjelkvåle, 1994). Fluorid er også en komponent i sjøsalter og forurenset nedbør, men dette bidrar bare med små mengder. En regional undersøkelse av 1000 sjøer i 1995 (Skjelkvåle, m.fl., 1997) viser at mer enn 90 % av norske innsjøer har fluoridkonsentrasjoner <40 µg/L (tabell 1). På Østlandet er det en del innsjøer som inneholder noe mer. Årsaken til dette er at en del bergarter i Oslofeltet med tilgrensende områder har høyt innhold av fluor. Innsjøer som ligger i kontakt med slike bergarter har generelt høyere fluoridkonsentrasjoner enn innsjøer andre steder (Flaten, 1991, Skjelkvåle, 1994). I 1995-undersøkelsen ble den høyeste konsentrasjonen av fluorid registrert i Hedemark med 500 µg F/L. Resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 viste konsentrasjoner av fluor fra < 5 – 560 µg/l og et gjennomsnitt for de undersøkte lokalitetene på 37 µg/L (Skjelkvåle, 1994). Utvalget av innsjøer i denne undersøkelsen var ikke statistisk valgt, slik som i undersøkelsen i 1995, men hadde fokus på forsuringfølsomme områder. Likevel stemmer resultatene godt overens med resultatene fra undersøkelsen i 1995.

**Tabell 1.** Prosentfordeling av fluoridkonsentrasjoner i 1006 vann høsten 1995 (Skjelkvåle m.fl., 1997). Tabellen viser resultatene for alle innsjøene under ett og fordelt på regioner.

Fluorid - µg F/L	2.5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	97.5 %
Alle (n=1006)	<40	<40	<40	<40	<40	<40	110
Østlandet (n=223)	<40	<40	<40	<40	53	100	197
Sørlandet (n=207)	<40	<40	<40	<40	<40	60	140
Vestlandet (n=228)	<40	<40	<40	<40	<40	<40	60
Midt-Norge (n=143)	<40	<40	<40	<40	<40	<40	60
Nord-Norge (n=205)	<40	<40	<40	<40	<40	<40	80



For grunnvann i fjell er forholdene annerledes enn for overflatevann. I grunnvann i fast fjell er kontakttiden mellom vannet og mineralene i berggrunnen oftest svært lang slik at konsentrasjonen av alle ioner generelt er høyere enn i overflatevann. En undersøkelse av grunnvann i 1756 brønner i fjell i Norge (Banks m.fl., 1998) viser en medianverdi for fluorid på ca 150 µg/L. Imidlertid ligger 25% av observasjonene i intervallet 1000- 8270 µg/L. I områder med høye fluoridkonsentrasjoner i drikkevann (over 4000-5000 µg/L) er det registrert flere tilfeller av dental fluorose (dental fluorose er det latinske navnet på virkning av økt fluoropptak på tenner som er under utvikling og mineralisering. Det viser seg gjerne som brune flekker på tennene) (professor Kjell Bjorvatn, Universitet i Bergen som personlig meddelelse i Banks m.fl., 1998).

Konsentrasjonen av fluor i sjøvann er relativt konstant og varierer mellom 1300 og 1400 µg F/L. Omkring halvparten foreligger som frie fluoridioner, den andre halvparten som magnesiumfluorid pluss små mengder som kalsium- og natriumfluorider (Dobbs, 1974; Oliveira m.fl., 1978).

### 2.2.2 Bakgrunnsnivåer utenfor Norge

En regional undersøkelse av innsjøer og bekker i ca. 1500 lokaliteter i fire områder i den østlige delen av USA i perioden før 1985, viser medianverdier på 35 - 52 µg F/L med maksimumsverdier fra 186 - 594 µg F/L. Dette er nivåer som er i samme størrelsesorden som de norske innsjøene og indikerer at dette fluoridnivået er normalt, mens verdier på 500 µg F/L eller høyere representerer unormalt høye konsentrasjoner. En regional undersøkelse i Finland i 1989 viste at middelverdien for fluorid i finske sjøer var < 90 µg/l (Forsius m.fl., 1990), mens undersøkelse av nærmere 7000 lokaliteter (hovedsakelig bekker) i Tsjekia på begynnelsen av 80-tallet viste medianverdier fra 93 til 331 g/l i 13 subregioner (Vesely m.fl., 1986). Dette er noe høyere enn i Finland, Norge og Nord-Amerika, og er sannsynligvis forårsaket av en kombinasjon av mere ionerikt vann og større forurensingsbelastning

Naturlige ekstreme fluoridkonsentrasjoner er rapportert mange steder i verden. De mest kjente av disse er i Øst-Afrika hvor konsentrasjoner opp til 1627 mg F/L er registrert i overflatevann. Årsaken til de høye konsentrasjonene er bl.a. at dette er en aktiv vulkansk sone, med en del spesielle bergarter. Fluorid i grunnvann opp til 20 mg F/L er registret i sentrale deler av India (Handa, 1975), i et område hvor det også er rapportert endemisk fluorose. I Bauxitt i Arizona, hvor forholdet mellom dental fluorose og høye fluoridkonsentrasjoner i drikkevann først ble oppdaget, er det registrert fluoridkonsentrasjoner opp til 32 mg F/L (Hem, 1989).

### 2.2.3 Anbefalte grenseverdier i vann

Veiledende grenseverdi for fluorid i drikkevann i Norge er 1.5 mg F/L (Sosial og helsedepartementet, 1995). Fluor er ikke omhandlet i SFT's veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvannsforkomster. I sjøvann klassifiseres vann og sedimenter som ubetydelig til lite forurenset når fluoridkonsentrasjonen underskider 1300 µg/L (tabell 2). Tabellen kan ikke brukes veiledende for ferskvann. Bakgrunnskonsentrasjonene i ferskvann er vesentlig forskjellig fra verdien i sjøvann. Mens <0.04 mg F/L er det normale i ferskvann er 1.3 mg/L normalt i sjøvann. Samtidig vil innholdet av salter i sjøvann virke avgiftende på fluoridionet.

**Tabell 2.** Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller i vann og sedimenter (SFT-veiledning 97:03; Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann).

		Ubetydelig – lite forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Vann	mg/L	<1.3	1.3-4	4-6	6-10	>10
Sediment	mg/kg	<800	800-3000	3000-8000	8000-20000	>20000
Vev - Blåskjell	mg/kg	<15	15-50	50-100	100-300	>300

## 2.3 Biologiske toleransegrenser

Basert på forskjellene i bakgrunnsnivåer mellom ferskvann og sjøvann er det sannsynlig at ferskvannsorganismer er mer følsomme for fluor enn marine organismer (McClurg 1984). Giftige effekter av fluorid er beskrevet for en rekke ferskvannsorganismer hvor det er påvist at høy fluorkonsentrasjon påvirker planteplankton, dyreplankton, bunndyr og fisk.

Det er i alt toksikologisk arbeid et mål å fastsette grenseverdier for de konsentrasjoner av ulike stoffer som ikke forårsaker vesentlige effekter på akvatisk liv. Disse såkalte "trygge konsentrasjonene" (safe concentrations; SC's) kan også benevnes som "ingen påviselig effekt" (no observed effect concentration; NOEC's) eller "maksimum akseptabel konsentrasjon" (maximum acceptable concentration; MATC's). Når et stoff karakteriseres som "giftig" vil stoffet enten kunne innvirke på bestandsstrukturen (og derved på organismesamfunn eller biodiversitet) og/eller akkumuleres i vev som kan gjøre organismene uegnet for konsum. Før det påvises effekter på bestand eller i vev, vil de fleste giftstoffer ha innvirket på cellenivå og på ulike fysiologiske prosesser. Trygge konsentrasjoner vil i de fleste sammenhenger innebære grenseverdien hvor fysiologiske effekter ikke påvises, konsentrasjoner hvor det ikke påvises effekter på bestand. Høyeste akseptable konsentrasjon for fluor er ikke fastlagt for fisk eller andre ferskvannsorganismer, hverken i Norge eller i USA (USEPA 1986). Fravær av grenseverdi er begrunnet med at det er rapportert for stor "sprik" i hva som er akseptable konsentrasjoner basert på 96 timer LC<sub>50</sub> verdier (Smith m.fl., 1985). 96 timer LC<sub>50</sub> angir konsentrasjonen hvor 50% av forsøksorganismen dør innen 96 timer. På tross av at det ikke foreligger grenseverdier, betraktes forhøyde fluoridkonsentrasjoner som en alvorlig forurensning i ferskvann, ettersom konsentrasjonen i mange akvatiske økosystem har økt som følge av menneskelig aktivitet (Oliveira m.fl., 1978; Pankhurst m.fl., 1980; Martin og Salvadori 1983; Camargo 1989; Camargo m.fl., 1992) og fordi det er vist at forhøyde konsentrasjoner av fluorid øver negative effekt på akvatiske organismer (Sigler og Neuhold 1972; Wright og Davidson 1975; Olivera m.fl., 1978; Pankhurst m.fl., 1980; Connell og Airey 1982; Pimentel og Bulkley 1983; McClurg 1984; Dave 1984; Smith m.fl., 1985; Camargo 1989; Camargo m.fl., 1992).

I det følgende beskrives resultater basert på en litteraturgjennomgang. Gjennomgangen har ikke tatt mål av seg til å inkludere all litteratur. Det er også relevant å påpeke at fluor ikke behandles av sentrale verk på vannkvalitet, f.eks. Alabaster og Loyd (1982), Heath (1995) eller Økland og Økland (1998). Det påpekes at mange av forsøkene er utført med dødelighet som eneste effektvariabel og med fluorkonsentrasjoner som knapt kan betraktes som relevante. Når mer enn f.eks. 50% av fiskene er døde f.eks. innen 4 døgn indikerer ikke resultatet effektgrenser, dag angir resultatet fluorkonsentrasjoner som er akutt giftig.

### 2.3.1 Giftvirkning

Fluorid virker giftig primært ved at fluoridionet reagerer med og inaktiverer metallaktivatorer i ulike enzymer. Det er påvist effekter på respirasjon (overføring av oksygen fra blod til celler) og på metabolisme målt som omsetning av karbohydrat, fosfat og kalsium (Chitra m.fl., 1983; Evans og Jasofriedman 1994; Lushchak m.fl., 1998).

### 2.3.2 Akkumulering i vev

Fluor akkumuleres i vev, og da særlig i kalsiumholdig vev som bein, tenner og muskel (Wright og Davison, Morre 1971; Hemens m.fl., 1975; Gikunju m.fl., 1992; Mwaniki og Gikunju, 1995). Akkumuleringsrater og mengder er avhengig av konsentrasjonen av fluorid i vann og av eksponeringstid (Charcolalau og Killedar, 1995). Det synes som at akkumulering av fluorid skyldes opptak direkte fra vann (Hemens og Warwick 1972; Hemens m.fl., 1975; Knutzen 1987) framfor høyt innhold av fluorid i føden (Grave 1981; Tiews m.fl., 1982). Komparative studier av forholdet mellom fluorid og jern i tannemaljen til ulike fiskearter har vist store, men systematiske forskjeller i forholdstall mellom disse to elementene (Suga m.fl., 1992; 1993). Dette er tolket som at ulike arter har

ulike opptaks- og elimineringsmekanismer. Dette innebærer at bakgrunnskonsentrasjoner kan variere fra art til art.

### 2.3.3 Giftmodifiserende faktorer

Effektene av fluorid på vannlevende organismer er avhengige av hvilke arter som er tilstede (Milhaud m.fl., 1981). For fisk er fiskestørrelse (Hemens m.fl., 1975) og fysiologisk status vesentlig (Pillai og Mane, 1984), men også vannets øvrige fysio-kjemiske egenskaper. Toleransen overfor fluorid avtar med økende vanntemperatur (Angelovic m.fl., 1961). Camargo og Tarazona (1991) eksponerte regnbueaure og aure til fluoridkonsentrasjoner fra 0.08 til 190 mg F/L i korttidsforsøk (8 dager) for fastsettelse av artsforskjeller med hensyn til sensitivitet. Etter 8 dager eksponering var dødelighet både avhengig av fluoridkonsentrasjon og art, hvor 10% av auren var død når fluoridkonsentrasjonen var på 34 mg F/L mens >50% regnbueauren var død. Tilsvarende artsavhengige variasjoner er registrert for andre ferskvannsorganismer.

Kalsium og magnesium "beskytter" ferskvannsorganismer mot effektene av fluorid (Herbert og Shurben, 1964). Når vannets innhold av kalsiumkarbonat økte fra 17 til 385 mg Ca/L  $\text{CaCO}_3$  økte 96 timer  $\text{LC}_{50}$  verdien til regnbueaure (*O. mykiss*) fra 51 til 193 mg F/L (Pimentel og Bulkley 1983). Camargo (1989), estimerte 96 timer  $\text{LC}_{50}$  verdier i tynt vann til 107.5 og 164.5 mg F/L fluorid for henholdsvis regnbueaure og aure (*S. trutta*).

Fluor inngår i komplekser med ulike andre elementer i vann, deriblant aluminium (Driscoll m.fl., 1980; Radic og Bralic, 1995). Siden 1980 har det vært kjent at giftigheten til surt vann med aluminium avtar når fluorid er tilstede (Baker og Schofield, 1980). Aluminiumfluorid-kompleksene er mindre giftige enn aluminiumhydroksid-kompleksene, men resultatene har vært variable (Baker og Schofield 1980; Driscoll m.fl., 1980; Fivelstad og Leivestad, 1980; Hamilton og Haines, 1995). Fluorid bidro ikke til å redusere opptak av aluminium på fiskegjeller, men reduserte den biologiske effekten av aluminium som ble akkumulert (Wilkinson og Campbell, 1993).

Økt humusinnhold reduserer normalt giftigheten av ulike stoffer. Dette skyldes at giftstoffet bindes til humus og får derved giftigheten. Det er ikke registrert arbeider hvor humus har inngått som variabel i tilknytning til giftvirkning av fluor.

