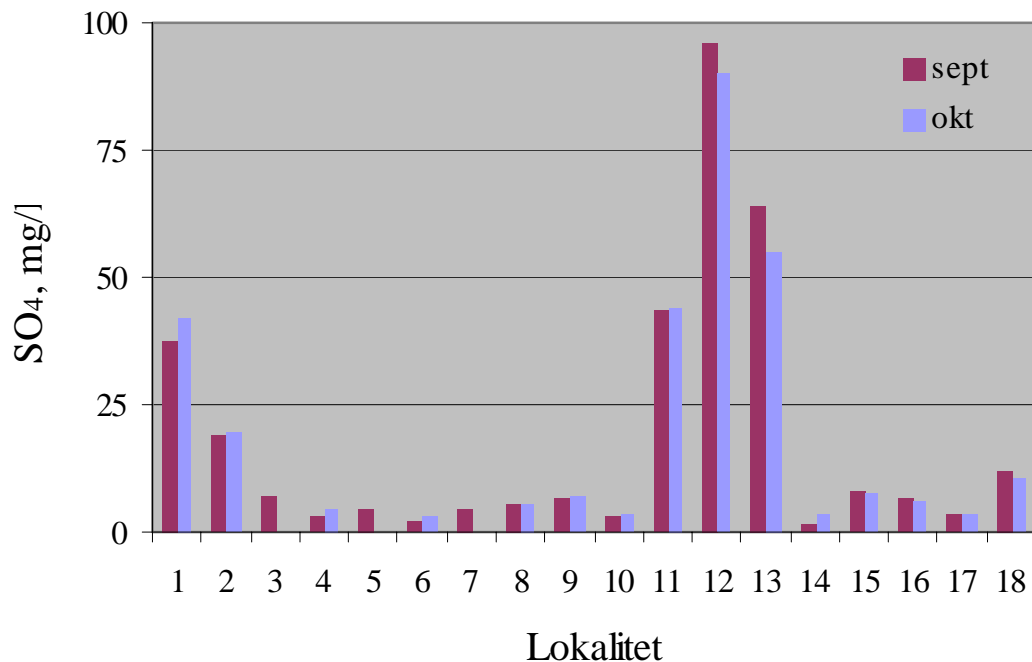


NIVA



RAPPORT LNR 4493-2002

Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasé mellom Lillesand og Kristiansand



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
5005 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 Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasé mellom Lillesand og Kristiansand	Løpenr. (for bestilling) 4493-2002	Dato 2002-04-05
	Prosjektnr. Undernr. O-21810	Sider Pris 41
Forfatter(e) Atle Hindar og Espen Lydersen	Fagområde Samferdsel	Distribusjon
	Geografisk område Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Vegvesen, Aust-Agder vegkontor	Oppdragsreferanse 1997/00021-309
--	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>I forbindelse med planlegging av OPS-prosjektet E 18 Nørholm-Timeneskrysset ønsket Vegvesenet å få utredet avrenningsproblemene knyttet til sulfidholdig berggrunn. Det er kjent at eksponering til luft av berggrunn med metallsulfider medfører oksidasjon av metallsulfidene til svovelsyre og avrenning av løste metallioner. 18 lokaliteter langs planlagt E18-trasé ble undersøkt høsten 2001. I områder med sulfidgneis, men særlig nedstrøms utsprengte områder i Lillesand og Kristiansand ble det funnet moderat til høye sulfat- og metallkonsentrasjoner i avrenningsvannet. Syrenøytralisering i løsmassene økte konsentrasjonen av kalsium, magnesium og aluminium i avrenningsvannet. Vannkvaliteten er ekstremt giftig for fisk og mange forsurelsfølsomme organismer. Sammenlikning med tidligere undersøkelser viste at sulfatavrenningen var minst halvert etter 10 år og at tilførsel av kalkholdige løsmasser langt på vei kan avgifte vannet.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Veganlegg 2. Avrenning 3. Sulfidberggrunn 4. Vannkvalitet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Road construction 2. Runoff 3. Sulphide-containing bedrock 4. Water quality
--	--

Atle Hindar
Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 82-577-4143-4

Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

E 18 Nørholm – Timenes, OPS prosjekt

**Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn
på vannkvalitet langs planlagt E 18-trasé mellom
Lillesand og Kristiansand**

Forord

Norsk institutt for vannforskning har tidligere påvist dårlig vannkvalitet i avrenningsvann etter utsprenningsarbeider i sulfidholdig berggrunn. Ved planleggingen av ny E 18 trasé mellom Nørholm og Timeneskrysset var dette en aktuell problemstilling. Vegdirektoratet tok derfor kontakt med NIVA om assistanse for å få belyst disse forholdene best mulig før gjennomføringsfasen av vegprosjektet.

For å komme tidligst mulig igang ble det gjennomført prøvetaking i september 2001, mens hovedprosjektet ble etablert noe seinere. NIVAs prosjektforslag av 4. oktober 2001 ble akseptert av Statens Vegvesen, Aust-Agder vegkontor i brev av 11. oktober 2001.

Vår kontaktperson ved Vegkontoret har vært Yngve Wikeland, og prosjektet er gjennomført i nært samarbeid med Per Hagelia i Vegdirektoratet.

Prøvetaking, analyse og rapportering er gjennomført av NIVA.

Miljøvernrådgiver Aase Marie Hunskaar i Lillesand kommune takkes for opplysninger om byggeaktiviteter ved Langedalstjenn.

Grimstad, 05. april 2002

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Lokalteter og analyse	9
3. Resultater og diskusjon	12
3.1 Kjemisk karakterisering	12
3.1.1 Surhet og naturlig bufring	12
3.1.2 Sjøsaltpåvirkning	13
3.1.3 Naturlig organisk stoff	13
3.1.4 Næringssalter	15
3.2 Forskjeller i vannkvalitet som kan tilskrives sulfidholdig berggrunn	15
3.3 Sammenlikning med tidligere vannkjemiske undersøkelser i området	21
3.3.1 Langedalstjenn i Lillesand	21
3.3.2 Grastjenn i Kristiansand	23
4. Konklusjon og anbefalinger	25
5. Referanser	26
Vedlegg A. Vannkjemiske data	26
Vedlegg B. Detaljkart for lokaliteter	29

Sammendrag

Planlegging av Offentlig Privat Samarbeid (OPS)-prosjektet E18 Nørholm-Timeneskrysset var utgangspunkt for foreliggende prosjektarbeid og rapport. Vegvesenet ønsket å få utredet avrenningsproblemene knyttet til sulfidholdig berggrunn langs en ny E18-trasé fra Lillesandsområdet og mot Kristiansand.

NIVA har tidligere vurdert deler av problematikken i forbindelse med utspregning av ca. 200 000 m³ fjell for etablering av næringsvirksomhet ved Svåbekk, Lillesand. Denne utspregningen førte til en kraftig økning i surhet og aluminiumskonsentrasjon i nedenforliggende bekk og innsjø med påfølgende fiskedød og stenging av vannverk.

Det ble fra Vegvesenets side antatt at denne problemstillingen måtte avklares i forbindelse med planlegging og gjennomføring av OPS-prosjektet E18 Nørholm-Timeneskrysset.

Målsettingen med prosjektet var å:

- dokumentere førtilstand i små og mellomstore vassdrag langs sannsynlig E18-trasé ved å gi en oversikt over kjemisk sammensetning av hovedioner og metaller med referanse til data fra NIVAs overvåkingsundersøkelser,
- gi informasjon om forskjeller i vannkvalitet på strekningen som kan tilskrives geologi,
- gi informasjon om langtidseffekter ved å følge opp tidligere vannkjemiske undersøkelser i Langedalstjenn ved Lillesand og ved Travparken i Kristiansand og
- sammen med resultater fra undersøkelsene til IFE og NGU gi grunnlag for anbefaling om spesielle hensyn som bør tas ved anlegg av trasé.

18 lokaliteter langs planlagt E18-trasé ble undersøkt vannkjemisk ved lav (september) og moderat (oktober) vannføring i 2001. I tillegg til de viktigste stoffene i naturlig og forsuret vann ble også 15 metaller undersøkt.

Resultatene fra denne undersøkelsen bekrefter tidligere funn og konklusjoner om uønskede vannkjemiske effekter av å eksponere sulfidholdig berggrunn til luft. I tillegg er det avdekket klare sulfatøkninger i avrenningsvannet også i områder der den sulfidholdige berggrunnen i det alt vesentlige ikke er eksponert. Ved at antatt upåvirkede lokaliteter er med i undersøkelsen, kommer forskjellene klart fram.

Eksponering av berggrunn med metallsulfider medfører oksidasjon av metallsulfidene til svovelsyre og utløsning av metallioner. Svovelsyren vil deretter kunne nøytraliseres/bufres via ulike reaksjoner mellom svovelsyren og bergarter/løsmasser i området. Resultatet av syrenøytraliseringen er økte konsentrasjoner av basekationer (særlig kalsium, magnesium) og aluminium i avrenningsvannet. Det er viktig å understreke at løst uorganisk aluminium har skadelige effekter på vannlevende organismer allerede ved svært lave konsentrasjoner. Kombinert med vannets lave pH medfører dette bl.a. at vannet i Langedalstjenn i Lillesand fortsatt er giftig for fisk.

Tilførsel av leirholdig materiale ved Grastjenns innløp fra Travparken har langt på vei avsyret det sterkt forsurede vannet nedstrøms og redusert konsentrasjonen av labilt Al i Grastjenn fra svært høye og ned til akseptable konsentrasjoner. Dette viser at det kan nytte med tiltak mot effektene av sulfidavrenningen.

Også flere metaller finnes i forhøyede konsentrasjoner der sulfatkonsentrasjonen er høy. Av 15 undersøkte metaller var seks (Ni, Cd, Co, Cu, Mn, Zn) sterkt assosiert til sulfat. Særlig As, men også Cr og Fe, var assosiert til kombinasjonen av sulfat og organisk stoff. Denne metallmobiliseringen

skyldes rask forvitring av sulfidgneiser. Selv om det ikke er funnet forhøyede konsentrasjoner av metallene i sulfidgneisen ved mineralanalyse, blir derfor konsentrasjonene i avrenningsvannet forholdsvis stor. Sulfidmineralene representerer derfor både en syre- og en metallkilde.

Sammenlikningen med tidligere undersøkelser viser i hovedsak en halvering av tilførslene på 10 år. Dette er i samsvar med erfaringer fra et svært sulfidholdig område ved Halifax i Nova Scotia, der en regner med en effektperiode på minst 20-50 år. Den reduksjonen i aluminium som rapporteres her er imidlertid større enn dette generelle mønsteret. Ulike tiltak, som både øker syrenøytraliserings og reduserer oksygeneksponering av sulfidene, vil kunne framskynde vannkvalitetsforbedringer ytterligere.

Resultatene bekrefter at en så langt som råd bør unngå utsprengninger i slik berggrunn. De retningslinjer som myndighetene i Nova Scotia, Canada, har utarbeidet peker også på at en bør være svært varsom av hensyn til vannmiljøet. Hvis det likevel foretas slike arbeider, bør tiltak iverksettes for å minimalisere oksidasjon av sulfider til svovelsyre og hindre kontakt med avrenningsvann. Sprengstein bør i utgangspunktet betraktes som problemavfall i forhold til forsuring av vassdrag. Håndtering bør imidlertid vurderes i forhold til resipient. Ulike avbøtende tiltak kan hver for seg eller i kombinasjon trolig hindre uheldige effekter på vannmiljøet. Avrenningsvann fra utsprengte områder og sprengsteindeponier bør overvåkes vannkjemisk hvis en er usikker på om forurensningen kan ha biologiske effekter.