### 2.3.4 Effekter og grenseverdier

Selv om det foreligger en rekke undersøkelser på giftighet til fluorid er det ikke fastlagt grenseverdier for hva som er akseptabel konsentrasjon i vann. Knutzen (1987) har utført en vurdering av giftighet. Effekter tiltar i omfang når fluoridkonsentrasjonen overstiger ca 3 mg F/L (jfr tabell 3). Det ble i Knutzen (1987) anbefalt at fluoridkonsentrasjonen i ferskvannsføremåter, i estuarier og i ferskvannspåvirkede fjorder ikke burde overstige 0.5-1 mg F/L. I saltvannssystemer burde konsentrasjonen ikke økes utover 3 mg, eller en dobling i forhold til bakgrunnskonsentrasjonen.

**Tabell 3.** Eksempler på giftighetsgrenser for fluorid overfor ferskvannsgrensamer. Tabellen er modifisert fra **Knutzen (1987)**.

Organismer	Kons mg F/L	Parametre	Referanser	Kommentarer
<b>Alger</b>				
Chlorella pyrenoidosa	2-200	Vekst	Smith og Woodson, 1965	
Chlorella,	100	Biomasse,	Malewicz m.fl., 1972	Ingen effekt ved 50
Scenedesmus,		celleantall		mg/L
Dictosphaerium				
Scenedesmus	45	Celledeling	Bringmann og Kühn,	
quadricauda			1959ab	
<b>Krepsdyr</b>				
Daphnia magma	~4	Vekst, formering	Dave, 1984	
(vannloppe)	10	Dødelighet		
Lymnaea stagnalis	20	Dødelighet	Teulon 1967	50% død etter 14
(damsnegl)				dager
<b>Fisk</b>				
Regnbueaure	2.7-4.7	Dødelighet	Neuholdt og Sigler, 1960	Ca avgifter, økt
"	2.7-4.7	Dødelighet	Angelovic m.fl., 1961	giftighet ved økt temp.
"	2.7-4.7	Dødelighet	Sigler og Neuhold, 1972	"
"	6.0	LC50 120t	Neuhold og Sigler, 1962	
"	8.5	LC50 504t	Herbert og Schurben, 1964	
"	200	LC50 96 t	Smith m.fl., 1985	
Aure	5.0	Dødelighet	Wright, 1977	Yngel
"	1.5	Klekkeperiode	Ellis m.fl., 1948	Rogn
Laks og aure	100	Dødelighet	Vallin, 1968	Overlevde i 5 dager
Karpe	75-91	Dødelighet	Neuholdt og Sigler, 1960	
Abbor, mort	10	Respirasjon	Octavian m.fl., 1972	Økt oksygenforbruk
Sørv	25-50	Klekking,	Vallin, 1968	
		yngeltilstand		

I disse forsøkene rapporteres giftighet basert på totalkonsentrasjoner av fluor. Etter hva vi kjenner til er det ikke utført forsøk hvor betydningen av kompleks mellom fluor og ulike ligander er undersøkt. Fluor kompleksbundet til en ligand kan ha lavere giftighet enn tilsvarende mengde fluor uten liganden tilstede.

## 2.4 Konklusjon fra sammenstillingen av eldre data

Eldre data fra Glamslandsvassdraget er presentert i vedlegg A.

Vannkvaliteten i henhold til SFT's kriterier for næringssalter og bakterier er vurdert som god. Selv om det på enkelte prøvetakingsdatoer er påvist "høye" konsentrasjoner av næringssalter er gjennomsnittsnivået for vekstsesongen normalt og innenfor aksepterte nivåer.

Konsentrasjonen av fluorid i Glamslandsvann er betydelig høyere (250 til 500 ganger) enn det som kan betraktes som normalt, både ut fra naturtilstanden i Norge og andre områder med tilsvarende geologi. Det har vært en tendens til avtakende konsentrasjoner gjennom den siste 10-års perioden. Konsentrasjonene målt i vassdraget overstiger konsentrasjonsgrenser hvor effekter ikke påvises. Likeledes er både partikkeltransporten og pH svært høy og kan i seg selv utøve eller bidra til eventuelle negative effekter. pH er høy som følge av tilsetning av hydratkalk til avløpsvannet fra bedriften. Høy kalsiumkonsentrasjon vil bidra til å redusere eventuelle gifteffekter.

Forekomsten av aure synes berørt ved at gytemulighetene i Glamslandsbekken er ødelagt. Det er ikke avklart om skadene skyldes fluorutslippet, men partikkeltransporten og pH-nivået vil i seg selv være tilstrekkelig. Innsjøen hadde før bergverksdriften startet stor tryte, men lav tetthet. Dette avviker fra

naturlig naturtilstand i sørlandsvann, hvor tusenbrødrebestander eller overbefolkning er det normale. Årsaken til avviket har vært forklart med intensivt sportsfiske. Fra 1968 til 1975 økte tettheten av tryte, samtidig som gjennomsnittsvekta avtok. Dette er forklart med redusert sportsfiske. Tryta akkumulerte fluor i beinvev (>500 mg F/kg), mens konsentrasjonen i muskel var lav (<1 mg F/kg). Konsentrasjonene i beinvev er normalt høyere enn i muskel. SFT's tilstandsklassifisering basert på konsentrasjon i blåskjell kan derfor ikke benyttes her. Det ble ikke påvist negative effekter forøvrig på tryta frem til 1975 da kontrollundersøkelsene opphørte.

Bunndyrsamfunnet i Glamslandsbekken synes svært arts- og individfattig sammenliknet med det vi hadde forventet i et uberørt sørlandsvassdrag. Samfunnet i utløpsbekken fra Glamslandsvann synes å inneholde en rikere fauna og en fauna som mer i samsvar med det som kan forventes i et uberørt vassdrag.

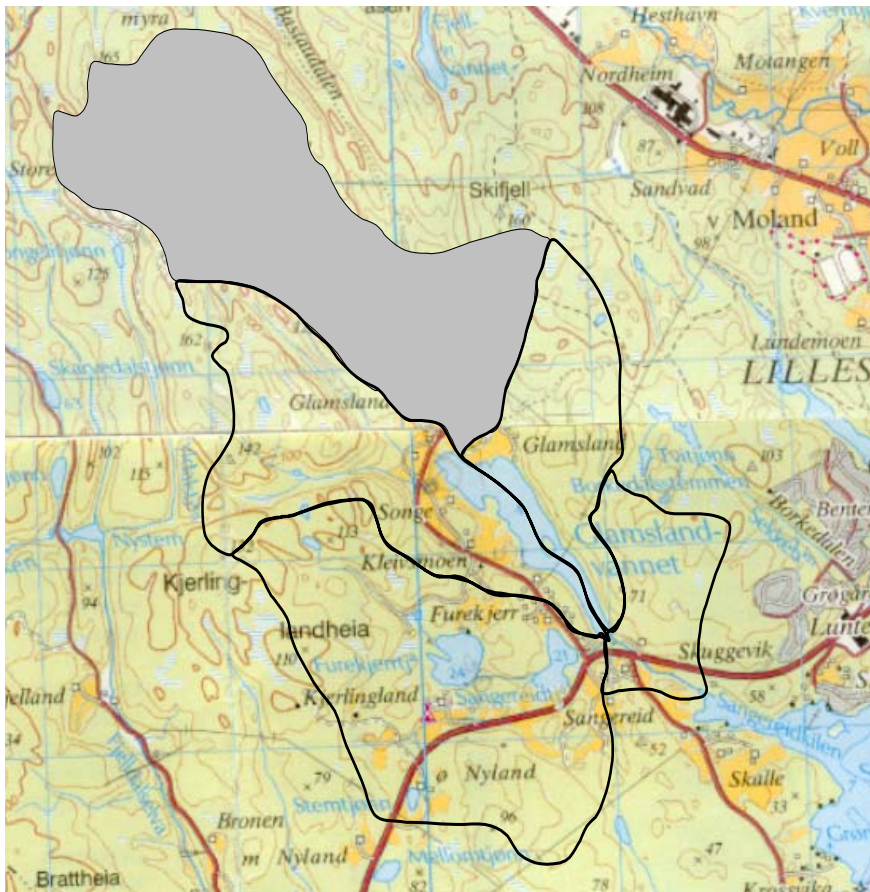
Det ble registrert tendenser til artsendring i forekomsten av dyreplankton fra 1968 til 1975 uten at dette er satt i sammenheng med fluorutslippet.

Det ble ikke påvist entydige effekter av fluorutslippet på faunasammensetningen i Glamslandsvann og utløpsbekken i perioden 1969 til 19975.

### 3. Lokalitet og metodebeskrivelse

Glamslandsvann ligger 4 m o.h. i Lillesand kommune. Innsjøen har et areal på 0,21 km<sup>2</sup> og ligger kystnært i et typisk sørlandsk kupert terreng. Innsjøen er 1.3 km lang. Sangereidbekken renner ut av Glamslandsvann og munner ut i Sangereidkilen, 2.5 km sørvest for Lillesand. Glamslandsbekken drenerer områdene nedenfor bergverksindustrien North Cape Minerals A/S. Store deler av Glamslandsbekken renner gjennom kulturlandskap. Vassdragsnummeret i NVE's register "REGINE" er 020.221Z.

Selve Glamslandsvassdraget er lite, med et samlet nedbørfelt på ca. 7.5 km<sup>2</sup> (figur 2). Effektiv innsjøprosent er på 3.2%. Gjennomsnittlig vannføring er anslått til 195 L/sek, med 18 og 2222 L/sekund som vannføring under henholdsvis sommerlavvann og høstflom (Kaste m.fl., 1997). Arealet til selve Glamslandsbekken utgjør ca 1/3 av det totale nedbørfelt (figur 2). Resten av nedbørfeltet drenerer enten direkte til Glamslandsvann (ca 1/3) eller til Sangereidbekken (ca 1/3). Vannbidraget fra Sangereidbekken renner inn i Glamslandsvann like oppstrøms utløpet og ca 50 oppstrøms prøvetakingsstasjon 5. Prøvetakingsstasjonene er angitt i figur 1.



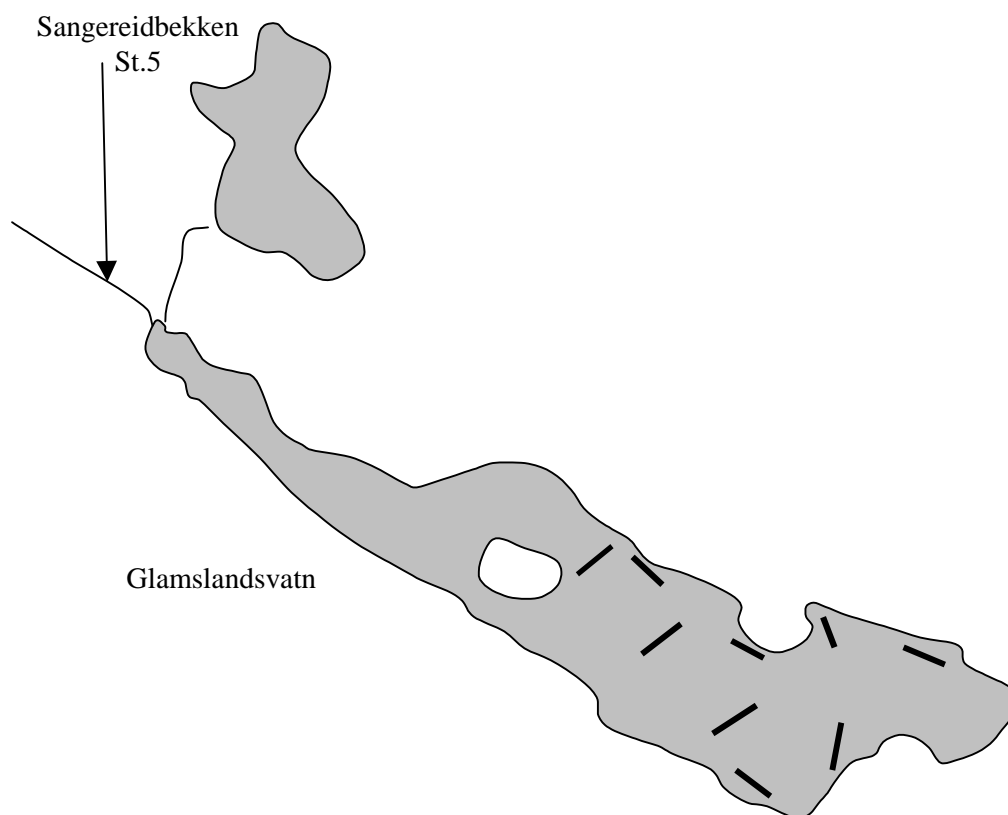
**Figur 2.** Nedbørfelt til Glamslandsvann, Furekjertjernet og Sangereidtjenna. Delfelt berørt av utslippet direkte er skyggelagt i grått. Antatte grenser for de øvrige delfeltene til Glamslandsvassdraget er antydnet med sort strek.

### 3.1 Vannkjemi

Det inngår ikke egne vannkjemiske analyser i denne utredningen, men det foreligger relativt nye kjemiresultater fra vassdraget. Under prøvefisket 29.juni 2000 ble vannfarge og siktedyp notert. Siktedypet ble målt til 8 m. Vannfargen var grønnlig grå. Det var merkbart oksygenvinn under 5 m dyp. Rett over sedimentet på 7 m dyp var oksygenkonsentrasjonen nær "0".

### 3.2 Fisket

Det ble fisket med 9 fleromfarsgarn (12 maskevidder fra 5-55 mm) av standard Nordisk garnserie (Hindar, m.fl, 1986). Fisket ble utført ved bruk av Nordisk garnserie, som representerer en standardisert fangstinnsetts i forhold til innsjøareal og dyp. Garnene ble fordelt på dybdeintervallene 0-3, 3-6 og 6-12 m, med tre garnsett pr dybdeintervall.



**Figur 3.** Plassering av garnene (tykke streker) i Glamslandsvann under prøvefisket 29. juni 2000.

Sangereidbekken ble el-fisket over en strekning på i underkant av 100 m, eller området 25 m oppstrøms E-18 til 25 m nedstrøms innsjøen. Strekningen ble overfisket kun 1 gang.

#### Evalueringsgrunnlag

Fangst pr. innsats (antall og vekt) etter standard dybdespesifisert opplegg gir grunnlag for klassifisering av fangst i forhold til tidligere prøvefiske. I en større undersøkelse med prøvefiske i 90 kalkingslokaliteter der 39 lokaliteter hadde trytte, har (Forseth m.fl, 1997) gruppert fangsten til kategoriene lav, under middels, middels, over middels og høy fangst. Vi har benyttet samme metode i denne undersøkelsen til evaluering av fangst i forhold til fangstinnsetts.

Tidligere er Glamslandsvann undersøkt av Arnesen og Grande (1975) i 1968 til 1975. Fangstresultat mhp tryte og aure representerer antatt før-tilstand og tidlige effekter av utslippet. For å lette sammenlikningen til årets prøvefiske er disse inkludert i vedlegg A. Opprinnelig tilstand og tidlige effekter på bunndyr og dyreplankton er også angitt i vedlegg A.

### **3.3 Bunndyr**

#### **Bunndyr i littoralsonen og bekk**

Bunndyr ble innsamlet vha roteprøver i Glamslandsbekken samt i Sangereidbekken. Bekken ut av Sangereid tjenna ble undersøkt som referanse. I tillegg inngår bunndyrundersøkelsen i en undersøkelse av 13 kystnære vassdrag som referanse (Kaste m.fl., 1997). På hver stasjon ble det innsamlet en roteprøve (se Kaste m.fl., 1997 for utvidet metodbeskrivelse). Hver prøve består av materialet innsamlet over et område på ca 1.5 m<sup>2</sup>. Hver prøve ble sortert under lupe i 30 minutter. Enkeltarter med meget stor forekomst ble kun anslått.

Hoven benyttet i bekken ble i tillegg sveipet langs og i vegetasjonsbeltet langs innsjøen. Dette vil samle littorale bunndyr. Bunndyr som lever i sedimentet ble innsamlet med en egen sedimentprøvetaker (5 cm diam).

#### **Bunnprøver**

Det ble tatt fem kjerneprøver på 2 og 4 m dyp. Kjerneprøve tas med rør (5 cm diam.) som senkes ned i bunnsedimentet med en vekt. Prøvene holdes på plass ved at det genereres et vakuum over prøven når kjernen løftes ut av sedimentet. Bunnsedimentet i Glamslandsvann var meget løst og det var "umulig" å berge kjernene helt opp til innsjøoverflaten. Dette er unormalt for denne type innsjøer. Sedimentet var meget løst, samt inneholdt svært mye finstoff, eller et svart gytjeaktig slam. Ettersom det meste av prøvene ble mistet, ble den delen som ble berget samlet i en prøve for å få en indikasjon på hva som kunne vært påvist. Prøvene ble bearbeidet under lupe.

### **3.4 Dyreplankton**

Det ble utført et vertikalt hovtrekk over innsjøens største dyp samt et horisontalt langs land. Prøvene ble fiksert i felt for videre bearbeiding ved NINA.

### **3.5 Vegetasjon**

Med begroing menes organismesamfunn festet til et underlag i vann eller med naturlig tilhold nær underlaget. Begroing omfatter alger, moser, bakterier, sopp, protozoer, svamp, mosdyr og hydroider. Ved å være festet til et voksested vil begroingen avspeile miljøforholdene på voksestedet og gi et integreert bilde av miljøforholdene over tid. Begroingens artssammensetning, mangfold og mengde kan derfor brukes til å vurdere tilstanden i vann.

Kvalitative prøver av begroingssamfunnet ble tatt på 2 lokaliteter 12. Juni 2000:

1. a) Rett nedstrøms bru over Glamslandsbekken før innløp Glamslandsvann, på elvas østside.  
b) Samme bekk, men 300 m oppstrøms gardsbrukene.
2. Sangereidbekken: rett før løp under E-18, på elvas østside.

Det ble tatt kvalitative prøver ved å børste 10 tilfeldig valgte stein rene for begroing opp i et kar med vann og ta ut en delprøve av dette. I tillegg ble forekomst av makroskopisk synlig begroing kartlagt ved hjelp av vannkikkert. De ulike elementer ble prøvetatt. Innsamlet materiale ble analysert ved bruk av lupe og mikroskop for artsidentifisering.



## 4. Resultat

### 4.1 Fisk

#### 4.1.1 Fangst

Totalt ble det fanget 122 tryter, 7 aure og 1 ål. 70 tryter ble fanget på maskeviddene 5 til 15.5 mm. Disse maskeviddene inngikk ikke i prøvefisket utført i 1968 til 1975. Det ble fanget 30 individer/ 100 m<sup>2</sup> garnareal dersom hele fangsten og alle maskeviddene inkluderes (tabell 4). Dersom fisk fanget på maskevidder som ikke ble benyttet i de første undersøkelsene ekskluderes, reduseres tettheten til 25.6 individer/100 m<sup>2</sup> garnareal. Denne tallverdien vil være mer sammenlignbar med tetthetene påvist fra 1968 til 1975. Gjennomsnittsvakta basert på hele fangsten (alle maskevidder) var på 70 gram. Dersom vakta beregnes kun for maskeviddene benyttet i prøvefisket fra 1968 til 1975 var middelvekta 118 gram.

**Tabell 4.** Fangst i Glamslandsvann fordelt på ulike maskevidder i juni 2000. Det ble benyttet 9 garn med et samlet garnareal på 405 m<sup>2</sup>. I tabellen er tetthet og gjennomsnittsvekt for hele garnserien, samt for maskevidder fra 19 mm og større anført.

Mm	<19 mm						19-26 mm		27-36 mm		38-55 mm		Sum
	5	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43	55	
<b>Antall tryte</b>	0	4	4	0	17	45	25	18	6	1	1	1	
<b>Antall</b>	<b>70</b>						<b>43</b>		<b>7</b>		<b>2</b>		<b>122</b>
<b>Alle maskevidder</b>													
Fangst/100 m <sup>2</sup> , Vekt, gjennomsnitt													<b>30.1</b> <b>73.5</b>
<b>Maskevidder fra 19 – 55 mm</b>													
Fangst/100 m <sup>2</sup> , Vekt, gjennomsnitt													<b>25,6</b> <b>118.0</b>

I henhold til erfaringstallene fra undersøkelsen til Forseth m.fl., (1997) var fangsten i Glamslandsvann i 2000 (som antall) middels til under middels med 30 ind./100 m<sup>2</sup> garnareal, mens vekt pr. fangstinnsetts var høy med 2086 g/100 m<sup>2</sup> garnareal (tabell 5). Aurefangsten var i kategorien lav basert på antall, og under middels basert på vekt pr. fangstinnsetts (tabell 6). Under el-fisket i Sangereidbekken ble det ikke påvist aure .

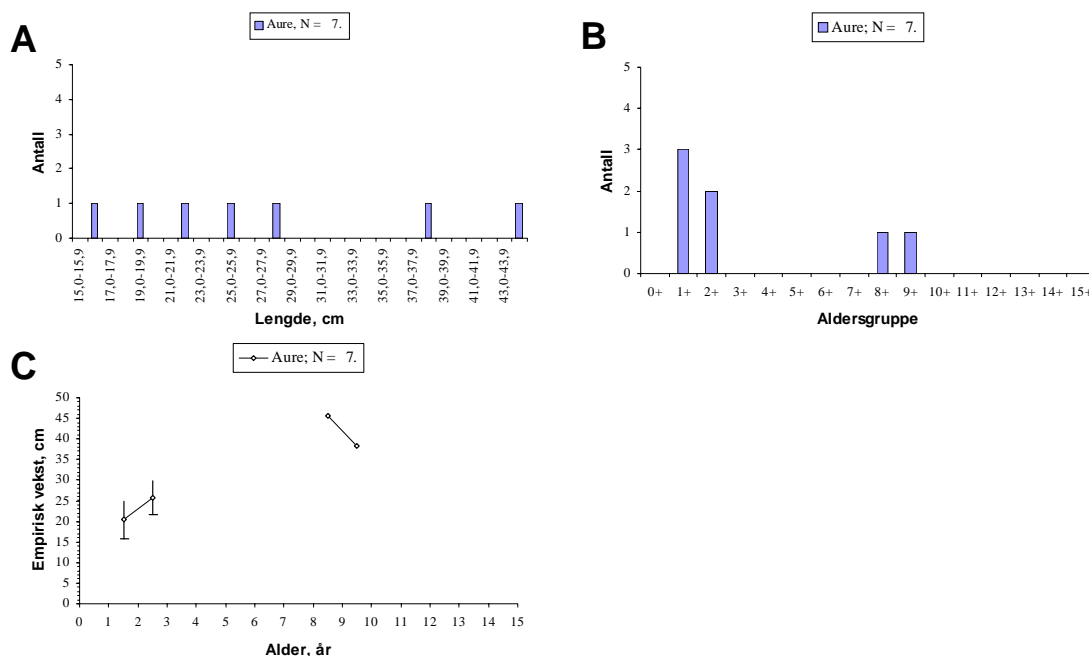
**Tabell 5.** Erfaringstallene fra undersøkelsen til Forseth m.fl, (1997) når det gjelder fangst pr. innsats (100 m<sup>2</sup> garnareal) av antall tryter og vekt for tryte fra 39 kalkingslokaliteter sammenholdt med prøvefisket i Glamslandsvann i juni 2000.

Kategori	Gjennomsnittlig antall	Glamslandsvann, antall	Gjennomsnittlig vekt (g)	Glamslandsvann, vekt (g)
Lav	<15		<500	
Under middels	15-30	30	500-1000	
Middels	30-45		1000-1500	
Over middels	45-60		1500-2000	
Høy	>60		>2000	2086

**Tabell 6.** Erfaringstallene fra undersøkelsen til Forseth m.fl. (1997) når det gjelder fangst pr. innsats (100 m<sup>2</sup> garnareal) av antall aure og vekt for aure fra 90 kalkingslokaliteter sammenholdt med prøvefisket i Glamslandsvann i juni 2000.

Kategori	Gjennomsnittlig antall	Glamslandsvann, antall	Gjennomsnittlig vekt (g)	Glamslandsvann, vekt (g)
Lav	<2,5	1,7	<300	
Under middels	2,5-5,0		300-600	555
Middels	5,0-7,5		600-900	
Over middels	7,5-10,0		900-1200	
Høy	>10		>1200	

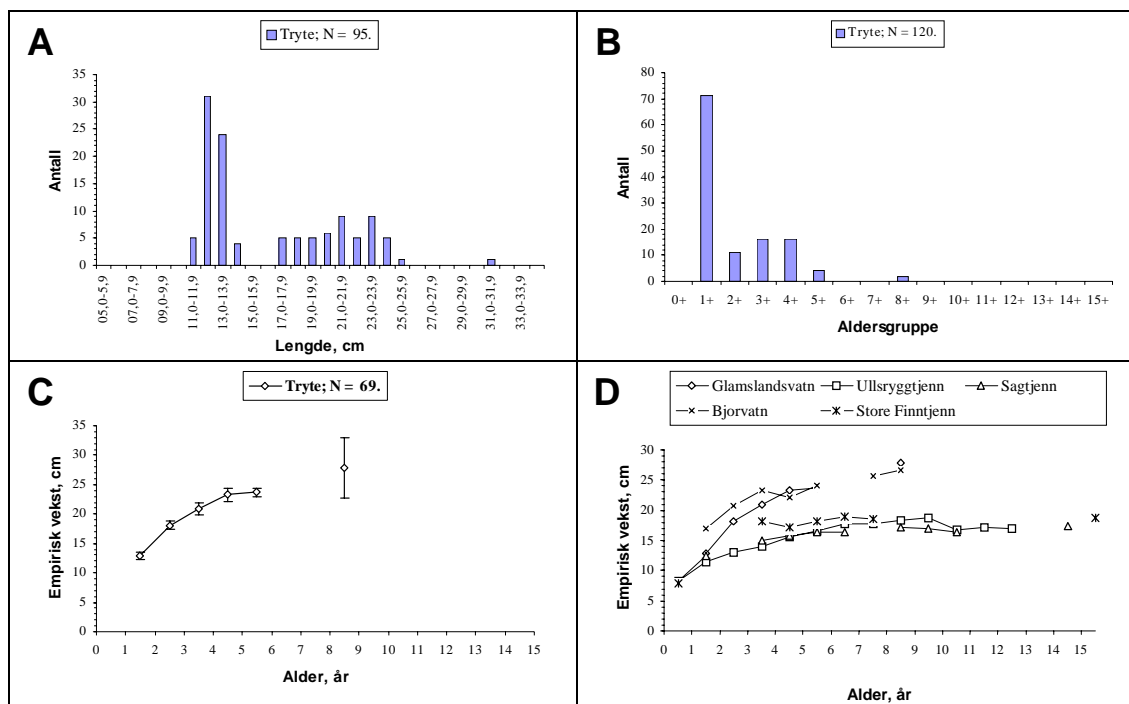
Lengdefordelingen av aure viser et bredt spekter fra 16 til 44 cm (figur 7a). Ved siden av fem fisk i aldersgruppene 1+ og 2+, var det en i hver av aldersgruppene 8+ og 9+ (figur 5b). Veksten til auren synes godt de første leveårene, og fisken oppnådde en lengde på 20 til 25 cm som henholdsvis 1+ og 2+ (figur 4b). Etter 8 til 9 år var fisken 38 til 44 cm lang (figur 4c), men materialet er for lite til å utarbeide en pålitelig vekstkurve.



**Figur 4a-c.** Lengdefordeling (A), aldersfordeling (B) og empirisk vekst med standardavvik for aure i Glamslandsvann i juni 2000.