Summary

Title: Effects on water quality of exposed and un-exposed sulphid-containing bedrock alongside a planned E18 road construction between Lillesand and Kristiansand.

Year: 2002

Author: Atle Hindar and Espen Lydersen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4143-4

This report was prepared as part of the OPS-project E18 Nørholm-Timenes. The Aust-Agder County Road Administration wished to examine problems connected to runoff from exposed sulphide-containing bedrock.

Extremely acid runoff after blasting of 200 000 m³ of sulphide containing bedrock some ten years ago has been documented in this area. The blasting resulted in increased acidity and elevated aluminium concentrations in a stream and lake with associated fish death and closing of a water supply.

The aim of the project was to document the water quality, differences related to sulphide-containing bedrock and long-term effects. Recommendations should be made regarding precautions and countermeasures. 18 localities were examined at low and moderate water flow in autumn 2001. The samples were analysed for main ion composition and 15 metals.

The results from this investigation confirm earlier findings of undesired effects on water quality after air-exposure of such bedrock. Significantly elevated sulphate concentrations were also found in areas of unexposed sulphide-bedrock. Several metals were found at elevated concentrations. Six metals (Ni, Cd, Co, Cu, Mn, Zn) of 15 were strongly associated to sulphate. Especially As, but also Cr and Fe, were associated to the combined effect of sulphate and total organic carbon.

Acid neutralizing processes in soils result in increased concentrations of calcium, magnesium and aluminium in runoff, of which aluminium is toxic to aquatic organisms. Strongly elevated aluminium concentrations and low pH in the Langedalstjenn water system was documented ten years ago and also in this investigation. The sulphate runoff has probably been reduced by at least 50% in this period. Supply of neutralizing material effectively neutralized acid runoff at Grastjenn at the Kristiansand Travpark.

The results strongly suggest that blasting of sulphide-containing bedrock should be avoided if possible. Precautions should be made to minimise oxidation of sulphides and contact with runoff water. Deposited material should be regarded as special category waste and should be handled as part of a controlled action to avoid acid runoff. Runoff from such sites should be closely monitored.

1. Bakgrunn

Planlegging og gjennomføring av Offentlig Privat Samarbeid (OPS)-prosjektet E18 Nørholm-Timeneskrysset var utgangspunkt for foreliggende prosjektarbeid og rapport. Vegvesenet ønsket å få utredet avrenningsproblemene knyttet til sulfidholdig berggrunn langs en ny E18-trasé fra Lillesandsområdet og mot Kristiansand.

Det foreligger ikke svært god dokumentasjon på avrenningsforhold i forbindelse med utspregning av sulfidholdig berggrunn, med unntak av gruvedrift i metallsulfidmalm. NIVA har imidlertid vurdert deler av problematikken i forbindelse med utspregninger i sulfidberggrunn i Lillesand og Kristiansand kommuner (Hindar m.fl. 1992; Kaste et al. 1995).

Utsprengning av ca. 200 000 m³ fjell for etablering av næringsvirksomhet ved Svåbekk, Lillesand, førte til en kraftig økning i surhet og aluminiumskonsentrasjon i nedenforliggende bekk og innsjø med påfølgende fiskedød og stenging av vannverk (Hindar m.fl. 1992; Hindar og Lydersen 1994).

Fra Hindar m.fl. (1992): ”Innenfor nedbørfeltet til Langedalstjønnen ved E18-senteret i Lillesand er det sprengt ut 200.000 m³ masse. Dette har forårsaket en ekstrem vannkvalitet i tjernet. Undersøkelsen omfatter kjemiske analyser fra vann og tilløpsbekk, fiskeutsettinger, mineralkartlegging av berggrunn og spesialanalyse av aluminiumskjemi. Det er foreslått tiltak mot nye tilførsler og for å bedre vannkvaliteten i bekk og tjern. Sulfatkonsentrasjonen i tjernet har økt dramatisk (til 80 mg/L) og pH er redusert til 4.3-4.4. Aluminiumskonsentrasjonen har økt fra 0.1 til omkring 5 mg/L Al. Oksidasjon av sulfid til sulfat på overflatene av opake ertsminerale er den svært sannsynlige årsaken til avrenning av sulfat, aluminium og basekationer fra de utsprengte steinmassene og nedbørfeltet.”

Tilsvarende problemer, med avrenning fra sulfidholdig berggrunn og påfølgende forsuring, metallmobilisering og fiskedød, er dokumentert i Nova Scotia, Canada (EPS 1976; King 1985). Større fiskedød ble observert i årene 1960-1976 ved Halifax International Airport etter utbygging av rullebaner, veier og bygningsmasse. Metallene Fe, Mn, As, Zn, Al, Cu og Ni ble mobilisert. En bioassay av ca. 4 g store fiskeyngel av regnbueørret viste LD50-verdier på 1-10 timer.

I Nova Scotia er et regelverk for håndtering av sulfidminerale nedfelt i lovverket i form av ”Sulphide Bearing Material Disposal Regulations” (Environmental Act; N.S.Reg.57/95). Selv håndtering av mindre berggrunnsmasser kvalifiserer til at særskilte hensyn må tas og til spesiell oppfølging.

Det ble fra Vegvesenets side antatt at denne problemstillingen måtte avklares i forbindelse med planlegging og gjennomføring av OPS-prosjektet Nørholm-Timeneskrysset.

Målsettingen med prosjektet var å:

- dokumentere førtilstand i små og mellomstore vassdrag langs sannsynlig E18-trasé ved å gi en oversikt over kjemisk sammensetning av hovedioner og metaller med referanse til data fra NIVAs overvåkingsundersøkelser,
- gi informasjon om forskjeller i vannkvalitet på strekningen som kan tilskrives geologi,
- gi informasjon om langtidseffekter ved å følge opp tidligere vannkjemiske undersøkelser i Langedalstjenn ved Lillesand og ved Travparken i Kristiansand og
- sammen med resultater fra undersøkelsene til IFE og NGU gi grunnlag for anbefaling om spesielle hensyn som bør tas ved anlegg av trasé.

Det ble antatt at undersøkelsen ville gi økt kunnskap om sulfidproblematikken generelt og i dette området spesielt, slik at resultatene kan brukes av lokale og sentrale forvaltningsmyndigheter i deres arealplanlegging.

2. Lokalteter og analyse

Det er gjennomført prøvetaking i 18 lokaliteter. De 18 lokalitetene ble valgt ut i samarbeid med Vegdirektoratet og Vegkontoret i Arendal, og er så langt som råd navngitt etter opplysninger i økonomiske kart. De er beskrevet med kommentarer i **Tabell 1** og vist i **Figur 1** og **Figur 2**. I tillegg er detaljkart for hvert enkelt prøvested vist i **Vedlegg B** bak i rapporten. Lokalitet 3, 5 og 7 ble bare undersøkt ved første gangs prøvetaking fordi vannkvaliteten i disse innsjøene neppe endrer seg særlig på såvidt kort tid. Grastjenn- og Langedalslokalitetene ligger i områder hvor det tidligere er påvist effekter av å eksponere sulfidholdig berggrunn ved utsprenning.

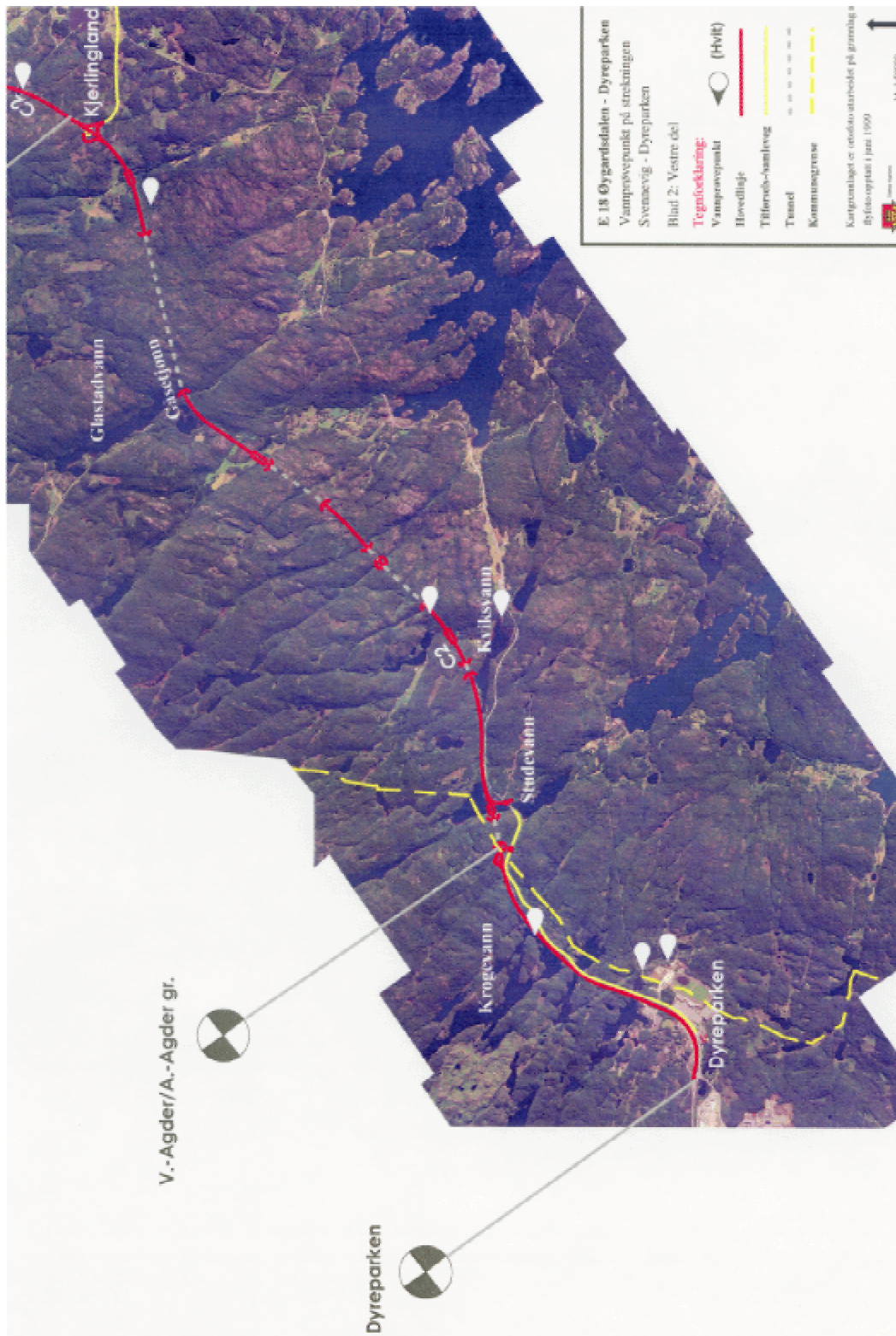
Tabell 1. Oversikt over prøvetakingsstasjoner. De er kategorisert etter Vegdirektoratets geologiske kartlegging langs traséen, men det må understrekes at det ikke er foretatt fullstendig geologisk kartlegging i nedbørfeltene oppstrøms prøvetakingspunktene. Kommentarer er gitt om lokalitetens beliggenhet eller spesielle forhold. Se Vedlegg B for detaljkart.