Lengdefordelingen av trytefangsten viser en markert topp med fisk mellom 12-14 cm og en mellom 17-26 cm (figur 5A). En fisk var på 31,5 cm. Fangsten var dominert av fisk i aldersgruppe 1+. Det var ingen vesentlig forskjell i antall fisk i aldersgruppene 2+ til 5+ (figur 5B). Den største fisken tilhørte aldersgruppe 8+. Veksten var svært god de tre første årene, deretter mer moderat (figur 5C).

Veksten på tryta er sammenliknet med veksten i fire antatt representative innsjøer på Sørlandet (Ullsryggjenn, Sagtjenn, Bjorvatn og Store Finntjenn). Veksten i Glamslandsvann liknet vekstmønsteret observert i Bjorvatn, og var betydelig høyere enn veksten i de tre andre innsjøene (figur 5D).



**Figur 5.** Lengdefordeling (A), aldersfordeling (B), empirisk vekst (C) og empirisk vekst for tryte i Glamslandsvann i juni 2000 (D) sammenlignet med empirisk vekst for tryte i Ullsryggjtjenn (uforsuret), Sagtjenn (uforsuret), Bjorvatn (forsuret) og Store Finntjenn (kalking).

#### 4.1.2 Mageinnhold

Det ble tatt ut mageprøver av 48 tilfeldige utvalgte tryter samt 7 ørret. Alle fiskene er behandlet under ett, ettersom det ikke var noen forskjell i observert næringsvalg. Fyllingsgrad angir hvor fulle magene er med mat, hvor fyllingsgrad "0" antyder ingen mat og "5" antyder meget full mage. Fyllingsgradene er angitt i tabell 7. To-vinger dominerte i magene, både som forekomst i fiskemager samt som bidrag til mengde mat (tabell 8). Vannlopper (*Daphnia*) ble påvist i 7 fisk, og i rikt antall når påvist. Større insekter forekom kun sporadisk. Med en viss usikkerhet ble det påvist rester av noe som er tolket som fisk i 5 fiskemager (hos 2 ørret og 3 tryte). Restene besto av enkeltbein (ribbein eller ryggstreng) sannsynligvis fra meget små fisk. Dersom restene er korrekt identifisert, var 30 grams tryte fiskespisende.

**Tabell 7.** Fyllingsgrad hos 48 tilfeldig utvalgte tryte samt 7 ørret. Fyllingsgrad "0" antyder ingen mat og "5" antyder meget full mage.

Fyllingsgrad	0	1	2	3	4	5
Antall fisk	8	7	19	15	4	2

**Tabell 8.** Mageinnholdet i fiskemager innfanget i Glamslandsvann under prøvefisket i 2000.

	Sveve mygg	Fjær mygg	2-vinge puppe	Bille	Øyen stikker	Fisk	<i>Daphnia</i>	Døgn flue	Buk svømmere	Vår fluer
Antall fisk	16	1	21	7	5	5	7	4	1	3
Antall individer	4729	10	3613	7	7	5	730	5	5	5

### 4.1.3 Fluor i vev

I prosjektforlaget fra NIVA ble det foreslått at analyse av fluor i vev skulle utelates inntil det var avklart hvilke analyseinstitusjoner kunne tilby slik analyse. Analyse av fluor i vev er forbundet med en rekke analytiske vanskeligheter. Tradisjonelt oppsluttes vev i syre. Fluor i surt miljø vil kunne danne flussyre. Konsentrasjonen i prøven vil kunne underestimeres på grunn av fordampning. Videre vil konsentrasjonen kunne underestimeres ved at fluorid kompleksbindes med silisium på glassvegger. Alternativ oppslutningsmetoder må derfor utredes.

Analysene vil kunne utføres ved Odontologisk institutt i Bergen (NOK 1000.-/prøve) og ved NIVA i Oslo (analysepris ikke fastlagt). Ingen av metodene vil være akkrediterte.

## 4.2 Begroingsamfunnet

### Glamslandsbekken

Elvebunnen var dekket av stein. Steinene var alle dekket av et lys gråbrunt, glatt belegg. Mørke rødbrune flekker preget også en del av steinene. På stein, som i perioder var eksponert over vann, var det i tillegg vekst av en skarpt grønn trådformet alge. Det var ellers ingen annen begroing å se. Vannet var blakket og grumset, men ikke brunlig som ved stor transport av humus. Elva ble observert, men ikke prøvetatt ca. 300 m oppstrøms gårdsbrukene. Elva ga samme inntrykk her som ved lokalitet 1. Gårdsbrukene i nedre deler av elva synes således ikke å ha påvirket tilstanden

Begroingsamfunnet var meget spesielt (tabell 9). Det gråbrune belegget bestod i all vesentlighet av aggregater av små bakterier. Tette prøver av denne veksten ga et svakt rosa inntrykk. Smale hylsebakterier vokste også i belegget. De minnet sterkt om *Beggiatoa*, en hylsebakterie som trives i oksygenfattig vann med tilgang på hydrogensulfid. Det ble også observert noe jern-/mangan-bakterier i prøvene. Den trådformede grønnalgen, som vokste i periodisk eksponert område, tilhører etter alt å dømme slekten *Stigeochlonium*. Mange *Stigeochlonium*-arter trives i forurenset vann. De klarer seg bl.a. i vann med høyt innhold av tungmetaller. En kiselalge tilhørende slekten *Fragilaria*, muligens en *F. capucina*, hadde også markert forekomst. Identifikasjonen er noe usikker. Et pussig trekk ved denne kiselalgen var påfallende stor forekomst av skjeve "forkrøplede" kiselskall. Dette kan bl.a. opptre ved liten tilgang på silisium i vannet.

### Sangereidbekken

Lysforholdene var meget dårlige der prøvene ble tatt. Elvebunnen, som var stabilisert av en kunstig oppbygget demning, var fullstendig dekket av vanlig elvemose, *Fontinalis antipyretica*. Denne var delvis overgrodd av brunlige glatte fnokker/belegg. Disse bestod i alt vesentlig av bakterieaggregater. Belegget innholdet i motsetning til prøven fra lokalitet 1, også noen andre organismer. Av disse hadde jern-/mangan-bakterier størst forekomst. Soppspor, hylsebakterier og et mindre innslag av vanlige kiselalger ble også observert, i tillegg til rester av planteplankton. Elvemose er noe forurensnings tolerant og trives i vann med forholdsvis høyt næringssaltnivå. Samlet tilsier begroingsamfunnet på denne lokaliteten at elva både påvirkes av lett nedbrytbart organisk stoff og av næringssalter.

**Tabell 9.** Begroingsorganismer i Glamslandsvassdraget samlet 12.06 00. Mengdeangivelse: xxx = dominerende, xx = vanlig, x = sparsom/sjelden.

Organisme	Glamslandbekken	Sangereidbekken
<b>Primærprodusenter</b>		
<i>Oscillatoria sp.</i>		x
<i>Eunotia sp.</i>		x
<i>Fragilaria cf. capucina</i>	xxx	x
<i>Navicula sp.</i>	x	x
<i>Tabellaria flocculosa</i>		xx
<i>Tabellaria fenestrata</i>		x
<i>Mougeotia 15-17µ</i>		x
<i>Stigeochlonium sp.</i>	xxx	x
<i>Uroglena sp.</i>		x
<i>Div. monader</i>	x	xx
<i>Fontinalis antipyretica</i>		xxx
<b>Nedebrytere</b>		
<i>Aggregater av små stavbakterier - svakt rosa</i>	xxx	
<i>Bakterier - ikke rosa</i>		xxx
<i>Hylsebakterie, cf. Begiatoa</i>	xx	x
<i>Jern-/mangan-bakterier</i>	x	xx
<b>Diverse</b>		
<i>Rester av planteplankton</i>		xx

### 4.3 Bunndyr

Bunndyr ble innsamlet i juli og september. Bunnssubstratet i Glamslandsbekken (stasjon4) besto av sand samt finstoff. Det var lite rester av vegetasjon i prøvene. I Sangeriedbekken (stasjon5) samt i bekken fra Sangereid tjenna besto bunnssubstratet av nedbrutt organisk materiale, planterester og noe stein. Det fysiske habitatet er vurdert som relativt likt i Sangeriedbekken og i bekken fra Sangeried tjenna. Begge avviker fra Glamslandsbekken.

Bunnssubstratet langs strandkanten til både Glamslandsvann og Sangeried tjenna besto av gyttje. Substratet var svart, illeluktende (H<sub>2</sub>S) og inneholdt tydelige rester av strandvegetasjonen. Strandvegetasjonen besto av større grassorter, deriblant dunkjevle. Utenfor denne var det et markert område med nøkkeroser. Det fysiske habitatet er vurdert som relativt likt i Sangeried tjenna og Glamslandsvann

I Glamslandsbekken (stasjon4) var fåbørstemark vanlig forekommende. Vårfluer og fjærmygg forekom fåtallig. I både Sangeriedbekken og Glamslandsbekken forekom fjærmygg og vårfluer vanlig og muslinger i et høyt antall.

I litoralsonen (strandkanten) i Glamslandsvann ble det sommeren 2000 hovedsakelig påvist fjærmygg. Høsten 2000 var fåbørstemark dominerende. Det ble påvist et lite antall muslinger. I Sangeried tjenna ble det i tillegg påvist vårfluer og igler.

**Tabell 10.** Grovsortering av bunndyr påvist i Glamslandsbekken, Sangeriedbekken, bekk fra Sangeridtjenna samt i Glamslandsvann. x = påvist (<2 ind.), x x = få (2-5), x x x = vanlig (6-20), x x x x = svært vanlig (>20). S og H før lokalitetsnavn betyr henholdsvis høst og sommerprøver.

	Fjær mygg	Vår fluer	Øyen stikkere	Fåbørste mark	Biller	Musling	Igler	Svik nott	Sting sild
<b>Bekk/elv</b>									
Glamslandsbekken	x x	x x		x x x					
(S) Sangeriedbekken	x x x x	x x x x		x x		x x x			
(H) Sangeriedbekken	x x x x	x x x x		x x		x x x x	x x	x	
Bekk fra S.tjenna.	x x x x	x x x x		x x x			x x x		
<b>Bunnprøver</b>									
Bunn 3	x x x								
Bunn 4	x x			x x x x		x x		x x x	
<b>Littoralsone</b>									
(H) -Sangereidtjenna	x x x x	x x x	x	x x x x		x x	x x x		
(S) Glamslandsvann	x x x		x x	x	x				
(H) Glamslandsvann	x x		x x x	x x x x x		x x			x x

#### 4.4 Dyreplankton

Ettersom bunndyrundersøkelsen ble utsatt, ble dyreplanktonanalysene også utsatt. Prøvene innsamlet i juni vil bli analysert samtidig med materiale innsamlet i september.

## 5. Diskusjon

Fluorkonsentrasjonene (5 til 20 mg F/L) i Glamsvannsvassdraget er betydelig høyere enn bakgrunnsverdier i norske innsjøer (<0.04 mg F/L). Den er høyere enn det som normalt påvises i grunnvann (<0.15 mg F/L), og betydelig høyere enn grenseverdier satt for drikkevann (1.5 mg F/L). Fluorkonsentrasjonen i Glamslandsvassdraget er høyere enn konsentrasjoner som kan være dødelig for vannlevende dyr basert på forsøk (tabell 3). Det er ikke fastsatt noen grenseverdi som angir trygge konsentrasjoner, men basert på ulike forsøk synes konsentrasjoner vesentlig høyere enn 1.5-2.0 mg F/L å representere verdier hvor biologiske effekter kan forventes. Ved konsentrasjoner vesentlig høyere enn 3.0 mg F/L er det påvist omfattende biologiske effekter både på alger, vegetasjon, virvelløse dyr og fisk.

### Vurdering

Det var forventet at de observerte fluorverdiene i Glamslandsvann ville påvirke det biologiske mangfoldet i resipienten og resultere i en utarming av ulike organismegrupper.

### 5.1 Fisk

Det ble fanget 122 tryter, 7 aure og 1 ål i Glamslandsvann på prøvefisket i 2000. Etter erfaringstallene i undersøkelsen til Forseth m.fl., (1997) var tettheten av tryte middels til under middels i Glamslandsvann. Samlet vekt i forhold til fangstinnstans var derimot meget høy. Veksten var svært god, noe som bidrar til høy individvekt.

Garnene som ble benyttet i de opprinnelige undersøkelsene var ulike garnseriene som brukes i dag. Direkte sammenlikning mellom materialet innfanget under årets prøvefiske med fangstene på 1960- og 1970-tallet er derfor vanskelig. For likevel å sammenlikne resultatet fra prøvefisket i juni 2000 med resultat fra prøvefisket utført i 1968 til 1975 ble fisk fanget på maskevidder under 19 mm ekskludert. Gjennomsnittsvekt basert på maskevidder fra 19 til 55 mm var på 118 gram i 2000. Dette er likt nivåene påvist i 1968 til 1972, og det dobbelt av det som ble målt i 1975 (tabell 11, vedlegg A). Fangsten på 25,6 tryte/100m<sup>2</sup> i 2000 er lavere enn tettheten påvist i 1973 til 1975, men i samme størrelsesnivå som fangstene i 1969 til 1972 (tabell 12, vedlegg A). Reduksjonen i gjennomsnittsvekt fra 1968 til 1975 ble av Arnesen og Grande (1975) begrunnet med redusert interesse for sportsfiske i innsjøen som følge av at fisken fikk et dårlig rykte mhp på smak og lukt etter at bergverksdriften var igangsatt. Redusert fangst av tryte resulterte samtidig i at fisketettheten økte. Med økt tetthet vil vekst kunne avta såframnt næringstilbudet er en begrensende faktor. Andre forklaringsvariabler som fluortilførsler, pH eller partikkeltransport ble ikke vurdert som årsak til endringene. I den videre diskusjonen antar vi at fangstene i 1968 representerer før-tilstand, mens fangstene fra 1969 til 1975 representerer fiskesamfunnet etter økende antall år med "påvirkning" fra bergverksdriften. Vi antar at lav tetthet og god vekst er "naturlig tilstanden" i Glamslandsvann, selv om fangstantall, gjennomsnittsvokter, samt vekstutviklingen, avviker fra det forventede fangstresultatet i "upåvirkede" innsjøer fra Sørlandet. Vekstkurvene for tryta i Glamslandsvann avvek fra vekstkurvene for fire andre innsjøer på Sørlandet (se vedlegg A for detaljer omkring innsjøene). Årsaken til hvorfor denne innsjøen avviker fra det "normale" er derimot mer uklart. Ulike forklaringsmodeller er vurdert nedenfor.

Forekomst av tryte kan begrenses av tilgjengelig gytehabitat. Vi anser ikke mangel på mulig gytehabitat som sannsynlig årsak til lav tetthet i Glamslandsvann. I de delene av strandsonen vi har undersøkt er det godt med gytesubstrat (kvister, strå mm). Likeledes kan forsuring ekskluderes som faktor (pH er høy). Kannibalisme er foreslått som begrunnelse for lav tetthet i enkelte undersøkelser. Vi har prøvefisket på bare ett tidspunkt, og det vil kreve et betydelig hyppigere prøvefiske for å påvise fisk i trytemagene i et omfang som kan stadfeste at kannibalisme er den viktigste bestandsregulerende faktor for tryta i Glamslandsvann. Kannibalisme er ikke vanlig forekommende hos tryta på Sørlandet (jf.

Saltveit 1977, Rosseland *m.fl.*, 1981, L'Abée-Lund *m.fl.*, 1986, Vethe 1988, Kleiven *m.fl.*, 1990), og bør ikke brukes som sannsynlig årsak i dette tilfellet heller før mer fakta foreligger. Imidlertid var det fiskerester i tre tryter og to aure fra årets prøvefiske, som kan indikere et visst beitetrykk på ungtryte. I en såpass storvokst trytebestand vil det også være "lettere for" at det oppstår kannibalisme, men interessant var en av de tre trytene med fisk i magen bare 13,7 cm lang. De to andre var 21,1 og 24,5 cm. Predasjon fra aure i stort omfang kan sannsynligvis utelukkes på grunn av lav auretethet. Når det gjelder ål, synes det å være en god bestand, men den ansees ikke å være en predatorfaktor på voksen, livsfrisk tryte. Om den kan predatere på tryterogn er ikke kjent. Andre predatorer i Glamslandsvann som kan ha stor bestandsreducerende effekt synes utenkelig.

Innsjøen er påvirket av landbruksforurensninger. Dette kan bidra til økt primærproduksjon med påfølgende økning i næringstilgangen til tryta. Det synes som om økt næringstilgang i svært stor grad resulterer i økt vekst istedenfor økt tetthet, noe som ville vært forventet når gytehabitatet ikke synes å være begrensende. I Arnesen og Grande (1975) ble det konkludert med at redusert sportsfiske tidlig på 1970-tallet resulterte i økt fangstantall og lavere gjennomsnittsvekt. Fangstkvantum fra sportsfiske er oppgitt til ca 40 kg/år, eller 2.4 kg tryte/hektar. Utviklingen tidlig på 1970-tallet indikerte en utvikling som kunne tyde på begynnende etablering av en tusenbrødrebestand (overbefolkning). Sportsfiske kan således ha vært en faktor som reduserte tettheten av tryte på slutten av 1960-tallet. Innsjøen bar ikke preg av å være overbefolket under årets prøvefiske. Vi har ikke data på hvor mye tryte som i dag fiskes opp av innsjøen. Dagens fangstvolum kan derfor ikke anslås.

Foruten momentene nevnt ovenfor, kan fluor utgjøre en tetthetsbegrensende faktor. Det er kjent fra forsøk at både egg og nyklekt yngel er mer sårbar for fluor enn eldre årsklasser (tabell 3). Det er i ulike forsøk påvist at konsentrasjoner i området 2 til 5 mg F/L er dødelig for enkelte fiskearter (tabell 3). Fluorkonsentrasjonen inn i og i Glamslandsvann er betydelig høyere enn dette (figur 6). Forskjellene i fluorkonsentrasjonen mellom innløpsbekken og utløpsbekken gjør det sannsynlig at det er en konsentrasjonsgradient innen innsjøen. Det kan spekuleres i om denne gradienten påvirker overlevelsen, hvor overlevelse til tryte er redusert der konsentrasjonen er høy, men mer normal der konsentrasjonen er lavere. Foruten fluorutslippet vil vi heller ikke utelukke at partikkeltransport kan påvirke eggoverlevelse. Turbiditeten er høy både på innløps- og avløpsvannet fra innsjøen. Partikler som slammer ned rogn vil kunne hindre oksygentilgangen til eggene og påvirke overlevelsen. Dette bør undersøkes før en slik hypotese tillegges vekt. pH verdier >9.0 vil sannsynligvis kunne skade laksefisk og tryte hvis dette pH-nivået opprettholdes over lengre tidsrom. pH i intervallet 9.5 til 10.0 vil kunne være dødelig dersom fisken opplever dette i mange dager.

Eksposering for fluor kan resultere i deformiteter. Fiskematerialet ble undersøkt for dette. Både auren og tryta var normale. Det ble ikke påvist deformiteter, hverken på generell kroppsfasong eller i hoderegionen spesielt. Beinene virket like bein fra referansevann.

Fangst i forhold til innsats tilsa at tettheten av aure i 2000 var lav og at vekta var under middels (Forseth *m.fl.*, 1997). Det ble også påvist få aure under prøvefiskene i perioden 1968 til 1975. Fangstene fra 1971 var bedre enn årene forut, sannsynligvis på grunn av fiskeutsettinger fra dette året av. Det ble i Arnesen og Grande (1975) konkludert med at partikkeltransporten og kjemikalieutslippene fra bedriftsområdet påvirket Glamslandsbekken negativt, men at dette kunne avhjelpest med fiskeutsettinger. Bunnsubstratet i Glamslandsbekken er fortsatt tydelig påvirket av partikkelsedimentering. Både partikkelmengde og -farge på bunnsubstratet innvirker negativt på denne bekken som gyteområde.

Det ble ikke påvist fisk på Sangereidbekken under prøvefisket i 2000. I Kaste *m.fl.*, (1997) ble det påvist bra med aure nærmere bekkemunningen, eller ca 3-500 m nedstrøms der vi fisket. Vårt fiske ble utført på substrat som burde være gunstig for aure, selv om deler av bekkemunningen var dekket av mose og algematter. Årsaken til at vi ikke påviste fisk under el-fisket er uklar, men synes å ha sammenheng med den voldsomme begroingen på den aktuelle strekningen. Det kan i tillegg også gjenspeile reelle



variasjoner i vannkvalitet hvor vannkvaliteten var dårligere under årets prøvefiske enn ved tidligere anledninger.

### **Vurdering**

Vi hadde forventet at Glamslandsvann, som andre mindre innsjøer på Sørlandet, hadde en overbefolket fiskebestand såfram ytre faktorer som forsurening, predasjon m.m. ikke reduserte tettheten. Vi forventet samtidig at gjennomsnittsvekten skulle være lav. Fangstene under årets prøvefiske var ikke vesentlig forskjellig fra før-tilstanden i 1968. Begge undersøkelsesårene tyder på lav tetthet og stor fisk. Lav tetthet og høy gjennomsnittsvekt kan således være naturtilstanden i Glamslandsvann, selv om dette avviker fra det normale på Sørlandet, og er således overraskende. Basert på fangsten under prøvefisken kan vi ikke konkludere med at bestanden i dag er skadet i forhold til naturtilstanden.

Det ble påvist akkumulering av fluorid i beinvev fra trytte innfanget på 1970-tallet. Det er grunn til å anta at dette fortsatt er tilfellet, noe som vil bli undersøkt i etterkant av denne rapporteringen. Påvisning av at fisk akkumulerer fluor er ikke et bevis for at fluor utgjør en trusselsfaktor m.h.p. bestandsstørrelse. Samtidig kan ikke dette ekskluderes som faktor. Vi kan derfor ikke eliminere fluor som bestandsregulerende årsak i Glamslandsvann ettersom konsentrasjonene klart overstiger konsentrasjoner hvor biologiske effekter er påvist. Dersom fluorkonsentrasjonen i Glamslandsvann primært består av fluor bundet til andre kjemikalier, hvor komplekset er biologisk inaktivt, vil måling av totalkonsentrasjon overestimere giftighet. Forekomsten av fluor i Glamslandsvann er ikke fraksjonert mhp ulike tilstandsformer, slik at dette er spekulativ foreløpig. I en studentoppgave (Berntsen og Knauserud, 2000) ble andelen fluor bundet til aluminium og jern undersøkt. Det ble ikke påvist forskjeller i fluorkonsentrasjon mellom vannprøver tilsatt eller ikke tilsatt kompleksbinder (DCTA) og bindinger til aluminium og jern ble således utelukket. Andre bindinger former for bindinger ble ikke undersøkt.

## **5.2 Begroing**

Begroingssamfunnet i Glamslandsbekken var meget spesiell (tabell 9). Det var artsfattig og bestod av noen ganske få forurensningstolerante alger i tillegg til bakterier. Funnene tyder på at bekken er forurenset. En av artene som ble påvist kan forekomme i vann blant annet forurenset av tungmetall. Den eneste kiselalgen som forekom i større antall, *Fragilaria cf. capucina*, hadde misdannede kiselceller. Dette kan bl.a. forekomme ved liten tilgang på silisium i vannet. Fluor kan binde til silisium. Hvorvidt dette gjør silisium mindre biotilgjengelig er ikke undersøkt av oss. Artssammensetningen gjør at tungmetallutslipp ikke kan ekskluderes. Likeledes bør det avklares om svovelkonsentrasjonen i vannkilden er forhøyet.

Også i Sangeriedbekken ble det påvist jern-/mangan-bakterier. Begroingssamfunnet tydet på stor tilgang på næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Selv om lokaliteten's vannkvalitet ble klassifisert som god av Kaste m.fl., (1998), var enkeltverdier forhøyet i forhold til forventet naturtilstand. Økning i fosfor, nitrogen og kalium kan tyde på utslipp fra landbruksvirksomhet. Dette kan være årsak til at begroingssamfunnet tilsier god tilgang på næringsalter.

### **Vurdering**

En generell vurdering av begroingssamfunnet i Glamslandsbekken tilsier at miljøforholdene er meget spesielle. De gir opphav til et artsfattig samfunn sterkt preget av forurensningstolerante organismer og organismer som lever av å bryte ned organisk stoff.

## **5.3 Bunndyr**

Bunndyrsamfunnet i Glamslandsbekken var tydelig forringet. Påvirkningen kan skyldes partikler, men også høy pH og fluorutslippet. Bekkesamfunnet i Sangereidbekken og bekken fra Sangereidtjenna

avvek ikke vesentlig fra hverandre. Tydelige effekter av fluor er således ikke påvist på bekkesamfunnet ut av Glamslandsvann. Fravær av døgnfluer og steinfluer var overraskende.

Paleobiologiske undersøkelser (studie av rester av dyr og alger i sedimentkjerner) kan benyttes for å få et bedre mål på før-tilstand og mål på eventuelle forandringer i faunasammensetningen igangsatt etter oppstart av bergverksdriften.

#### **Vurdering**

Utstår inntil prøvene er artsbestemt.

### **5.4 Dyreplankton**

Utgår inntil innsamling i september er ferdig bearbeidet

#### **Vurdering**

Utstår inntil prøvene er artsbestemt.

### **5.5 Samlet vurdering**

Basert på de målte konsentrasjonene av fluor i vassdraget og effekter rapportert fra ulike internasjonale undersøkelser, var det forventet større biologisk respons. Fluor inngår sterke bindinger med ulike andre element (kompleksbindinger) i vann. Det foreligger såvidt vi vet ikke undersøkelser av giftigheten til de ulike tilstandsformene. Det er således ikke avklart om all fluor i vassdraget er biotilgjengelig og potensielt giftig. Derom fluor er kompleksbundet til andre stoffer (f.eks silisium og aluminium) kan dette redusere den biologiske virkningen. Betydningen av ulike fluorkomplekser for vannets giftighet er ikke tilstrekkelig undersøkt, og kan ikke utelukkes som en mulig forklaring på at gifteffekten var mindre enn forventet. Avvikende skall hos kiselalger i Glamslandsbekken tyder på silisium mangel. Dette kan være en indikasjon på at fluor kan være bundet til silisium.

Dersom hypotesen om kompleksbindinger er korrekt vil eventuelle fremtidige omlegginger av produksjonsprosessen kunne forrykke balansen mellom utslipp av fluorid og utslipp av kompleksende stoffer. Dersom dette skjer vil giftigheten til fluorid kunne endres, selv om totalkonsentrasjonen forblir uforandret, faktisk selv om denne avtar. Kunnskap om hvilke egenskaper ved vannet som i dag bidrar til å avgifte vannet er således relevant for tolkning av biologisk effekt av eventuelle fremtidige forandringer i produksjonformen. Denne kunnskapen vil samtidig være relevant for forståelse av betydningen av et fluorutslipp gitt andre resipienter og endrede fysio-kjemiske betingelser.

Sannsynlig gifteffekt av utslippet kan sannsynliggjøres ved bruk av standardiserte økotoksikologiske tester på f.eks. vannlopper og alger samt gjennom forsøk som utføres på stedegen fisk. Stedegen fisk bør undersøkes flere ganger gjennom året for å dokumentere eventuell variasjon i toleranse hos de ulike livsstadiene. Dersom økotoksikologiske tester utføres vil det være hensiktsmessig å utføre testene både på vann fra Glamslandsvann, samt på reint vann (samme råvannskvalitet) tilsatt samme mengde fluor som det er i Glamslandsvann. For å teste om fluor i Glamslandsvann blir avgiftet gjennom kompleksbindinger til ulike ligander i vannet, kan tilsvarende ligander som tilføres vannet fra bergverksbedriften tilsettes til en slik testløsning av reint vann med fluor. Dette vannet burde i såfall bli "avgiftet" hvis kompleksbindinger har betydning. Fluor bør i fremtiden analyseres mhp ladningsegenskaper og kompleksbindinger.