Lok. nr.	Lokalitet navn	Kategori	Kommentarer
1	Grastjenn innløpsbekk	eksponert sulfidgneis	utløp stikkrenne (kloakkutslipp?)
2	Grastjenn utløpsbekk	eksponert sulfidgneis	mellom to tjenn øst for E18
3	Krogevatn	eksponert gneis i fylling	ved fylling (rasteplass) langs E18
4	Urdevatn innløpsbekk	ueksponert sulfidgneis	oppstr. bark og skjellsand i øst
5	Kviksvatn utløpsbekk	ueksponert sulfidgneis	oppstr. E18
6	Bjellandsdalsbekken	granittisk gneis	helt innerst oppstr. kulturmark
7	Svarttjern	ueksponert sulfidgneis	50 m fra gammelt kalkutlegg i vann
8	Badstudalsbekken	ueksponert sulfidgneis	på høydeparti innenfor grustak
9	Borkedalsbekken	ueksponert sulfidgneis	innenfor søppelplass ved gammel vei
10	Bjørkestølbekken	ueksponert sulfidgneis	inn ved knaus i skogholt ved veg
11	Langedalstjenn utløpsbekk	eksponert sulfidgneis	i vannet grunnet lite vann i bekken
12	Langedalstjenn innløpsbekk	eksponert sulfidgneis	oppstr. Byggefelt og nedstrøms E18
13	Langedalstjenn inn, E18	eksponert sulfidgneis	åpent vann rett oppstr. E18
14	Stordalsbekken, oppe	ueksponert sulfidgneis	inne ved knaus
15	Stordalsbekken, nede	ueksponert sulfidgneis	oppstr. vei, under kraftledning
16	Knipemyrbekken	ueksponert sulfidgneis	i kulp ved oppbygd amfi
17	Kaldvellingva	ueksponert sulfidgneis	rett nedstr. samløp med 16, før stryk
18	Bådestølbekken	ueksponert sulfidgneis	inn i tranga oppstr. sumpmark

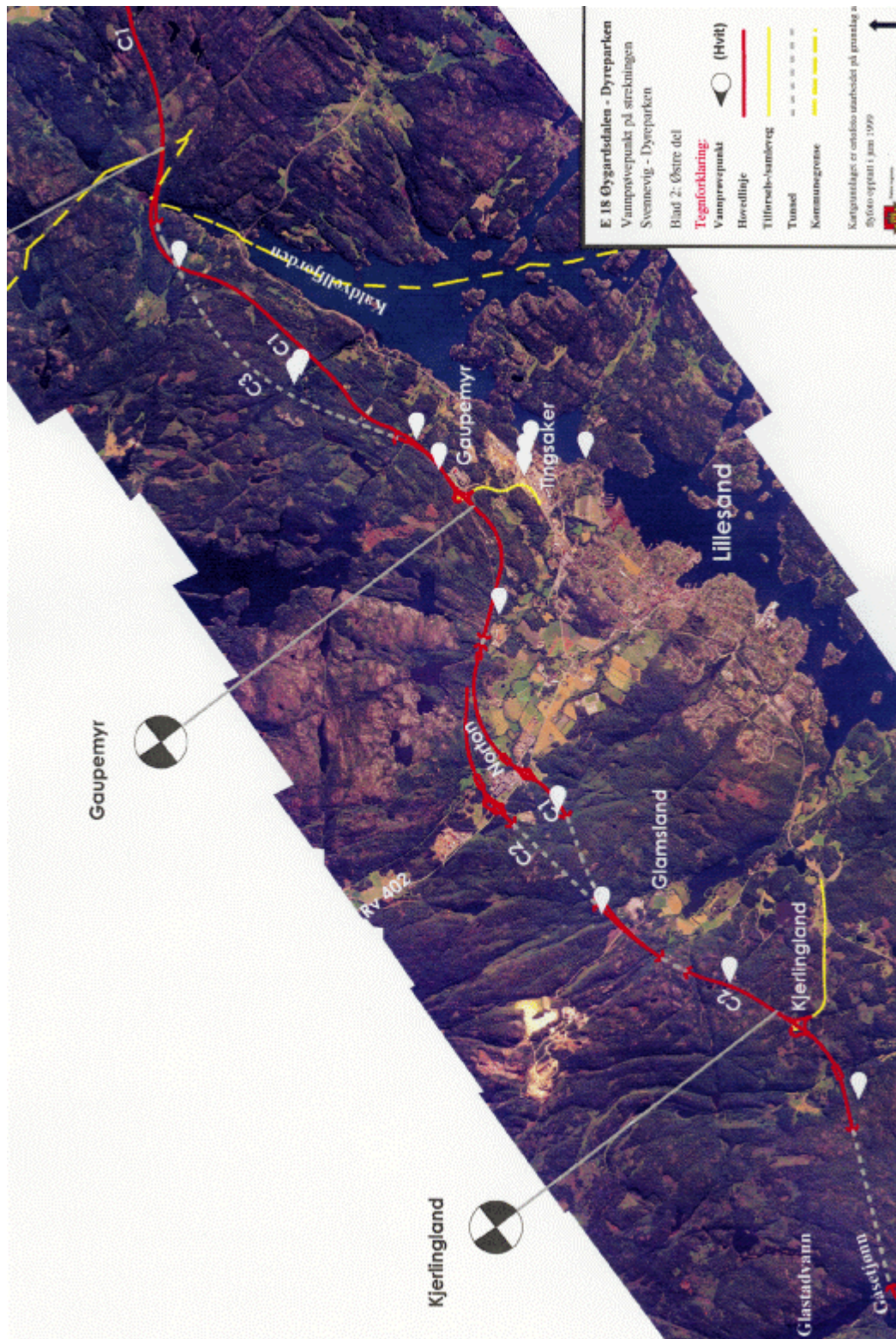
NIVA gjennomførte første prøvetakingsrunde den 6. og 7. september 2001 og den andre runden 10. oktober 2001. Det ble samtidig tatt ut prøver for analyse av isotoper for Institutt for energiteknikk (IFE). Vannprøvene ble analysert med hensyn på følgende variable:

Hovedsammensetning: pH, konduktivitet, alkalitet, total organisk karbon (TOC), kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K), sulfat (SO₄), nitrat (NO₃), klorid (Cl), fluorid (F), silisium (Si), total aluminium (Al-A), reaktivt Al (RAL), ikke-labilt Al (ILAL). **Metaller:** Arsen (As), beryllium (Be), vismut (Bi), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kopper (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), molybden (Mo), nikkel (Ni), bly (Pb), antimon (Sb), selen (Se), vanadium (V) og sink (Zn).

Analysene er utført med standardmetodikk på NIVAs laboratorium i Oslo, og data er gitt i **Vedlegg A** bakerst i rapporten. Labilt Al (LAl) beregnes som: $LAl = RAl - ILAl$.



Figur 1. Oversikt over planlagt E18-trasé og prøvetakingspunkter (hvite dråper); Dyreparken-Kjerlingland, se Vedlegg B for detaljkart. Kartet er levert av Vegkontoret i Arendal og scannet av NIVA.



Figur 2. Oversikt over planlagt E18-trasé og prøvetakingspunkter (hvite dråper); Kjerlingland-Kaldvell, se Vedlegg B for detaljkart. Kartet er levert av Vegkontoret i Arendal og scannet av NIVA.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Kjemisk karakterisering

Her dokumenteres vannkjemisk tilstand i de undersøkte lokalitetene langs sannsynlig E18-trasé ved å gi en oversikt over kjemisk sammensetning av hovedioner. Lokalitetsnavn med lokalitetsnummer i parentes er brukt i omtalen.

Vann og vassdrag påvirkes av tilsiget fra det nedbørfeltet som ligger oppstrøms. Nedbørens vannkjemie endres på sin vei gjennom jordsmonnet og ut i overflatevannet. Geologi og innslaget av myr/skog er, sammen med avrenningsmengde, med å avgjøre den endelige vannkvaliteten. På Sørlandet er det forholdsvis mye nedbør, lite løselige bergarter og tynt jordsmonn. Dette gjør at vann og vassdrag i området normalt inneholder svært lave konsentrasjoner av løste komponenter. Slikt vann betegnes som saltfattig eller ionefattig, men konsentrasjonene i mindre bekker og vassdrag kan likevel variere relativt mye gjennom året. Disse sesongvariasjonene er det viktig å få kjennskap til. I denne undersøkelsen er det derfor tatt prøver både ved lav og moderat vannføring. I perioden mellom disse prøvetakingene var det stor avrenning, slik at den forventede variasjonen skal være godt dekket.

Som det framgår av standardavvik, maksimums- og minimumsverdier (se vedleggene bak i rapporten) er det svært store variasjoner mellom lokalitetene for tilnærmet alle målte parametre. Det er derfor viktig å beskrive hver enkelt påvirkningstype for å forstå hovedårsakene til disse variasjonene.

Vannkjemien i dette området avspeiler svært kalkfattige nedbørsfelter, betydelig sjøsaltpåvirkning, samt stor variasjon mht tilsig av naturlig løst organisk stoff fra myrområder. I tillegg har områdene vært betydelig påvirket av forsurening (sur nedbør) gjennom mange tiår, men denne påvirkningen er avtakende. Vi vil gå litt nærmere inn på disse forholdene før vi ser på påvirkningen fra sulfidminerale i berggrunnen.

3.1.1 Surhet og naturlig bufring

Kalkinnholdet i bergarter og løsmasser beskrives primært ved deres innhold av basekationene kalsium (Ca) og magnesium (Mg). Årsakene til at sur nedbør har hatt slik betydelig effekt på Sørlandet skyldes blant annet bergartenes og løsmassenes lave innhold av basekationer som er i stand til å nøytralisere den sure nedbøren. Vi sier at nedbørsfeltens bufferevne er lav, noe som medfører at den sure nedbøren i stor grad kan forsure vann og vassdrag i området. 7 av 18 lokaliteter hadde Ca-konsentrasjoner < 1 mg/L, og kan karakteriseres som svært kalkfattige. Disse lokalitetene hadde pH-verdier mellom 4,5 og 5,5. Lokalitetene med $[Ca] < 1$ mg/L er (lokalitetsnummer i parentes):

Urdevatns innløp (4)
Bjellandsdalsbekken (6)
Svartjern (7)
Badstudalsbekken (8)
Borkedalsbekken (9)
Bjørkestølbekken (10)
Stordalsbekken oppe (14)

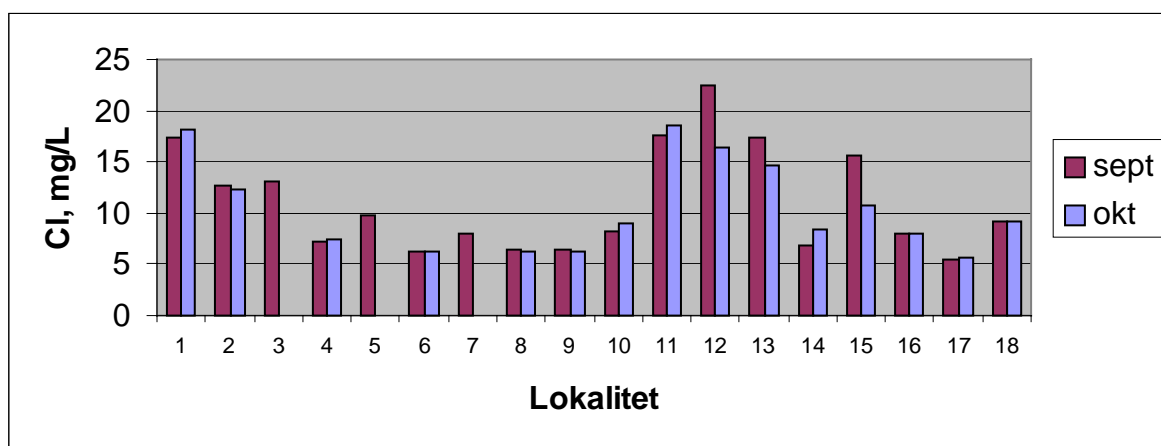
Med unntak av Bjellandsdalsbekken hadde disse lokalitetene konsentrasjoner av labilt aluminium (LAl) > 50 μ g/L. Det er primært denne Al-fraksjonen som er giftig for akvatiske organismer, og LAl-

verdier $> 50 \mu\text{g/L}$ gjør at vannkvaliteten i disse vannene kan karakteriseres som lite egnet for fisk og andre forsuringsfølsomme organismer.

Bjørkestølbekken (10) og Stordalsbekken oppe (14), hadde begge svært lave kalsiumverdier, hhv. 0.38-0.47 mg/L og 0.56-0.63 mg/L. Disse lokalitetene hadde samtidig høye konsentrasjoner (8-10 mg C/L) av organisk stoff, målt som total organisk karbon (TOC). Til tross for at sulfatkonsentrasjonene var relativt lave (1.4-3.7 mg/L) var disse lokalitetene derfor svært sure, med pH-verdier på hhv. 4.45-4.70 og 4.55-4.73. TOC er hovedsakelig løste organiske syrer (humussyrer) som her blir viktige bidragsyttere til lav pH fordi bufferevnen er liten.

3.1.2 Sjøsaltpåvirkning

Betydelig sjøsaltpåvirkning ses ved at alle lokaliteter med unntak av Kaldvasselva (17) hadde en kloridkonsentrasjon på over 6 mg/L (**Figur 3**). Kaldvasselva lå noe under fordi en stor del av nedbørfeltet ligger et stykke fra kysten. Sjøsaltpåvirkning skyldes selvsagt nærhet til sjøen og at kraftig vind pisker opp sjøvann og transporterer sjøvann i form av aerosoler i regn og dugg innover land. Sjøsalter kan også avsettes tørt.



Figur 3. Kloridkonsentrasjoner i alle lokaliteter.

Sjøvann inneholder store mengder salter. Vektforholdet mellom klorid og natrium i sjøvann er 0,56. Hvis kloridkonsentrasjonen i en innsjø er 6 mg/L, bør derfor Na-konsentrasjonen være minst 3,4 mg/L. Vi antar normalt at det ikke finnes kilder til klorid i berggrunn og løsmasser, men som det framkommer i dataene fra denne undersøkelsen, er det langt fra tilfellet i dette området. Vi kan i vårt materiale regne med at kloridkonsentrasjoner over 8-9 mg/L må stamme fra kilder i nedbørfeltet, mest sannsynlig fra avsetninger under marin grense.

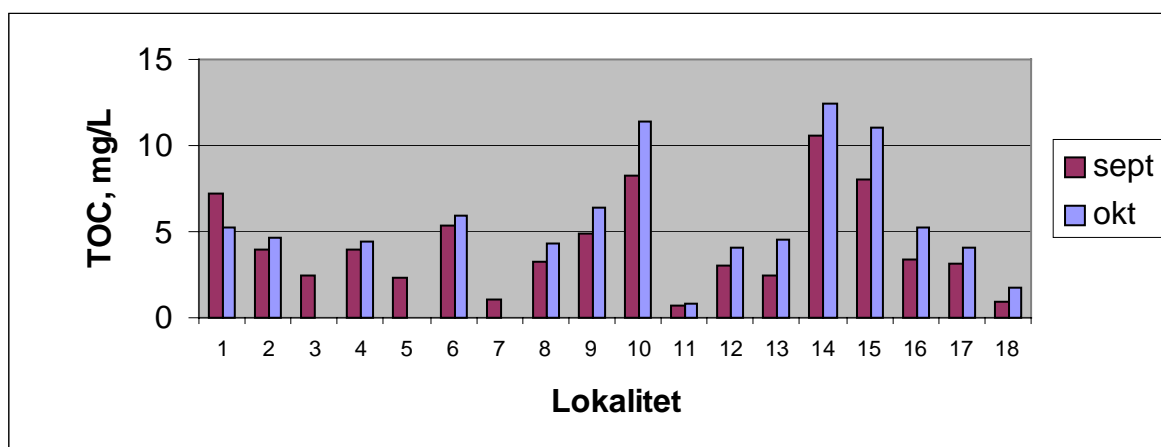
3.1.3 Naturlig organisk stoff

Langs E18 er det småkupert terreng og karakteristiske sprekkesoner i fjellet som danner mindre dalganger. Vegetasjonsdekket er svært variabelt, med bart fjell på toppene og løsmasser med innslag av myr i forsenkningene. Dalsidene er skogdekket med blandingskog av eik, bjørk, furu og gran. Edellauvskog opptrer i sørvendte ller.

Vannkjemien og vannets farge endres når mindre bekker i de øverste heiområdene passerer gjennom skog- og myrområder ved at vannet tilføres løst organisk materiale i form av humusstoffer. Disse stoffene er nedbrytingsprodukter av moser, undervegetasjon og skog, og de kan måles som total organisk karbon (TOC) eller fargetall. Omvendt kan bekker og elver som har sitt utgangspunkt i myrområder bli mindre farget ved å få tilført vann fra skrinne heiområder på sin veg mot havet.

I **Figur 4** er det vist hvordan TOC-konsentrasjonen varierer mellom lokalitetene i denne undersøkelsen. Legg merke til at det var mere TOC i vannet ved prøvetakingen i oktober enn i september. Det skyldes større utvasking av organisk stoff ved den økte vannføringen foran prøvetakingen i oktober, sannsynligvis i kombinasjon med at store mengder nytt organisk materiale (eksempelvis løv) da eksponeres for nedbryting og vann på denne tiden. Når man, i tillegg til konsentrasjonsforskjellen, også tar den økte vannmengden i betraktning, blir forskjellene i TOC-transport forholdsvis stor.

Disse forholdene er viktige fordi en stor andel av aluminium og enkelte metaller bindes til organisk stoff. Stoffene blir dermed mindre giftige for fisk.



Figur 4. TOC-konsentrasjoner i alle lokaliteter.

Klart vann har TOC-konsentrasjoner < 1-2 mg C/L. Langedalstjenn (11), Svarttjenn (7) og Bådestøbekken (18) må derfor karakteriseres som klare vann. Også Kviksvatn (5) og Krogevatn (3) ligger nært opp til disse nivåene. Farget vann har TOC-konsentrasjoner > 4-5 mg C/L. I følgende lokaliteter i undersøkelsen er det målt TOC > 5 mg C/L ved minst ett tilfelle:

- Grastjenns innløp (1)
- Bjellandsdalsbekken (6)
- Borkedalsbekken (9)
- Bjørkestølbekken (10)
- Stordalsbekken øpe (14)
- Stordalsbekken nede (15)
- Knipemyrbekken (16)

De to siste bekkene hadde TOC-konsentrasjoner i området 8-12 mg/L, noe som gir vannet en tydelig brun farge. Stordalsbekken drenerer i følge økonomisk kart i hovedsak et myrområde oppstrøms øvre prøvetakingspunkt. Dette er ikke åpenbart for Bjørkestølbekken. Høye TOC-konsentrasjoner vil ofte påvirke vannets pH, som beskrevet over, og kan være med å forklare de svært lave pH-verdiene i disse bekkene (**Figur 7**). Dette vil bli ytterligere kommentert senere.

Årsaken til den lave TOC-konsentrasjonen i Langedalstjenn (lok. 11; 0.7-0.8 mg/L) sammenliknet med de andre lokalitetene, skyldes nok i hovedsak det høye aluminiumsinnholdet. Dette medfører bla.:

1. Betydelig felling av humus, siden aluminium er en svært effektiv humusfjerner

2. Svært giftig vann for akvatiske organismer, slik at vannet trolig har svært liten planktonproduksjon. Klorofyllverdier på under 1 µg/L og svært sparsomt med planteplankton er målt tidligere.

I tillegg har vannet lang oppholdstid (4 år). Dette i kombinasjon med klart vann som muliggjør betydelig gjennomtrengelighet for UV-stråler bidrar til gode forhold for UV-nedbryting av organisk stoff.

3.1.4 Næringssalter

Lokalitetene hadde svært variable konsentrasjoner av nitrogen og fosfor. Det skyldes varierende grad av lokaltilførsler og varierende grad av selvrensingsevne. Særlig var det høye konsentrasjoner av nitrogen i innløpet til Grastjenn (1) og i Bådestøbekken (18). I sistnevnte var det imidlertid nesten ikke fosfor og organisk stoff, noe som kan tyde på nitrogengjødsling eller tilførsel fra andre spesifikke nitrogenskilder oppstrøms. I innløpet til Grastjenn (1) og i Grastjenn (2) derimot var det også betydelige mengder fosfor, trolig pga kloakktilførsel fra stallene i Travparken. Ved prøvetakingen i september var nitratkonsentrasjonen i Grastjenn mindre enn 1 µg N/L. Det tyder på at fosfortilførselen var stor nok til å underholde en så stor algeproduksjon i vannet at nitrogenet ble brukt opp. Svært høy klorofyllverdi er registrert i en tidligere undersøkelse (Hindar 1990), se senere, og viser at dette kan være en sannsynlig forklaring. Ved prøvetakingen i oktober var ikke dette tilfellet, noe som kan skyldes raskere vanngjennomstrømming og mindre algeproduksjon så seint på høsten.

I innløpet til Langedalstjenn (12) var det 550-650 µg NO₃-N/L, mens det i utløpet var omlag det halve (260 µg N/L. Denne innløpsbekken utgjør 21 % av tjennets nedbørfelt (Hindar og Lydersen 1994). Det vil si at om en setter nitrattilførselen fra øvrig nedbørfelt til 175 µg N/L, tilsier det en nesten fullstendig mangel på selvrensingsevne i vannet. Begge deler er sannsynlig.

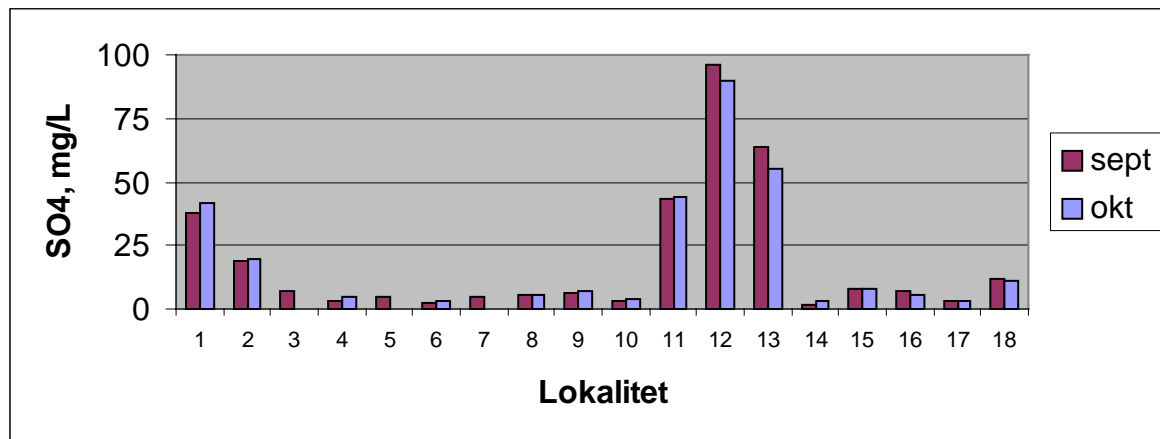
For de andre lokalitetene var det variasjoner i fosfor- og nitrogenkonsentrasjoner innenfor det en kan forvente i næringsfattige områder som er preget av sur nedbørtilførsler (av nitrat) og noe lokal påvirkning fra menneskelige aktiviteter.

3.2 Forskjeller i vannkvalitet som kan tilskrives sulfidholdig berggrunn

Sulfider i berggrunnen kan føre til kraftig påvirkning av vannkjemien ved utspregning. Det er vist i tidligere undersøkelser fra dette området og er omtalt innledningsvis. I denne undersøkelsen har vi tatt med lokaliteter i antatte referanseområder (uten sulfid), urørte sulfidområder og i områder med utsprengt sulfid (**Tabell 1**). Lokaliteter som har sulfatkonsentrasjoner over 3-4 mg/L må betraktes som påvirket av andre sulfatkilder enn "normal" berggrunn og sur nedbør. I **Figur 5** er alle målte konsentrasjoner vist.