## 6. Referanser

- Alabaster, J.S. and R. Loyd, 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Butterwoths, London; ISBN 0-408-10849-5: 361 s.
- Angelovic, J.W., W.F. Sigler og J.M. Neuhold, 1961. Temperature and fluorosis in rainbow trout. J. Water Poll. Cont. Fed., 33(4): 371-381.
- Arnesen, R.T, 1968. Avløpsvann fra H. Bjørums flotasjonsanlegg, Lillesand. NIVA-rapport O-55/65: 16s.
- Arnesen, R.T., L. Berglind og M. Grande, 1970. Undersøkelser av avløpsvann og resipientforhold ved K/S Björum-Sibelco-Quarzwerte A/S & Co, Lillesand. Rapport II. NIVA rapport O-55/65: 44s.
- Arnesen, R.T og M. Grande, 1975. Kontrollundersøkelser i Glamslandsvassdraget, Sammenfatning av resultater innsamlet i tiden oktober 1968 – juli 1975. NIVA-rapport O-55/65: 39 s.
- Baker, J. P. and C. L. Schofield, 1980. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. In: Drabløs, D. and Tollan, A. (eds), Ecological impact of acid precipitation: 292-293.
- Banks, D., B. Frengstad, A.K. Midtgard, J.R. Krog, T. Strand, 1998. The chemistry of Norwegian groundwaters: I. The distribution of radon, major and minor elements in 1604 crystalline bedrock groundwaters Sci. Tot. Environ. 222: 71-91.
- Berntsen, T. og M. Knauserud. 2000. Fluorid i prosessvann: North Cape Minerals. En prosjektoppgave i analytisk kjemi ved Høgskolen i Agder, våren 2000: 35 s + appendix.
- Bringmann, G. og R. Kühn, 1959a. Vergleichende wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen und Kleinkrebsen. GesundheitsIngenieur, 80 (4): 115-120.
- Bringmann, G. og R. Kühn, 1959b. Wasser-toxikologische Untersuchungen mit Protozoen als Testorganismen. GesundheitsIngenieur, 80 (8): 239-242.
- Camargo J.A, 1989. Estudio ecotoxicológico del impacto ambiental generado por una regulación de causales y un vertigo de flúor, sobre las comunidades de animales acuáticos del Río Duratón. PhD Dissertation, Madrid Autonomous university, Madrid, Spain.
- Camargo J.A., J.V. Ward og K.L. Martin, 1992. The relative sensitivity of competing hydropsychid species to fluoride toxicity in the Cache la Poudre River (Colorado). Arch Environ. Contam. Toxicol. 22: 107-113.
- Camargo, J.A. og J.V. Tarazona, 1991. Short-term toxicity of fluoride ion (F-) in soft water to rainbow trout and brown trout. Chemosphere, vol 22: 605-611.
- Charcoalau, D.S og D.J. Killedar, 1995. Relationship in fluoride adsorption on fish bone. Indian Jour. Eng. and Materials Sci. vol. 2: 157-162.
- Chitra, T., M.M. Reddy og Rao J.V. Ramana, 1983. Levels of muscular and liver tissue enzymes in *Channa punctatus* exposed to NaF. Fluoride 16: 48-51.
- Connell, A.D og D.D. Airey, 1982. The chronic effects of fluoride on the estuarine amphipods *Grandidierella lutosa* and *G. lignorum*. Water Res. 16: 1313-1317.
- Dave, G, 1984. Effects of fluoride on growth, reproduction and survival in *Daphnia magna*. Comp. Biochem. Physiol., 78C: 425-431.
- Dobbs, C.G, 1974. Fluoride and the environment. Fluoride 7, 123-135.
- Driscoll, C. T., J. P. Baker, J. J. Bisogni, and C. L. Schofield, 1980. Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. Nature (London) 284: 161-164.
- Ellis, M.M., B.A. Westfall og M.D. Ellis, 1948. Determination of water quality. Research report no 9, US. Fish and Wildlife Service, US Dept. of the Int., Washington, D.C.
- Evans, D.L. og L.J. Jasofriedmann, 1994. Role of protein phosphatases in the regulation of nonspecific cytotoxic-cell activity. Developmental and Comp. Immunology. 18 , 2: 137-146.
- Fivelstad, S. and H. Leivestad, 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and physiological response. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61, 69-77.
- Flaten, T.P, 1991. A nation-wide survey of the chemical composition of drinking water in Norway. Sci. Tot. Environ. 102: 35-73.

- Forseth, T., G.A. Halvorsen, O. Ugedal, I. Fleming, A.K.L. Schartau, T. Nøst, R. Hartvigsen, G. Raddum, W. Mooij, og E.Kleiven, 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA-Oppdragsmelding 509: 232 s.
- Forsius, M., J. Kämäri, P. Kortelainen, J. Mannio, M. Verta, and K. Kinnunen, 1990. Statistical lake survey in Finland: regional estimates of lake acidification, In: Kauppi, P., P. Anttila, and K. Kenttämies, *Acidification in Finland*, Springer-Verlag, Berlin: 759-780.
- Sosial- og helsedepartementet, 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Forskrift nr. 68: 38s.
- Gikunju, J.K., T.E. Maitho, J.M Birkeland, og P. Løkken, 1992. Fluoride levels in water and fish from lake Magadi (Kenya). *Hydrobiologia*; 234: 123-127.
- Grande, M, 1970. Kontrollundersøkelser i Glamslandsvassdraget, juni 1970. NIVA-rapport O-55/65: 9s.
- Grande, M, 1971. Kontrollundersøkelser i Glamslandsvassdraget, juli 1971. NIVA-rapport O-55/65: 8s.
- Grande, M, 1972. Kontrollundersøkelser i Glamslandsvassdraget, juli 1972. NIVA-rapport O-55/65: 9s.
- Grande, M, 1973. Kontrollundersøkelser i Glamslandsvassdraget, 1973. NIVA-rapport O-55/65: 9s.
- Grave, H, 1981. Fluoride content of salmonids fed on antarctic krill. *Aquaculture* 24: 191-196.
- Hamilton, S.J. og Haines, T, 1995. Influence of fluoride on aluminum toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar*) *Can.J.Fish. and Aquat.Sci.* 2432-2444.
- Handa, B.K, 1975. Geochemistry and genesis of fluoride-containing ground waters in India. *Ground water*, 13: 275-281.
- Heath, A.G.1995. Water pollution and fish physiology. CRC Press, Inc. Lewis Publishers; ISBN- 0-87371-632-9:359 s.
- Hem, J.D. 1989. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. US Geol Survey Water Supply paper 2254. U.S. Government Printing Office, Washington DC: 263 s.
- Hemens, J. og R.J. Warwick, 1972. The effects of fluoride on estuarine organisms. *Water Res.* 6: 1301-1308.
- Hemens, J., R.J. Warwick og W.D. Oliff, 1975. Effects of extended exposure to low fluoride concentrations on estuarine fish and crustacea. *Prog. Wat. Tech.* 7: 579-585.
- Herbert, D.W.M og D.S. Shurben, 1964. The toxicity of fluoride to rainbow trout. *Water and Waste Treatment*, 10. 141-142.
- Hindar, A. og E. Kleiven, 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, Southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. *Acid Rain Research*, NIVA, report 21/1990. 47 s.
- Kaste, Ø., J. Håvardstun, F. Kroglund og J.H. Simonsen, 1997. Vurdering av fiskehabitater og bunnfauna i bekker i Lillesand. NIVA-rapport 3743-97: 36s.
- Kaste, Ø. og J. Håvardstun, 1998. Vannkvalitetsundersøkelser i kystnære småvassdrag i Aust-Agder 1995 og 1997. NIVA-rapport 3865-98: 38 s.
- Kleiven, E, 1995. Fisk. S. 108-117. I: Romundstad, A.J. (red.): Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 1993. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1995-2: 181 s.
- Kleiven, E., Kroglund, F. og Matzow, D, 1989. Abboren i Store Finntjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 11-1989: 36 s.
- Kleiven, E., Matzow, D., Linløkken, A. og Vethe, A, 1990. Regionale fiskeundersøkjinger i Gjerstad-vassdraget. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1990-8: 52 s.
- Knutzen, J, 1987. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport 1949: 25s.
- L'Abée-Lund, J.H., Kleiven, E. og Matzow, D, 1986. Fiskeribiologisk undersøkelse i Temse. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen, rapport nr. 3-1986: 30 s.
- Lushchak, V.I., Smirnova, Y.D. og Storey, K.B, 1998. AMP-deaminase from sea scorpion white muscle: properties and redistribution under hypoxia: *Comp. Biochem. Phys.* 119: 611-618.
- Malewicz, B., R. Bojanowski og C. Poplowski, 1972. The effects of fluoride on the growth of some green algae. *Rozprawy, Wydz. III 2.9. G.T.N.:* 215-222.
- Martin, J.M. og F. Salvadori, 1983. Fluoride pollution in French rivers and estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Sci* 17: 231-242.

- McClurg, T.P., 1984. Effects of fluoride, cadmium and mercury on the estuarine prawn *Penaeus indicus*. *Water SA*, 10(1): 40-45.
- Milhaud L., E. Bahri og A. Dridi, 1981. The effects of fluoride on fish in Gabes Gulf. *Fluoride* 14: 161-168.
- Morre, D.J., 1971. The uptake and concentrations of fluoride by the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Cheasapeake Sci.*, 12(1): 1-132.
- Mwaniki, D.L. og J.K. Gikunju , 1995. Fluoride concentration in tissues of fish from low fluoride fresh water lakes in Kenya: *Discovery and innovation - 7* : 173-176.
- Neuhold, J.M. og W.F. Sigler, 1960. Effects of sodium fluoride on carp and rainbow trout. *Trans. Amer. Fish Soc.* 80: 358-370.
- Neuhold, J.M. og W.F. Sigler, 1962. Chlorides affects the toxicity of fluorides to rainbow trout. *Science*,135: 732-733.
- Octavian, S., R. Miknea, E. Cuingioglou, E. og B. Icmnet, 1972. Action du fluor comme element polluant de l'eau de mer. *Cercetari marine I.R.C.M.*, 3: 141-148.
- Olivera, L., N.J. Anita og T. Basalputra, 1978. Culture studies on the effects from fluoride pollution on the growth of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 1500-1504.
- Pankhurst , N.W., C.R. Boyen og J.B. Wilson, 1980. The effects of a fluoride effluent on marine organismes. *Environ. Poll. Ser.A*, 23: 299-312.
- Pillai, K.S. og U.H. Mane, 1984. The effects of fluoride on fertilized eggs of a freshwater fish, *Catla catla* (Hamilton). *Fluoride* 17: 139-144.
- Pimentel, R. og R.V. Bulkley, 1983. Influence of water hardness on fluoride toxicity to rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2: 381-386.
- Radic, N og M. Bralic, 1995. Aluminum fluoride complexation and its ecological importance in the aquatic environment. *Sci. of the Tot. Environ.* 17; 2-3: 237-243.
- Rosseland, B.O., I. Sevaldud, D. Svalastog, og I.P. Muniz, 1981. Bestandsundersøkelser på fiskebestander fra foreringsområdene i Aust-Agder fylke 1976. Direktoratet for vilt og ferskvannfisk, Rapport fra Fiskeforskningen, nr. 4. 78 s.
- Saltveit, S.J., 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal, Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flaksvatn. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zool. Mus., UiO. Rapp. nr. 33. 34 s.
- Sevaldud, I. og O. Skogheim, 1985. Fiskestatus og vannkvalitet i Agder - 1983. Intern rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannfisk, Fiskeforskningen. 33 s.
- Sigler, W.F. og J.M. Neuhold, 1972. Fluoride intoxication in fish: a review. *J. Wildlife Diseases*, 8: 252-254.
- Skjelkvåle, B.L., 1994. Factors influencing fluoride concentration in Norwegian lakes. *Water Air Soil Poll.* 77: 1-17.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B. Fjeld, E. Traaen, T.S. Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K, 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. SFT rapport 677/96.
- Smith, A.O. og B.R. Woodson, 1965. The effects of fluoride on the growth of *Chlorella pyrenoidosa*. *The Virginia J. Sci.* 16: 1-8.
- Smith L.R. T.M. Holsen, N.C. Ibay, R.M Block og A.B. De Leon, 1985. Studies of the acute toxicity of fluoride ion to stickleback, fathead minnow and rainbow trout. *Chemosphere* 14(9): 1383-1389.
- Suga, S., Y. Taki og M.Ogawa, 1992. Iron in the enameloid of perciform fish. *Jour. Of Dental Research.* 71, 1316-1325.
- Suga, S., Y. Taki og M.Ogawa, 1993. Fluoride and iron concentrations in the enameloid of lower teleostean fish. *Jour. Of Dental Research.* 72, 912-922.
- Teulon, F, 1967. Choix de detecteurs biologiques pour la contamination des eaux par le fluor et l' uranium. Société française de radioprotection. Congress International sur la radioprotection de milieu, Toulouse, 1967: 597-607.
- Tiews, K., M. Manthey og H. Kroops, 1982. The carry-over of fluoride from krill meal pellets into rainbow trout. (*Salmo gairdneri*). *Arch. Fish. Wiss.*, 32: 39-42.
- US Environmental Protection Agency, 1986. Quality Criteria for water. EPA 440/5-86-001, Washington, DC

- Vallin, S. 1968. Giftverknaden av fluor på fisk. *Vatten*, 1: 51-52.
- Vesely, J. Majer, V. og Sevick, K, 1986 Regional geochemical research of surface waters in Bohemia. Czech . Geol. Survey Report, Praha. xxxx
- Vethe, A, 1988. Sesongvariasjon i habitatfordeling og næringsval til tryte og aure i eit forsuringstrua vatn i Sør-Noreg. Hovudfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Oslo. 62 s.
- Wilkinson, K. J. and P.G.C. Campbell, 1993. Aluminum Bioconcentration at the Gill Surface of Juvenile Atlantic Salmon in Acidic Media. - *Environ. Toxic. Chem.* 12: 2083-2095.
- Wright, D.A, 1977. Toxicity of fluoride to brown trout fry. *Environ Pollut.*, 12: 57-62.
- Wright, D.A. og A.W. Davidson, 1975. The accumulation of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. *Can. J. Bot.*, 36: 301-310.
- Økland, J. og K.A. Økland, 1998. Vann og vassdrag 3. Vett og Viten A/S ISBN 82-412-0161-3