De som hadde under 4 mg SO₄/L var:

- Urdevatns innløp (4)
- Bjellandsdalsbekken (6)
- Bjørkestølbekken (10)
- Stordalsbekken oppe (14)
- Kaldvullelva (17)



Figur 5. Sulfatkonsentrasjoner i alle lokaliteter.

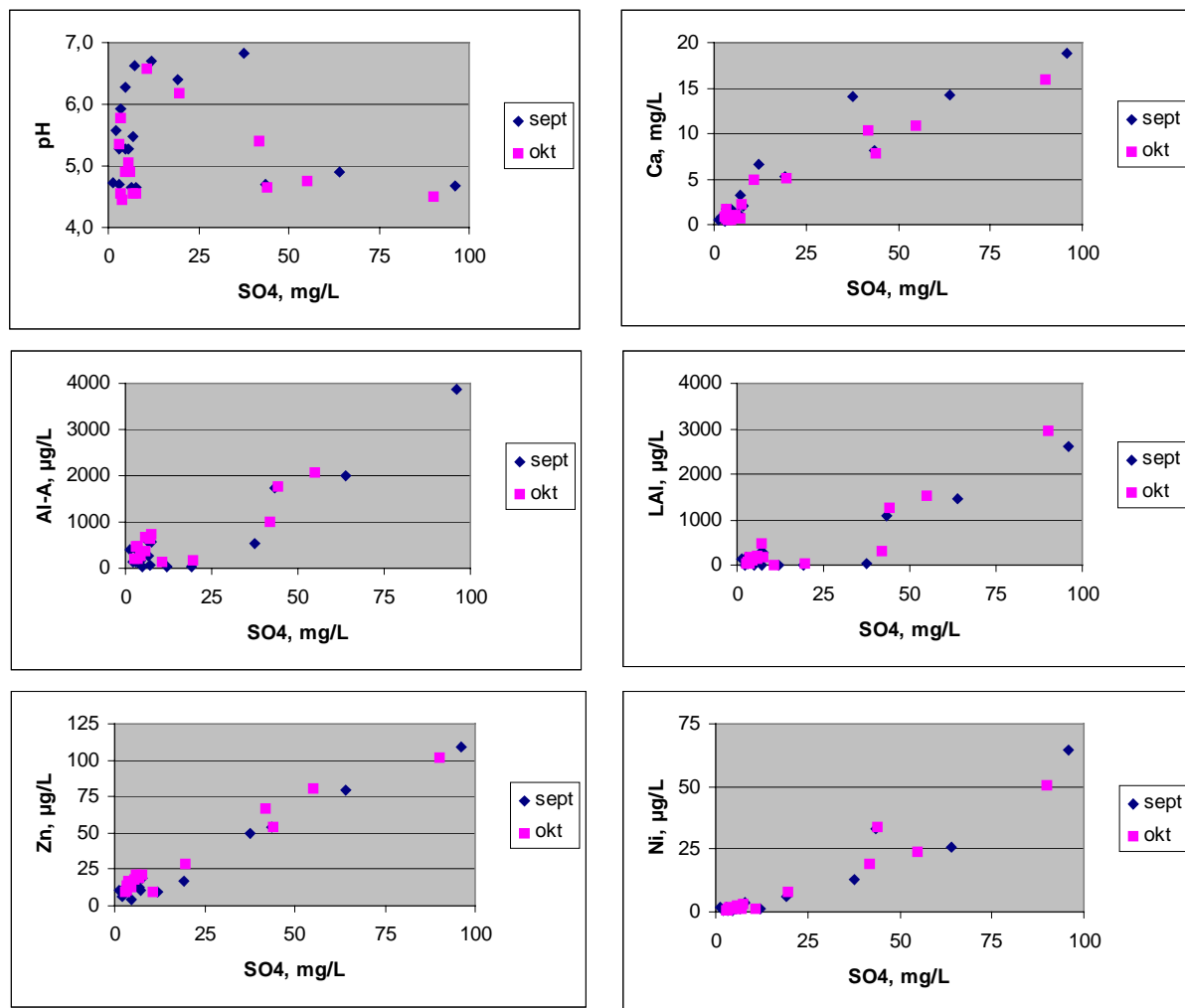
Urdevatns innløp (4) var i grenseland ved at konsentrasjonen i oktober var 4,5 mg/L. Det er verdt å merke seg at også lokaliteter som ligger svært nær områdets største punktutslipp av svovel til luft, den elektrometallurgiske bedriften Norton i Lillesand, hadde lave sulfatkonsentrasjoner. Dette gjelder Bjørkestølbekken (lok. 10; 2,8 og 3,7 mg/L) og Stordalsbekken oppe (lok. 14; 1,4 og 3,3 mg/L), mens Borkedalsbekken (lok. 9; kun 500 m SV for Norton) hadde sulfatkonsentrasjoner på 7 mg/L. Det viser at utslipp fra Norton, som antas hovedsakelig å påvirke lokaliteter i NØ retning pga dominerende vindretning, ikke kan forklare de store avvikene fra det vi antar er generell bakgrunnskonsentrasjon i området.

Undersøkelsen indikerer at 13 av 18 lokaliteter var påvirket av sulfidholdig berggrunn eller andre svovelkilder i selve nedbørfeltet. Overgangen mellom upåvirket og påvirket var ikke tydelig. Dette framkommer ved at 5 lokaliteter hadde sulfatkonsentrasjoner mellom 4 og 7 mg/L, 4 lokaliteter hadde fra 7-12 mg/L, mens 5 lokaliteter hadde sulfatkonsentrasjoner > 19 mg/L. Mye av variasjonene vil selvsagt være avhengig av størrelsen på arealet med sulfider i nedbørfeltet i forhold til nedbørfeltets totale areal, samt hvor eksponert sulfidene er. Grastjenn (2) og Langedalstjenn (11), samt innløpsbekkene til disse innsjøene, hadde i særklasse de høyeste sulfatkonsentrasjonene (opp mot 100 mg/L). Det viser at påvirkning fra utsprengte, sulfidholdige masser medfører en betydelig høyere sulfidoksidasjon enn om bergartene ligger urørt, slik tilfellet er for de andre lokalitetene.

Siden vi ikke har oversikt over hvor stort innslaget av sulfider er på arealbasis, har vi ikke muligheter til å beregne en arealspesifikk svovelavrenning fra disse kildene.

Lokaliteter med sulfidholdig berggrunn, som i dette datasettet er representert ved forhøyede sulfatkonsentrasjoner, hadde forhøyede konsentrasjoner av en rekke forbindelser. Dette er illustrert i **Figur 6** for et utvalg komponenter.

Det må alltid være en ladningsbalanse i vann. Dette betyr at summen av negative ioner i vann alltid må være lik summen av positive ioner. Sulfidoksidasjon medfører svovelsyreproduksjon, og svovelsyren (H_2SO_4) vil foreligge som syreioner (H^+ -ioner) og sulfationer (SO_4^{2-} -ioner). H^+ -ionene vil kunne nøytraliseres ved at de løser opp bergarter slik at kalsium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}) og aluminium kommer ut i vannfasen. I tillegg kan H^+ ionene bytte ut andre positive ioner som sitter på overflater av leirpartikler og organisk stoff. Dette vil også primært være Ca, Mg og Al. I de områder hvor sulfat er det dominerende negative ionet, vil det derfor være en god sammenheng mellom SO_4 og positivt ladete komponenter som Ca, Mg, Al og eventuelt andre positivt ladete metaller som Zn og Ni, se **Figur 6**.



Figur 6. Sammenheng mellom sulfat og enkelte andre komponenter (pH, Ca, Al-A, LAI, Zn og Ni) i vann i de undersøkte lokalitetene. Begge prøvetakingsdatoer fra høsten 2001 inngår.

Statistisk analyse viser at variasjonen i sulfat forklarer omlag 90 % av variasjonen av både kalsium og magnesium og omlag 85 % av variasjonen av aluminium (**Tabell 2**). At laddningsbalansen i stor grad opprettholdes av disse ionene ble også vist av Hindar og Lydersen (1994). Frigjøringen av dem utgjør derfor det vesentlige av den nøytraliseringen som skjer av det sure vannet. pH i flere av lokalitetene var imidlertid 4.5-4.7, så denne buffervirkningen kan ikke hindre at vannet blir forsuret, se seinere i dette kapitlet. Fluorid kan danne komplekser med aluminium og variasjonen i F er også godt forklart av sulfat ($r=0.93$).

Den positive korrelasjonen mellom sulfat og de fleste andre ioner og mange metaller vil si at høye konsentrasjoner av sulfat gir høye konsentrasjoner av disse stoffene. Siden Vegdirektoratet med XRF-analyse ikke har funnet særlig høyere metallkonsentrasjoner i sulfidgneis med forvitningsmateriale enn i andre vanlige bergarter i området (Hagelia, pers. medd.), er det sannsynligvis den raske forvitringen av sulfidgneis som fører til forhøyede metallkonsentrasjoner i avrenningsvannet.

Det som også kommer fram (**Tabell 2**) er at klorid er godt korrelert med sulfat ($r = 0.84$). Vanligvis betraktes sjøvann og innblanding av sjøvann i nedbøren som eneste kilde for klorid i innsjøer og vassdrag. Spesiell geologi kan selvsagt også bidra, men i områder med hovedsakelig grunnfjell er dette

lite sannsynlig. Klorid er negativt ladet i vann, på samme måte som sulfat, og må derfor også balanseres av positivt ladde ioner. Kilden til klorid i disse områdene er sannsynligvis salter i marin leire. Både i Grasvatn- og Langedalstjennområdet er det påvist marin leire. Årsaken til at klorid trekkes ut kan imidlertid vanskelig forklares ved at sulfat er drivkraften siden begge er negativt ladet. Men det kan tenkes at kloridutløsning kan være assosiert til de oppløsningsprosesser i jorda som gir buffervirkningen, f.eks. at strukturen i marin leire brytes og at klorid lekker ut i bekkevannet. Dette forklarer også at klorid mer enn balanseres av natrium (se også **Tabell 3**).

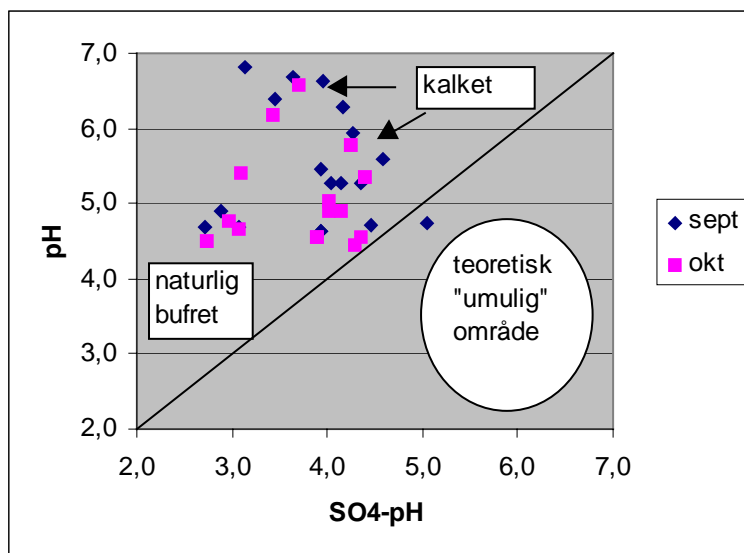
Tabell 2. Korrelasjoner mellom pH, sulfat og/eller TOC og ulike stoffer og metaller i de undersøkte lokalitetene. Verdier for r er notert kun i de tilfeller nevnte variable bidrar signifikant ($p < 0.05$), ellers er notert i.s. (ikke signifikant). Blanke ruter vil si at analysen ikke er gjort. Følgende metaller inngår ikke i analysen fordi konsentrasjonene i stor grad var under deteksjonsgrensene: Be, Bi, Mo, Sb og Se.

Variabel	SO ₄	SO ₄ og TOC	pH	pH og TOC	TOC
Ca	0.95				
Mg	0.95				
Al-A	0.93	0.94	-0.48	-0.60	
RAI	0.91	i.s.	-0.50	-0.63	
LAI	0.92	i.s.	-0.45	-0.63	
Cl	0.84				
F	0.93	i.s.	i.s.	i.s.	
As	0.39	0.79	i.s.	i.s.	0.55
Cd	0.83	i.s.	-0.58	-0.73	
Co	0.94	i.s.	i.s.	-0.54	
Cr	i.s.	0.63	i.s.	i.s.	
Cu	0.90	i.s.	i.s.	i.s.	
Fe	i.s.	0.52	i.s.	0.47	
Mn	0.91	i.s.	i.s.	i.s.	
Ni	0.96	i.s.	i.s.	-0.53	
Pb	i.s.	i.s.	-0.57	i.s.	i.s.
V	i.s.	i.s.	i.s.	i.s.	0.66
Zn	0.98	0.99	i.s.	-0.47	

Det at syre nøytraliseres ved at kalsium, magnesium og aluminium løses ut fra nedbørfeltet kaller vi nedbørfeltens bufferevne mot forsuring. Stoffene bidrar til å øke pH ved at det bare er en forholdsvis liten konsentrasjon av frie H⁺-ioner igjen i vannet. Beregninger som er gjort på grunnlag av sulfatkonsentrasjonene viser at pH uten denne buffervirkningen hadde vært pH 2.7-3.0 for fem av prøvene, se **Figur 7**. Nå var laveste pH i disse fem prøvene omlag pH 4.5. Det betyr at hele 98-99 % av svovelsyren har blitt nøytralisert (bufret).

I forsuret overflatevann vil det normalt være en syrenøytraliserende evne som gjør at pH-verdien i vannet er høyere enn det konsentrasjonen av svovelsyre skulle tilsi. Tilsvarende vil pH-verdien som regel ikke være lavere enn det sulfatkonsentrasjonen skulle tilsi. Men unntak fra dette kan forekomme, bla. annet i ionefattige, svært humusrike vann. Her vil de organiske syrene kunne være helt avgjørende for vannets pH. Slike vann er ikke svært vanlige på Sørlandet og vestover (humuskonsentrasjonen er lav), men finnes mer hyppig på Østlandet og i Finland og Sverige. Presentasjonen i **Figur 7** er tatt med for å vise det forholdet som her er nevnt. Punkter som ligger innenfor det området vi har kalt teoretisk "umulig", representerer lokaliteter der pH-verdien hovedsakelig er bestemt av humussyrer. Vi har kalt det "umulig" fordi denne vannkvaliteten er så spesiell for det undersøkte området. Septemberprøven fra Stordalsbekken oppe (14) ligger innenfor dette området, mens oktoberverdiene og begge verdiene

for Bjørkestølbekken (10) ligger svært nær. Begge disse lokalitetene har relativt høye TOC-verdier samt at de er svært ionefattige. Dette betyr svært dårlig syrenøytraliserende evne, slik at humussyrene får gode muligheter til å påvirke disse lokalitetenes pH.



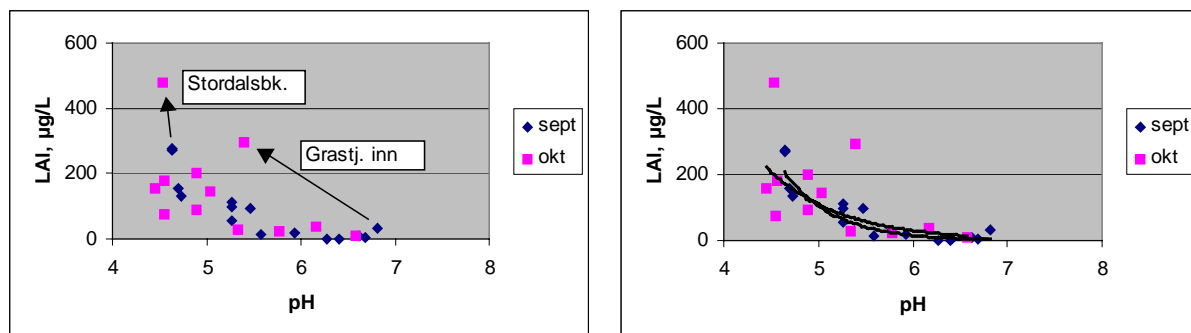
Figur 7. Sammenhengen mellom den pH-verdi vannet ville hatt på bakgrunn av målte sulfatkonsentrasjoner dersom det ikke fantes syrenøytraliserende stoffer i vannet, her kalt SO₄-pH, og målt pH. Kalkede lokaliteter befinner seg i øvre del mot venstre hjørne, mens naturlig bufrede vann befinner seg fra midten av figuren og mot venstre. Lokaliteter påvirket av eksponert sulfid ligger lengst til venstre i figuren. Se også forklaring i tekst.

En spesiell situasjon gjelder for innløpsbekken til Grastjenn og tjennet selv. I innløpsbekken var pH 6.68 og 5.40 ved de to prøvetakingene, mens Grastjennet hadde hhv. pH 6.40 og 6.17. I dette tilfellet skyldes de høye pH-verdiene at det er kjørt ut svært mye (trolig 5.000-10.000 m³) marine løsmasser i bekkesiget og at lett tilgjengelige mengder av kalsium og magnesium har ført til ytterligere bufring av vannet. "Behandlet" areal er imidlertid så lite at økt vanngjenomstrømning reduserte pH fra 6.68 i september til 5.4 i oktober i innløpet. Også i tjennet ble det registrert avtak i pH.

Normalt er det pH og TOC som kontrollerer konsentrasjonen av labilt aluminium (LAl). LAl består av en rekke enkle uorganiske Al-forbindelser som er giftige for fisk og mange andre akvatiske organismer. Ved pH < 5.5 vil LAl begynne å opptre i høye konsentrasjoner (> 50 µg Al/L), som har negative effekter på akvatiske organismer. For vann med pH < 5.5, vil normalt konsentrasjonene av LAl øke med avtakende pH. I forsurede vassdrag med pH < 5.5 vil normalt LAl-konsentrasjonene ligge på 50-300 µg Al/L. Ved høye TOC-verdier vil mye av disse uorganiske Al-formene bindes til humus. Disse ikke-labile organiske Al-formene (ILAl) har ingen kjent akutt giftvirkning på akvatiske organismer.

Selv om lokalitetene ved Grastjenn også var preget av tilførsel av marin leire, er det en god sammenheng mellom LAl og pH (**Figur 8**). Vi ser av figuren at når pH i Grastjenns innløp og i Stordalsbekken reduseres fra september til oktober øker konsentrasjonen av LAl. Selv om forholdene ved prøvetakingen var forskjellig, er forholdet mellom pH og LAl den samme (**Figur 8**, høyre).

Prøven fra Grastjenns innløp (1) i oktober viser svært høy LAI-verdi i forhold til målt pH, sammenliknet med de andre lokalitetene. Det kan være mange årsaker til dette, men det er vanskelig å komme med en spesifikk årsak basert på kun ett måletidspunkt. Sammenhengen kan være reell, men kan også være en artifakt, da denne prøven ble tatt i utløpet av et drenerør.



Figur 8. Sammenheng mellom pH og labilt Al (LAI) i alle lokaliteter med unntak av de tre Langedalslokalitetene (som hadde LAI-konsentrasjoner i området 1000-3000 µg/L ved pH 4.5-4.9). Datasettene for begge prøvetakingsdatoer høsten 2001 er vist. Venstre figur viser forskjellen i pH og LAI mellom prøvetakingen i september og prøvetakingen i oktober for to lokaliteter. Regresjonslinjene i figuren til høyre viser at det var det samme forholdet mellom pH og LAI for prøver i det viste konsentrasjonsintervallet ved begge prøvetakingstidspunkt.

Tungmetaller frigjøres (mobiliseres) i varierende grad fra berggrunn og jordsmonn. Flere av dem opptrer i økte mengder i sulfidholdige bergarter, og mobilisering av de fleste metaller øker med avtakende pH-verdi. Enkelte av metallene er sterkt bundet til organisk materiale og er derfor mindre påvirket av vannets pH, mens konsentrasjonen av andre metaller påvirkes både av vannets pH og innhold av organisk stoff (her målt som TOC). Dataene i dette prosjektet gir grunnlag for å undersøke dette nærmere.

I **Tabell 2** er det en fullstendig oversikt over hvordan metallene korrelerer med sulfat, pH og/eller TOC. Av de metallene som hadde målbare konsentrasjoner kan sulfat forklare det alt vesentlige av variasjonen i Cd, Co, Cu, Mn, Ni og Zn. Disse metallene er også svært godt korrelert innbyrdes. Dette skyldes, som nevnt tidligere, sannsynligvis rask forvitring av sulfidholdige bergarter.

For As gir sulfat et signifikant, men langt mindre bidrag til å forklare variasjonen. I kombinasjon med TOC er forklaringsgraden imidlertid på 62 %. Dette indikerer at både berggrunn og atmosfærisk tilførsel er av betydning for arsen. Variasjonen i As har tilsynelatende ingen signifikant sammenheng med pH. Om vi imidlertid tar vekk dataparet for Grastjenns innløp i september, med høy pH og samtidig høy As-konsentrasjon (1,3 µg/L), og forsøker med en eksponensialfunksjon, får vi $r=-0,72$, som er en svært god sammenheng.

For metallene Cr og Fe forklarer kombinasjonen av sulfat og TOC hhv. 39 og 27% av variasjonen.

Bly er vanligvis sterkt assosiert til organisk stoff, mens berggrunn ikke er noen vesentlig kilde. God sammenheng med TOC er tilsynelatende ikke tilfelle her. Dette skyldes at det er funnet høye konsentrasjoner i Langedalstjenn og Svarttjenn, som begge har svært lav TOC-konsentrasjon. Om disse tas vekk fra analysen, er korrelasjonen sterk ($r=0.65$). Årsaken til den spesielt høye Pb-konsentrasjonen i disse to lokalitetene er ikke kjent.

Kanskje noe overraskende forklarer pH langt mindre av variasjonen i metallene enn sulfat, men vi vet fra sulfidholdige bergarter at sammenhengen pH og sulfat ikke behøver å være spesielt god. Dette betyr bare at betydelige mengder svovelsyre er blitt nøytralisert, slik at mengden basekationer og pH blir høy. Men svovelsyren har initielt løst ut metaller som det tar tid å felle ut, selv om pH er høy. I tillegg kommer at Grastjennlokalitetene og også to av vannene er påvirket av kalktilførsel og dermed har forholdsvis høy pH.

TOC alene forklarer hhv. 30 og 44 % av variasjonen i As og V. Vanadium er altså ikke korrelert med verken sulfat eller pH, men derimot sterkt med TOC.

At Fe, As, Cr og V er assosiert med TOC kom også fram i den store nordiske innsjøundersøkelsen av nesten 3000 innsjøer høsten 1995 (Skjelkvåle et al. 1999). For Pb, Cd, Zn og delvis også for Co var atmosfærisk tilførsel viktigste faktor i den undersøkelsen. Forhøyede konsentrasjoner av Cu og Ni skyldtes berggrunnsforhold, noe som også var med å forklare variasjonen i As, Co, Cr og V. Hovedkonklusjonen, basert på dette store nordiske materialet, var at både TOC og atmosfærisk tilførsel forklarte mer av variasjonen i tungmetallkonsentrasjon enn berggrunn og løsmasser.