## Vedlegg A.

### Tidligere vannkjemiske og biologiske undersøkelser utført i Glamslandsvann

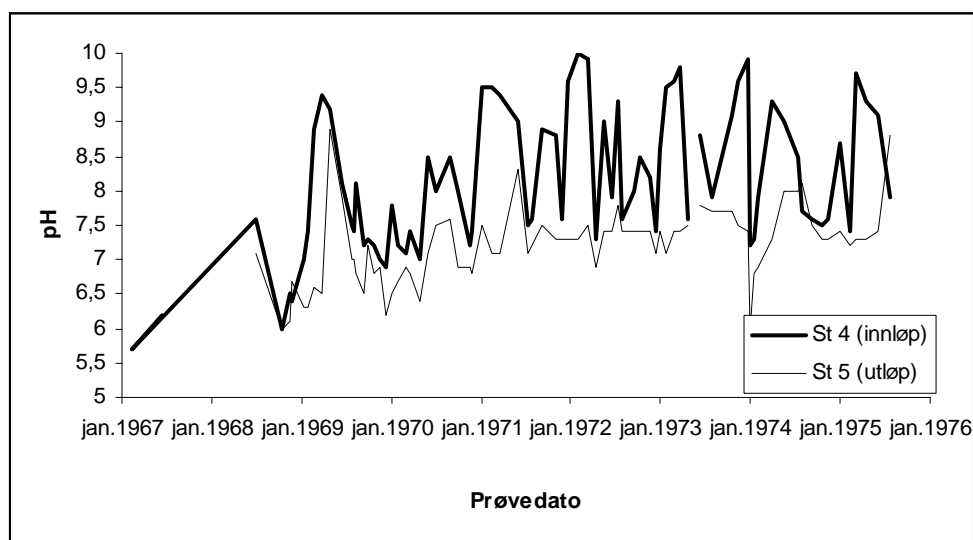
Her inkluderes resultat fra tidligere undersøkelser utført i Glamslandsvann for å gjøre eldre data tilgjengelig, samt synliggjøre hva som kan ha vært "opprinnelig" naturtilstand i innsjøen.

#### A.1 Undersøkelser utført i perioden 1968 til 1975

##### A.1.1 Vannkemi

Glamslandsvann ble undersøkt av NIVA i perioden 1968 til 1975. Den gang ble det etablert et vannkjemisk stasjonsnett bestående av fem stasjoner. Stasjon 4 i dette nettet representerer Glamslandsbekken like før denne renner inn i Glamslandsvann, mens stasjon 5 representerer vannkvaliteten ut av Glamslandsvann. Prøvene ble tatt i Sangereidelva (figur 1). Stasjon 1 og 2 er lokalisert inne på selve anleggsområdet, mens stasjon 3 er ved utløpet av en flotasjonsdam oppstrøms stasjon 4. Disse tre stasjonene inkluderes ikke i denne gjennomgangen av data.

Glamslandsvann var svakt surt før bergverksdriften tok til (figur 6). I juli 1967 var pH i Glamslandsvann 6,2, mens pH i februar 1968 var på 5,7 (Arnesen, 1968). Avløpsvannet fra bedriften ble etterhvert tilsatt hydratkalk for å felle fluor. pH ved stasjon 4 økte gradvis fra 1969 til 1970. Etter 1971 var pH-nivået relativt stabilt og pH varierte mellom 7,5 og 9,5. I Sangereidbekken var pH 0,5 til 1 pH enhet lavere enn i innløpsbekken.



**Figur 6.** pH målt på stasjon 4 (Glamslandsbekken) og stasjon 5 (utløpsbekken til Glamslandsvann) i perioden 1967 til 1975.

Turbiditeten i Glamslandsvann økte sterkt umiddelbart etter at flotasjonsanlegget startet i 1968. Samme år ble innsjøens farge endret til mer grønn-grå-aktig. Det ble igangsatt tiltak (flotasjonsanlegg) for å begrense partikkeltransporten (målt som turbiditet) i 1971. Mangelfulle analyser fra perioden før anlegget startet gjør imidlertid at før-tilstanden er ukjent. Basert på kunnskap fra omkringliggende vassdrag ble det antatt at nivåene målt på 1970-tallet var økt i forhold til naturlig før-tilstand (Arnesen

og Grande, 1975). Fluoridkonsentrasjonen er målt fra høsten 1971. Konsentrasjoner i området 10 til 20 mg F/L var vanlige ved stasjon 4, mens intervallet 4 til 8 mg F/L var vanlig på stasjon 5.

### A.1.2. Fisk

I kontrollundersøkelsene utført i perioden 1968 til 1975 ble det konkludert med at bergverksdriften ikke påførte tryte eller aurebestanden i Glamslandsvann noen vesentlig negativ effekt. I tabell 11 og tabell 12 og er fangsten for denne perioden angitt (Arnesen og Grande, 1975). Fangsten av aure var lav i hele perioden. Det ble antatt at fraværet av aure i Glamslandsvann i perioden 1969 til 1971 var forårsaket av bergverksdriften, men at "fiskeutsettinger ville bøte på denne skaden". Villfisk fra Tovdal ble satt ut i 1971 og 1974. I Glamslandsbekken ble det ikke påvist aure i løpet av undersøkelsesperioden selv om bekken er godt egnet for reproduksjon. Det antas at dette skyldes partikler samt kjemikalier fra bedriften. I Sangereidbekken ble det påvist aure i 1968, men bekken var deretter praktisk talt tom for aure fram til 1972. Senere ble det observert yngel hvert år. Utsettingene i 1971 og 1974 kan ha bidratt til fangsten i Sangereidbekken i 1975.

Fangsten av tryte ble vurdert som jevn. Dersom de årlige fangstene omregnes til fangst/100 m<sup>2</sup> garnareal framkommer det likevel noen systematiske år til år variasjoner som ikke uten videre kan forklares med forskjeller i maskevidde, antall garn og fangst dato (tabell 12). I 1968 og juni 1969 ble det fanget henholdsvis 3 og 13 tryter/100 m<sup>2</sup> garnareal. I september 1969, 1971 og 1972 var fangsten i størrelsesorden 35 til 40 tryter/100 m<sup>2</sup> garnareal. Fra 1973 til 1975 økte tettheten ytterligere til størrelsesorden 52 til 66 tryter/100 m<sup>2</sup> garnareal. Denne trenden var brutt i 1970, hvor det kun ble fanget 2 tryter/100 m<sup>2</sup> garnareal. Det er ikke innrapportert vekt på enkeltfisk, eller vekt fordelt med hensyn til aldersklasser. Basert på totalvekt av fangsten innen hver maskevidde som ble benyttet kan det synes som at fisken før bergverksdriften startet opp var stor, og at tettheten var lav (tabell 11). Gjennomsnittsvekten avtok i løpet av undersøkelsesperioden samtidig som tettheten økte. Middelvekta var tidlig i undersøkelsesperioden på ca. 150 gram, og avtok til ca. 70 gram i 1975. Endringene i fangsten ble forklart med minsket beskatning som følge av at interessen for sportsfisket avtok etter at bedriften startet utslippene. Det ble lokalt påstått at fisken smakte dårlig og luktet vondt. Dette ble tilbakevist i NIVA rapportene hvor det konkluderes med at:

*"fisken ble tilberedt på vanlig måte og spist, og var av god kvalitet og smak"* (Grande, 1971).

Basert på prøvefisket utført i 1968 hadde Glamslandsvann opprinnelig en tynn trytebestand med relativt stor fisk. Dette avviker fra det "normale" i sørlandsvann, hvor de aller fleste trytevannene har tette bestander med små fisk. God fiskekvalitet (stor fisk) begrunnes med et stort og aktivt sportsfiske i Arnesen og Grande (1975). Det er anslått at det ble fisket 2.4 kg tryte/hektar eller 40 kg/år. Uansett årsak, hadde Glamslandsvann en naturtilstand eller før-tilstand i 1968 som ikke var forventet.

I 1973 og 1975 ble fluorkonsentrasjonen i vev fra tryte i Glamslandsvann og i Sangeriedtjern målt. Det ble ikke påvist fluor i muskel fra noen av lokalitetene (<1 mg F/kg), men betydelige konsentrasjoner i beinvev hos fisken fra Glamslandsvann (>500 mg F/kg) begge årene.



**Tabell 11.** Utbytte av forsøksfiske med garn i Glamslandsvann 1968 – 1975. Fangst pr. garn og garnnatt, samt middelvekt. Resultat fra el-fiske (15 – 30 minutter) i Sangereidbekken (etter Grande, 1970, 1971, 1972, 1973, Arnesen og Grande, 1975).

År	Dato	Antall garn	Antall pr. garn	Samlet vekt gram	Middelvekt gram	Antall pr. garn	Samlet vekt gram	Middelvekt gram	El-fiske i Sangeried bekken
1968	17/10	7	1,1	156	136	0,3	170	205	7
1969	18/6	5	4,8	696	145	0		696	1
1969	1/10	5	15,0	2140	143	0		2140	1
1970	19/6	5	0,8	86	107	0		86	0
1971	4/7	6	15,3	1558	102	0		1558	0
1972	6/7	6	13,0	1708	131	1,5	204	2012	11
1973	14/6	6	19,7	1862	95	0,3	435	2007	4
1974	28/6	6	24,7			1,2	561		
1975	22/7	6	24,3	1631	67	0,5	518	1890	mye

**Tabell 12.** Fordeling av fangst av tryte på maskevidder. Antall garn og garnareal er angitt. Ingen oppføring betyr at maskevidden ikke ble benyttet. Fangst i år 2000 er inkludert her for å lette sammenlikning mellom prøvefisket i juni 2000 i forholdt til eldre data (etter Grande, 1970, 1971, 1972, 1973, Arnesen og Grande, 1975).

Fangst dato	1968	1969	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	2000	*2000
	17	18	30	18	3	5		27	21	29	29
Antall garn	7	5	5	5	6	6	6	6	6	9	9
Garnareal (m <sup>2</sup> )	263	188	188	188	225	225	225	225	225	405	*202
<b>Garn mm</b>											
5										0	
6.25										4	
8										4	
10										0	
12.5										17	
15.5										45	
<b>Sum &lt;16 mm</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>70</b>	
19 (19.5)				0	15	34				25	25
21									87		
22								143			
24										18	18
25	1			3							
26					60	19			38		
<b>Sum 19-26 mm</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>75</b>	<b>53</b>		<b>143</b>	<b>125</b>	<b>43</b>	<b>43</b>
27		1									
28		0	44								
29									21	6	6
30	7										
31				1							
32	0	16	15		15	5		1			
35		7	15	0	2	20		0	0	1	1
<b>Sum 27-36 mm</b>	<b>7</b>	<b>24</b>	<b>74</b>	<b>1</b>	<b>17</b>	<b>25</b>		<b>1</b>	<b>21</b>	<b>7</b>	<b>7</b>
38	0										
39				0							
40			1		0	0		2	0		
42	0										
43										1	1
45						0		2	0		
50					0						
55	0									1	1
<b>Sum 38-55</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>		<b>4</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<b>Totalt antall</b>	<b>8</b>	<b>24</b>	<b>75</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>78</b>	<b>118</b>	<b>148</b>	<b>146</b>	<b>122</b>	<b>122</b>
<b>Fangst/100 m<sup>2</sup></b>	<b>3,0</b>	<b>12,8</b>	<b>39,9</b>	<b>2,1</b>	<b>40,9</b>	<b>34,7</b>	<b>52,4</b>	<b>65,8</b>	<b>64,9</b>	<b>30,1</b>	<b>25,6</b>
<b>Gj.vekt (gram)</b>	<b>136</b>	<b>145</b>	<b>143</b>	<b>107</b>	<b>102</b>	<b>131</b>	<b>95</b>		<b>67</b>	<b>74</b>	<b>118</b>

\*representerer fangstresultat dersom maskevidder < 19 mm ekskluderes for å øke sammenlignbarheten med fangstene oppnådd i 1968 til 1975.

### A.1.3. Bakgrunnsdata fra fire referanseinnsjøer på Sørlandet

Vekstkurvene for tryta i Glamslandsvann er sammenliknet med vekstkurvene for fire andre innsjøer på Sørlandet. Disse er Ullsryggjtjenn, Sagtjenn, Bjorvatn og Store Finntjenn. Ullsryggjtjenn ligger 10 m o.h. øst for Eydehavn og har bestander av både tryte og suter (Hindar og Kleiven 1990). Innsjøen hadde i mai 1985 en pH på 6,48. Sagtjenn ligger 30 m o.h. øst for Tvedestrand og har bestander av både aure og tryte. Innsjøen hadde i mai 1985 en pH på 6,20. Bjorvatn ligger 226 m o.h. i øvre enden av Rorevassdraget i Grimstad og har en svært tynn aurebestand, og en tynn trytebestand (Kleiven 1995). Innsjøen er forsuret og har en pH på 4,9 i 1983 (Sevaldrud og Skogheim 1985). Store Finntjenn ligger 236 m o.h. i Øvre Gjerstad og har i dag en stor trytebestand (Kleiven m.fl, 1989). Innsjøen var forsuret (pH 4,8-5,2) inntil den ble kalket i 1981, men har siden den gang hatt pH verdier normalt høyere enn 5.8. Som det framgår av figur 5, var det forskjeller i veksten til tryte mellom de ulike innsjøene, hvor veksten i Glamslandsvann og Bjorvatn var god sammenliknet med de tre andre innsjøene. Denne forskjellen ble svært tydelig fra andre leveår. De to uforsurede innsjøene er overbefolket og tryta har dårlig vekst av den grunn. Store Finntjenn, hvor fiskebestanden har vært opprettholdt med kalking i mange år, har også en overbefolkning av tryte og derved fisk med dårlig vekst. Fisken i disse tre innsjøene oppnådde lengder på 12 til 17 cm etter to til fire vekstår. De påfølgende fem årene var lengdeøkningen svært beskjeden. I Bjorvatn er veksten derimot meget god, sannsynligvis fordi bestanden er lav som følge av forsuring, som forårsaker stor dødelighet av egg og/eller plommesekk yngel. I løpet av de første to til fire leveårene oppnådde fisken en lengde på vel 20 cm. Etter ytterligere fem år er fisken større enn 25 cm. Veksten i Glamslandsvann likner på vekstmønstret i Bjorvatn. Som nevnt tidligere betraktes overbefolkning som den normale tilstanden i trytevann på Sørlandet. I innsjøer hvor trytebestanden er redusert eller svekket kan veksten bli god. Tetthetsreduksjon kan f.eks. forekomme som følge av forsuring, eller som følge av predasjon f.eks fra gjedde som i Temse (L'Abée-Lund m.fl, 1986). Basert på fangstantall, gjennomsnittsvæker på fisken, samt vekstutviklingen, avvek fangsten i Glamslandsvann fra det forventede fangstresultatet i "upåvirkede" innsjøer fra Sørlandet.