I forhold til hele den nordiske undersøkelsen lå metallkonsentrasjonene i det foreliggende materialet høyt, men om en sammenlikner med den geografiske fordelingen (høyere konsentrasjoner på Sørlandet), faller de i hovedsak fint på plass for alle metallene. Unntak fra dette er de lokalitetene som har forhøyede sulfatkonsentrasjoner.

En videre analyse av det foreliggende materiale kan trolig kaste mer lys over den relative betydningen av de ulike metallkildene.

3.3 Sammenlikning med tidligere vannkjemiske undersøkelser i området

Vannkjemiske undersøkelser er tidligere utført i Langedalstjenn med tilløpsbekk og det finnes også spredte data fra Grastjenn. Siden datagrunnlaget er godt for Langedalstjenn og svært sparsomt for Grastjenn velger vi her å legge vekt på de endringer som har skjedd i Langedalstjenn. Kunnskap om dette vil gi kunnskap om konsekvenser ved nye utsprenninger.

3.3.1 Langedalstjenn i Lillesand

Utsprengningsarbeider i sulfidholdig berggrunn i forbindelse med etablering av næringsvirksomhet i perioden 1983-1990 førte til kraftig økning i sulfatkonsentrasjon og redusert pH. Dette medførte at konsentrasjonene av en rekke stoffer økte til dels betydelig i Langedalstjenn med innløpsbekk. Dette er beskrevet av Hindar m. fl. (1992) og av Hindar og Lydersen (1994).

I perioden etter har Lillesand kommune etablert et 27 da stort boligfelt mellom E18 og Langedalstjenn (Tingsakerlia), og ytterligere ett er planlagt (del av Tingsakermoen). Enkel bedømmelse ved befaring kan tyde på at Tingsakerliafeltet er sprengt ut i sulfidholdig berggrunn. Det bekreftes av en rapport fra geolog Harald Breivik som Lillesand kommune har stilt til disposisjon. Rapporten er basert på en befaring med uttak av prøver til nærmere bedømmelse i november 1998, mens utsprenningsarbeidene ble påbegynt tidligere på året. Det er ikke kjent om det er gjennomført avbøtende tiltak i forbindelse med utsprenningsarbeidet, men det er brakt på det rene at reguleringsplanen for Tingsakerliafeltet ikke inneholder bestemmelser om geologiske undersøkelser eller tiltak. Utbyggingen har sannsynligvis bidratt til å øke sulfatavrenningen til Langedalstjenn, men det er ikke mulig å kvantifisere dette uten nærmere undersøkelser.

For å se om det har skjedd en endring i de ti årene som har gått fra prøvetakingen i 1991 og fram til høsten 2001 er det gjort en sammenlikning av viktige stoffer på ladningsbasis. **Tabell 3** viser at det har

skjedd en halvering av sulfatkonsentrasjonen i Langedalstjenn på 10 år. Omlag samme tendens finner en i bekkevannet, men prøvematerialet er svært sparsomt gjennom denne 10-års perioden. Endringen i innsjøen er imidlertid reell og er i overensstemmelse med data fra Nova Scotia, hvor man opererer med effekter på avrenningsvann i 20-50 år eller mer etter oksidasjon av sulfidholdige bergarter (Nova Scotia Dpt. Environm. og Environm. Canada 1991).

Hvis det er tilført sulfat fra det nye boligfeltet, vil det si at endringen i utlekking i realiteten kan ha gått noe raskere enn verdiene for Langedalstjenn tilsier.

Parallelt med endringen i sulfat, har det skjedd en tilsvarende reduksjon i kalsium og magnesium, men reduksjonen har vært noe mindre og bidratt til økning i pH. Total sett har altså nedgangen i sulfat resultert i en viss økning i pH, både i bekk og innsjø, men det mest interessante er den betydelige nedgangen i konsentrasjonen av aluminium som har funnet sted. I Langedalstjennet har aluminium blitt redusert fra 780 til 139 $\mu\text{ekv/L}$ (120 $\mu\text{ekv/L}$ i september) fra 1991 til 2001. Al-konsentrasjonen er i dag 20 % av hva den var i 1991.

Det betyr at aluminium responderer annerledes på endring i sulfat enn kalsium og magnesium. Mens Al i 2001 utgjorde 10% av de positivt ladete ionene, var bidraget hele 30% i 1991. Det kan tolkes slik at store mengder aluminium først mobiliseres når lettere mobiliserbare ioner ikke i tilstrekkelig grad klarer å bidra til avsyring. Den kraftige reduksjonen i bekkevannet gir et enda klarere bilde av dette. At det først og fremst er kalsium og magnesium som frigjøres i forbindelse med slike bufferreaksjoner viste også forsøk med surgjøring av elvegrus fra kalkede elver (Hindar og Lydersen 1995).

Tabell 3. Sammenlikning av viktige ioner i Langedalstjenn ved prøvetaking i 1986, 1991 (data fra Hindar og Lydersen 1994) og 2001. Alle data er oppgitt i $\mu\text{ekv/L}$ for direkte sammenlikning av laddningsbidragene. Fra foreliggende undersøkelse har vi kun presentert innsjødata for oktober 2001 og nederste vannkjemiske stasjon i innløpsbekk. Bidrag fra organiske anioner er ikke tatt med fordi konsentrasjonene er svært lave.

Variabel	innsjø- 1985	innsjø- 1991	innsjø- 2001	bekk- 1991	bekk- sept-2001	bekk- okt 2001
H ⁺	3	40	22	100	21	32
Ca ²⁺	200	660	393	1410	938	793
Mg ²⁺	120	480	289	1330	582	536
Na ⁺	342 ^a	610	505	960	770	566
K ⁺	76 ^b	54	42	90	82	59
Al ³⁺	12	780	139	2050	291	326
Fe ³⁺	2	8	5	66	47	45
SO ₄ ²⁻	330	1730	916	4830	1999	1874
Cl ⁻	400	510	522	760	632	463
NO ₃ ⁻	25	41	19	66	41	41
Sum kationer	755	2632	1395	6006	2731	2357
Sum anioner	755	2281	1457	5656	2672	2378

a Ikke analysert, men beregnet etter ekvivalentforholdet mellom Cl og Na i sjøvann (Na=Cl*0,856)

b Ikke analysert, men beregnet som sum kationer minus sum anioner (for høy hvis Na er underestimert, dvs, hvis det er kilder til Na i nedbørfeltet).

Om en skulle driste seg til å si noe om den videre utvikling, kan en kanskje tenke seg en ny halvering av sulfatkonsentrasjonen i løpet av de neste ti år. Det vil si at det fortsatt vil være omlag 500 $\mu\text{ekv/L}$

som skal balanseres av positivt ladete ioner. Hvis konsentrasjonen av H^+ også er blitt halvert, vil pH være omlag 5,0 i 2010. Dette vil i såfall også påvirke konsentrasjonen av Al, men om nedgangen i Al blir stor nok til at fisk igjen kan leve der i 2010 er svært usikkert. Ved pH 5,0 kan en stor andel av Al fortsatt være på en giftig form og hvis konsentrasjonen bare halveres, vil vannet fortsatt være giftig for fisk. Hvis reduksjonen i Al fortsatt skjer mye raskere enn for de andre ionene, vil hastighetene i de vannkjemiske forbedringene også være raskere. Ytterligere utspregning uten mottiltak vil selvsagt påvirke dette bildet.

Av de metallene som er målt både i 1991 og 2001 er det skjedd reduksjoner i hht. **Tabell 4**. Cr er tilsynelatende ikke endret, men viser da heller ingen korrelasjon mot sulfat eller pH i dette datamaterialet. Det samme gjelder til en viss grad Fe. Cu, Ni og Zn, som alle var sterkt assosiert til variasjonen i sulfat, viser de klareste endringer mot lavere verdier, mens reduksjonen i Pb er svakere. Pb var da heller ikke så sterkt assosiert til sulfat.

Tabell 4. Metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i Langedalstjenn i perioden 1984-1986, 1989-1992 og i 2001.

Metall	innsjø 1984-1986	innsjø 1989-1992	innsjø 2001
Cd	<0.2	0.75	0.25
Cr	-	<0.5	0.43
Cu	<5	12	5
Fe	30	105	98
Ni	-	100	33.8
Pb	<2	3.5	2.8
Zn	20	130	54

For å illustrere metallnivåene har vi sammenliknet konsentrasjonene med metallnormer for drikkevann, som er gjengitt i Drikkevannsforskriften fra Sosial- og helsedepartementet i 2001. Det var fortsatt overskridelser av anbefalte grenseverdier for Ni, Fe og Mn i 2001. For antimon (Sb) ble det målt $9 \mu\text{g/L}$, høyere enn grenseverdien, i innløpet til Langedalstjenn nord for E18 (lok. 13), mens prøven fra stasjonen sør for E18 (lok. 12) kun viste $< 0.2 \mu\text{g Sb/L}$. For seks av metallene (Be, Bi, Co, Mo, V og Zn) finnes det ikke grenseverdier for drikkevann.

3.3.2 Grastjenn i Kristiansand

Etableringen av travpark og Sørlandshallen er beskrevet slik av Kaste et al. (1995):

”Sørlandets Travpark kom i drift i 1989, mens Sørlandshallen ble bygd i 1993/94. Travparken dekker tilsammen et areal på 17 ha, hvorav selve travbanen utgjør 8,4 ha, stallområdet 3,9 og parkeringsplass/tribune 5 ha. Det er antatt at 3,9 ha fra parkeringsplassen / tribuneområdet drenerer via steingrøft langs E18 til Grasvatn. Stallområdet, samt 5,5 ha av selve travbanen antas å drenere til Grastjønn. De øvrige 1,1 ha fra parkeringsplassen / tribuneområdet og 2,9 ha av selve travbanen antas å drenere til Åna-vassdraget. Det er antatt at all avrenning fra området ved Sørlandshallen (2,5 ha) drenerer til Åna-vassdraget, hovedsakelig gjennom Iglestjønn. Størstedelen av området rundt Travparken/Sørlandshallen er nå tildekket/asfaltert, men det ligger fortsatt utildekte steinfyllinger rundt deler av området.”

Grastjenn ved Travparken i Kristiansand hadde i oktober 1993 og i juni 1995 pH-verdier på hhv. 4.4 og 4.3 (Kaste et al. 1995). Konsentrasjonen av total aluminium i 1993 var $3400 \mu\text{g/L}$. Innløpet fra stallområdet hadde pH omkring 6.0, men noe forhøyet Al-konsentrasjon ($700 \mu\text{g total Al/L}$) i oktober 1993. På det samme tidspunktet ble det målt pH 4.8-4.9, samt 1600 og $2000 \mu\text{g/L}$ total Al i innløpet til Grastjenn fra øst. En sulfatkonsentrasjon på 16.7 mg/L i dette tilløpet ble også målt.

Disse målingene viser at Grastjenn på det tidspunktet var sterkt påvirket av tilrenning fra sulfidholdig berggrunn. Dette ble i samme rapport dokumentert ved detaljert geologisk kartlegging i Travpark-Sørlandshallområdet. Konklusjonen var:

”Det er påviselig svovelkis tilstede i flere tynne lag innenfor en ca. 75 m bred sone, som strekker seg langs det undersøkte feltet ved Travparken og Sørlandshallen. Ikke ubetydelige deler av denne er sprengt ut og fordelt i området som fyllmasse. Kislagene forvitrer og danner rust og sulfatmineraler, som igjen er en forurensningskilde. Antakelig drenerer størsteparten av de rustne bergmassene mot Grastjønn / Grasvannet og Topdalselva. Sannsynligvis fortsetter rustsonen mange kilometer nord og syd for det kartlagte området.”