### A.1.4. Bunndyr

Bunndyrsamfunnet i Glamslandsbekken var vesentlig artsfattigere enn samfunnet i Sangereidbekken (tabell 13). Det er ikke redegjort i undersøkelsene fra 1968 til 1975 i hvilken grad denne forskjellen representerer ulike naturtilstander eller en miljøbelastning. Det ble ikke foretatt undersøkelser før bergverksdriften ble igangsatt, og før partikkeltransport ble anført som et problem. Bunndyrfaunaen i Glamslandsbekken virker vesentlig fattigere enn det som normalt påtreffes, selv i sure sørlandsbækker. Lav forekomst av steinfluer i Sangereidbekken er også overraskende.

**Tabell 13.** Fangst av bunndyr ved bruk av vannhov (maskevidde 250µm) i 10 minutter. Stasjonsnumre er angitt på figur 1.

	1971	1972	1975	1971	1972	1975
	4	4	4	5	5	5
Børstemark			Mange		9	
Igler				2	1	
Vannløpper			Mange			
Steinfluelarver			1		1	
Vårfluelarver	1			14	55	50
Biller og billelarver	1				4	1
Fjærmygglarver	5	8	Mange	5	48	Mange
Knottlarver				3	20	
Div. tovinger	1				1	

### A.1.5. Dyreplankton

I 1972 (Grande, 1972) anføres det at det er overraskende at *Cyclops sp* og *Bosmina sp* ikke lengre ble påvist i fangstene (tabell 14). Det er ikke anført andre kommentarer til artssammensetningen eller endringer i disse i de opprinnelige arbeidene.

**Tabell 14.** Plankton fra hovtrekk med 90 µm maskevidde i Glamslandsvann 1969-1975. Ulike opptellingsmetoder er anvendt de ulike undersøkelsesårene. Forklaring: cc=påvist; 1 = sjelden, 2 = sparsom, 3 = vanlig.

	1969	1970	1971	1972	1975
<b>Hjuldyr</b>					
Asplanchna sp./ priodonta	cc	cc		1980	
Polyarthra vulgaris					2
Keratella cochlearis			En del	Flere hundre	2
Keratella hiemalis				Noen	
<b>Vannlopper</b>					
Eubosmina longispina					1
Daphnia longispina			7680	2250	2
Bosmina sp.			30		
<b>Hoppekreps</b>					
Cyclopoide copepoder	cc	cc			
Eudiaptomus gracilis					2
Diaphanasoma brachium			500	10	2
Diaptomus sp			70	50	
Mesocyclops leucarti			4480	2510	3
Eucyclops serrulatus			Ganske mye		
<b>Fjærmygg</b>			2	20	
<b>Svevemygg</b>			1		

### A.2. Undersøkelser etter 1988

Sangereidbekken (stasjon5 i overvåkingsundersøkelsene) ble undersøkt av Hindar og Kleiven (1990) og av Kaste og Håvardstun (1998) i henholdsvis 1989 og 1997. Siste undersøkelse ble utført i forbindelse med en regional undersøkelse av 27 kystnære småvassdrag i Aust-Agder. I Sangereidbekken var pH i samtlige prøver (n = 6) mellom 7.1 og 7.5 (tabell 15). Dette er nivåer som stemmer overens med overvåkingsundersøkelsene utført på 1970-tallet. Turbiditet varierte mellom 0.4 og 1.2 NTU, som også stemmer overens med tidligere undersøkelser. Vannkvaliteten i Sangereidbekken ble i henhold til SFT's kriterier karakterisert som god, selv om enkeltmålinger av konduktivitet, kalium, fosfor og nitrogen antyder tilførsler. Det er ikke avklart om hovedkilden er landbruksvirksomhet, bergverksdriften eller husholdninger. Det var ikke vesentlige forskjeller i vannkvalitet mellom 1989 og 1997.

**Tabell 15.** Vannkjemisk sammensetning (middel-, minimum- og maksimumsverdi) i Sangereidbekken basert på 6 vannprøver innsamlet i 1988 og gjennom sommeren og høsten 1997 (etter Hindar og Kleiven, 1990; Kaste m.fl., 1998).

	pH	Kond mS/ m	Turb NTU	Farg Mg Pt	NO3N µg/L	TotN µg/L	PO4P µg/L	TOTP µg/L	NH4N µg/L	K mg/L	TOC mg/ L	Bakt /100 ml
Middel	7.31	26.0	1.2	11	262	517	2	9	56	2.98	3.6	14
Min.	7.10	20.8	0.4	3	82	355	1	5	17	2.60	1.0	0
Maks	7.52	31.6	2.0	22	495	630	2	15	115	3.40	5.4	60
Hindar 1990	7.22	17.0		17	295	520		16	15			

I 1996/1997 ble det utført en biologisk inventering av 13 bekker i Aust-Agder (Kaste m.fl., 1997). Under el-fiske i den nedre delen av Sangereidbekken ble det fanget 68 aure, hvorav 6 var sjøaure. I utløpet fra Glamslandsvann ble det registrert en del mose og alger i bekken. Påvirkninger fra bergverksdrift samt fra jordbruk ble vurdert som sannsynlige trusselsfaktorer i vassdraget.

Bunndyrsundersøkelsen viste at Sangereidbekken hadde få steinfluearter og et lavere totalantall bunndyrgrupper/arter enn de andre bekkene som inngikk i undersøkelsen (Kaste m.fl., 1997) Årsaken til dette ble ikke forklart eller undersøkt. Flere av artene som ble påvist er svært forsurningsfølsomme noe som bekrefter at pH i vassdraget er høy. Innløpsbekken til Glamslandsvann fra bergverksbedriften (Glamslandsbekken) inneholdt få bunndyrarter og ingen fisk. Dette ble satt i sammenheng med tydelig stor partikkelsedimentering i bekkeløpet. Fluorid ble ikke vurdert som årsak til artsfattig bunndyrsamfunn.

### **A.3. Vannkjemisk utvikling de siste 10 årene**

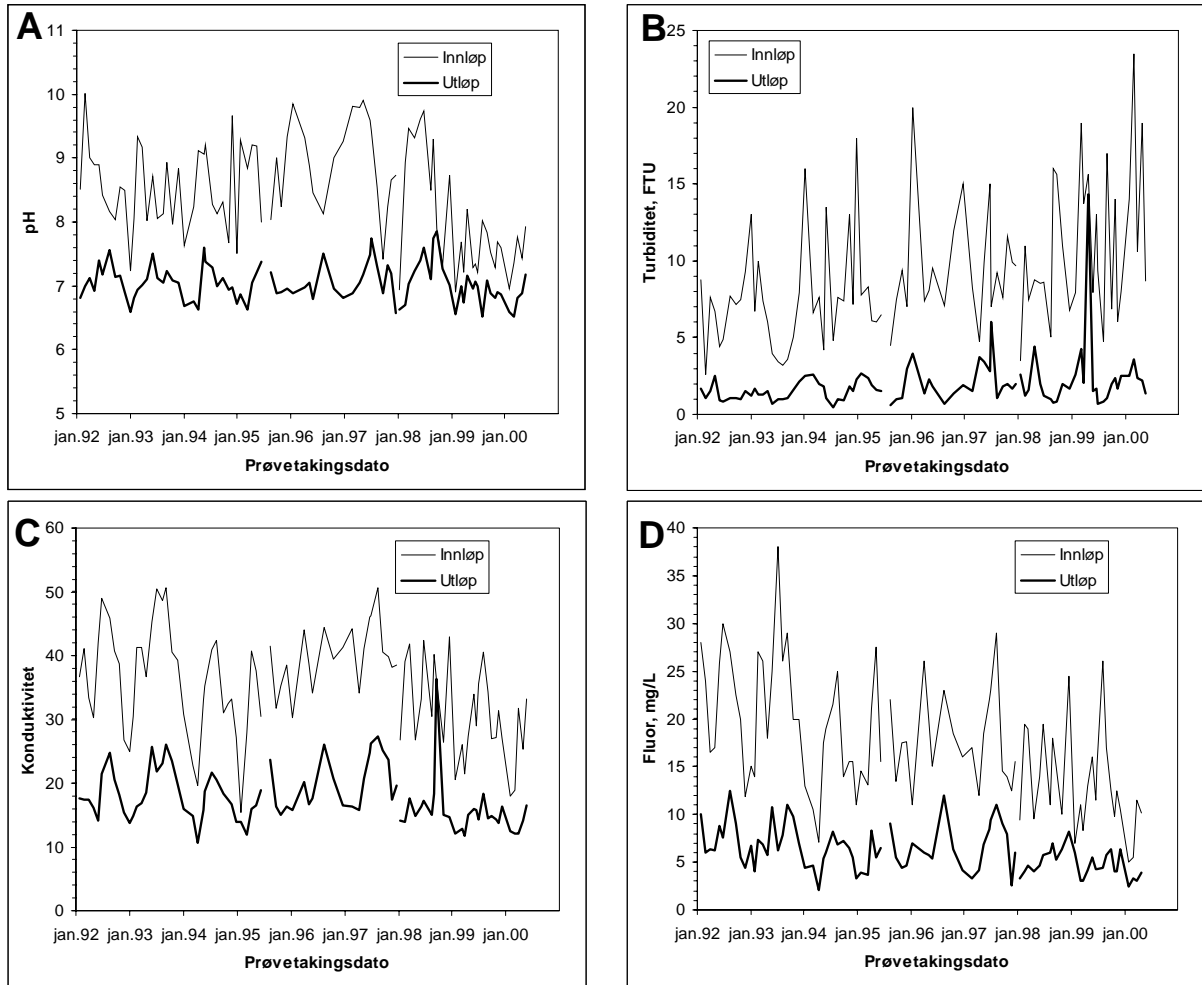
pH, turbiditet, konduktivitet og fluor er analysert månedlig på tidligere KM-lab, Grimstad (nåværende AnalyCen) siden 1989 på fem stasjoner innen Glamslandsvassdraget (figur 1). Stasjon 4 representerer vannkvaliteten i avrenningsvannet fra industrien før Glamslandsvann. Stasjon 5 representerer vannkvaliteten ut av innsjøen. Vannkvaliteten ut av innsjøen vil avvike fra innløpet som følge av fortykning (vannbidrag i andre bekker) samt som følge av ulike innsjøprosesser.

pH i innløpsbekken var meget høy (>8.0 men <10.0) fram til sommeren 1998. I løpet av 1998 ble det etablert bedre kontroll med syretilsetning (syre tilsettes avløpsvannet fra sedimentasjonsdammene for å unngå for høye pH verdier i innløpsbekken til Glamslandsvann), og pH har deretter normalt variert mellom pH 7.0 og 8.0. I utløpet fra innsjøen har pH variert mellom 6.5 og 7.5 hele perioden. pH-verdier høyere enn 9.0 vil i seg selv vil kunne bli kritiske for fisk. Verdiene fra sommeren 1998 har vært akseptable (figur 7a).

Partikkelinnholdet i innløpet (målt som turbiditet) synes å ha økt etter sommeren 1998. Om dette skyldes en tilfeldig sammenheng med pH eller omlegginger i prosessen er ikke avklart. Konsentrasjoner høyere enn 5 FTU (formazin turbidity units) er det normale. I utløpet fra Glamslandsvann er konsentrasjonen lavere, og verdier i området 1 til 3 FTU er vanlig forekommende. I henhold til SFT's tilstandsklasser er vann med turbiditet lavere enn 0.5 FTU god, mens 0.5-1.0 er mindre god, 1-2 nokså dårlig, 2-5 dårlig og >5 meget dårlig. Basert på dette er vannkvaliteten i Glamslandsvann meget dårlig (figur 7b).

Variasjonen i konduktivitet vil til en viss grad samsvare med endringer i pH og skyldes sannsynligvis tilsetning av henholdsvis hydratkalk i sedimenteringsbassenget (for å felle partikler og fluor) og syretilsetningen for å redusere pH (figur 7c).

Konsentrasjonen av fluor er meget høy, men har vist en svak avtagende tendens de senere årene (figur 7d). Årsaken til dette er ikke forsøkt avklart her. Uansett er konsentrasjonene betydelig høyere enn det som ellers måles i Norge (<90 µg vs > 5000µg F/L). Konsentrasjonen i utløpsvannet er normalt 35-40% av konsentrasjonen i innløpsvannet. Dette skyldes sannsynligvis fortykning i vann fra de andre delfeltene til Glamslandsvann.



**Figur 7a-d.** Vannkjemisk variasjon mhp på pH, turbiditet, konduktivitet og fluor i Glamslandbekken og Sangereidbekken i perioden 1992 til 2000.