Den spesielle vannkvaliteten i Grastjenn ble imidlertid påvist allerede ved målinger i 1988 og 1989 (Hindar 1990). Da ble det ved flere anledninger målt pH-verdier på 4.1.4.2 i vertikalsekserier i vannet. En spesielt stor algeoppblomstring i vannet ble registrert i april 1989, i en periode da vannet ikke var islagt. Det ble målt 44.7 µg/L klorofyll *a*, noe som helt klart er et resultat av kraftig tilførsel av næringsstoffer.

Målingene i Grastjenn viser at vannet var sterkt surt, men at pH-verdiene trolig hadde økt fra 1988/1989 og fram til ny prøvetaking i årene 1993 og 1995. Denne endringen har åpenbart skutt fart etter påfylling av leirholdig materiale og pH-verdiene i 2001 var 6.17 og 6.40. Hvis den Al-konsentrasjonen som ble målt i oktober 1993 var representativ for vannet, noe det er grunn til å tro, betyr det en dramatisk reduksjon på åtte år; fra 3500 til 170 µg/L total aluminium.

Om en sammenlikner den påviste endringen i Grastjenn med situasjonen i Langedalstjenn, har endringen helt klart sammenheng med den avsyring som har funnet sted etter massepåfyllingen i det ene tilløpet til Grastjenn.

4. Konklusjon og anbefalinger

Resultatene fra denne undersøkelsen bekrefter tidligere funn og konklusjoner om uønskede vannkjemiske effekter av å eksponere sulfidholdig berggrunn til luft. De retningslinjer som myndighetene i Nova Scotia, Canada, har utarbeidet peker på at en bør være svært varsom med utspregninger i slike lokaliteter av hensyn til vannmiljøet. Det betyr at en også i Norge i størst mulig grad bør forsøke å unngå utspregninger i slik berggrunn.

Sprengstein bør i utgangspunktet betraktes som problemavfall i forhold til forurensning av vassdrag. Tiltak bør iverksettes for å minimalisere oksidasjon av sulfider til svovelsyre og hindre kontakt med avrenningsvann. Ulike avbøtende tiltak kan hver for seg eller i kombinasjon trolig hindre uheldige effekter på vannmiljøet. Håndtering bør imidlertid vurderes i forhold til resipient, og en kan tenke seg alt fra omfattende til minimal innsats. Avrenningsvann fra utspregte områder og sprengsteindeponier bør overvåkes vannkjemisk hvis en er usikker på om forurensningen kan ha biologiske effekter.

Det er avdekket klart forhøyede sulfatkonsentrasjoner i avrenningsvannet også i områder der den sulfidholdige berggrunnen i det alt vesentlige ikke er eksponert ved utspregning. Dette er normalt, men ytterligere eksponering av disse sulfidene vil kunne medføre problemer.

Eksponering av sulfidberggrunn medfører økte konsentrasjoner av stoffer som har buffervirkning, dvs. stoffer som medfører at pH ikke blir så lav som sulfatkonsentrasjonen alene skulle tilsi. Dette gjelder særlig kalsium, magnesium og aluminium, som alle finnes i rikt monn i bergarter og løsmasser, og spesielt i løsmasser i lavereliggende områder (under marin grense). Økte konsentrasjoner av aluminium vil ofte medføre skader på vannlevende organismer.

Det er viktig å understreke at tilgangen på gunstige løsmasser avtar i en øst-vest gradient i dette området og at den syrenøytraliserende effekten vi har påvist ved Lillesand kanskje ikke ville gjort seg gjeldende lenger vest.

Tilførsel av leirholdig materiale ved Grastjenns innløp fra Travparken bidrar både til å avsyre svovelsyren samt til å redusere mulighetene for at oksygen kommer i kontakt med metallsulfid. Dette resulterer i høyere pH, samtidig som konsentrasjonene av labilt Al i Grastjenn nå er på et biologisk akseptabelt nivå. Dette viser at det kan nytte med tiltak mot effektene av sulfidavrenningen.

Flere metaller fantes i forhøyede konsentrasjoner der sulfatkonsentrasjonen var høy. Denne metallmobiliseringen skyldes sannsynligvis rask forvitring av sulfidmineraler. Sulfidmineralene representerer derfor både en syre- og en metallkilde.

Sammenlikningen med tidligere undersøkelser viser i hovedsak at det har skjedd en halvering av sulfatavrenningen på 10 år. Dette er i samsvar med erfaringer fra et svært sulfidholdig område ved Halifax i Nova Scotia, der en regner med en effektperiode på minst 20-50 år. Reduksjonen i aluminium er imidlertid større enn dette generelle mønsteret. Ulike mottiltak, som både øker syrenøytraliseringen og reduserer oksygeneksponering av sulfidene, vil kunne framskynde vannkvalitetsforbedringer ytterligere.

5. Referanser

EPS 1976. A report on the causes of fish kills in the Shubenacadie River at Enfield, N.S. Environmental Protection Service, Atlantic Region. 13 s.

Hindar, A. 1990. Forurensningssituasjonen i vassdrag ved Fritidsparken/Travparken, Kristiansand i 1988-89. NIVA-rapport 2366. 31 s.

Hindar, A. og Lydersen, E. 1994. Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, and Soil Pollut.* 77: 17-25.

Hindar, A. og Lydersen, E. 1995. Er utfelt/sedimentert aluminium etter vassdragskalking et mulig miljøproblem? Rapport O-92149, NIVA. 22 s.

Hindar, A., Lydersen, E. og Kroglund, F. 1992. Ekstreme aluminiumskonsentrasjoner og lav pH i Langedalstjønnen i Lillesand kommune - årsak, virkninger og mulige tiltak. Norsk institutt for vannforskning, rapport 2793. 24 s.

Kaste, Ø., Frigstad, O.F. og Hindar, A. 1995. Undersøkelser av avrenning fra sulfidholdige bergarter rundt Travparken/Sørlandshallen i Kristiansand kommune. NIVA-rapport 3314. 33 s.

King, M. 1985. Acid drainage and the acidification of Nova Scotia waters. Environment Canada, Technical report. 38 s. + Appendiks.

Nova Scotia Dpt. Environm. og Environm. Canada 1991. Guidelines for development on slates in Nova Scotia. 6 s.

Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. og Røyseth, O. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-rapport 4039-99. 71 s.

Vedlegg A. Vannkjemiske data

NIVA 4493-2002

Lok	NAVN	Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	F mg/l	SiO2 mg/l	Al-A µg/l	RAI µg/l	ILAI µg/l	LAI µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Na mg/l
1	Grastjenn inn	06/09/01	6,82	19,10	382,4	95	805	54	7,2	17,4	37,6	0,16	10,7	518	216	183	33	14,10	5,49	5,30	9,32
2	Grastjenn ut	06/09/01	6,40	9,96	54,6	6	270	<1	3,9	12,6	19,1	0,11	1,2	45	18	17	1	5,31	2,61	3,20	6,25
3	Krogevatn	06/09/01	6,62	7,25	66	3	365	175	2,5	13,1	7,2	0,06	1,6	63	33	25	8	3,30	1,13	0,96	7,76
4	Urdevatn inn	06/09/01	5,27	3,95	5,3	2	185	27	3,9	7,3	3,2	0,04	3,3	206	142	87	55	0,76	0,55	0,18	4,97
5	Kviksvatn ut	06/09/01	6,27	5,09	25	3	330	144	2,3	9,8	4,7	0,06	1,8	48	21	19	2	1,70	0,64	0,50	6,21
6	Fjelldalbekk	06/09/01	5,58	3,22	14,2	2	250	31	5,3	6,2	2,1	0,02	1,1	135	88	73	15	0,87	0,35	0,24	4,28
7	Svarttjern	07/09/01	5,27	4,31	0	1	305	175	1,1	8,0	4,6	0,03	1,8	182	129	18	111	0,79	0,75	0,36	4,75
8	Glamslandbekk	07/09/01	5,27	4,15	6,4	2	185	48	3,3	6,4	5,4	0,05	5,0	290	202	103	99	1,03	0,57	0,55	4,61
9	Sandvadbekk	07/09/01	4,64	4,80	0	2	190	16	4,9	6,4	6,6	0,05	4,4	551	439	168	271	0,83	0,46	0,26	4,49
10	Bjørkestølbekk	07/09/01	4,70	4,56	0	3	260	8	8,2	8,2	2,8	0,04	3,7	434	334	178	156	0,38	0,55	0,17	4,97
11	Langedalstjern ut	07/09/01	4,69	17,20	0	1	355	260	0,71	17,6	43,5	0,24	3,8	1728	1157	83	1074	8,19	3,61	1,63	11,70
12	Langedalstjern inn	07/09/01	4,68	29,70	0	3	835	570	3	22,4	96,0	0,66	14,7	3864	2820	197	2623	18,80	7,08	3,20	17,70
13	Langedalstjern v/E18 inn	07/09/01	4,91	22,20	2,9	4	825	660	2,4	17,4	64,0	0,72	11,6	2016	1603	138	1465	14,20	4,35	2,60	14,90
14	Sjøbekken oppe	07/09/01	4,73	4,24	0	3	270	<1	10,6	6,9	1,4	0,04	2,2	398	341	208	133	0,56	0,44	0,16	4,80
15	Sjøbekken nede	07/09/01	4,64	8,68	0	6	295	15	8	15,7	7,8	0,11	3,6	581	455	180	275	1,98	0,96	0,39	9,66
16	Amfibekk	07/09/01	5,47	4,97	13,1	2	255	105	3,4	8,0	6,7	0,08	3,8	282	207	111	96	1,27	0,76	0,56	5,94
17	Grime elva	07/09/01	5,93	3,46	17,5	3	440	255	3,1	5,4	3,3	0,08	2,0	120	86	67	19	1,66	0,46	0,38	3,49
18	Bådestølbekk	07/09/01	6,69	9,62	84,7	1	2580	2620	0,97	9,2	12,1	0,05	7,3	35	19	15	4	6,56	2,40	2,02	5,81
1	Grastjenn inn	06/10/01	5,40	17,00	16,4	64	810	295	5,2	18,2	42,0	0,19	9,0	1012	342	49	293	10,30	4,56	3,21	8,46
2	Grastjenn ut	06/10/01	6,17	9,93	42	13	430	115	4,6	12,3	19,6	0,11	3,0	168	100	63	37	5,13	2,55	2,31	5,97
4	Urdevatn inn	06/10/01	4,89	4,37	0	1	170	20	4,4	7,5	4,5	0,04	4,1	277	203	112	91	0,56	0,54	0,38	4,75
6	Fjelldalbekk	06/10/01	5,34	3,48	6,4	2	265	67	5,9	6,2	2,8	0,02	3,1	193	140	111	29	0,88	0,40	0,39	4,06
8	Glamslandbekk	06/10/01	5,04	4,08	0	1	215	80	4,3	6,2	5,6	0,06	4,9	368	282	136	146	0,87	0,52	0,54	4,12
9	Sandvadbekk	06/10/01	4,54	4,83	0	1	240	57	6,4	6,2	7,0	0,05	5,2	636	676	196	480	0,73	0,48	0,53	4,29
10	Bjørkestølbekk	06/10/01	4,45	5,59	0	3	295	20	11,4	8,9	3,7	0,04	4,5	472	379	223	156	0,47	0,60	0,47	5,08
11	Langedalstjern ut	06/10/01	4,66	17,10	0	2	365	265	0,82	18,5	44,0	0,23	3,8	1763	1320	70	1250	7,87	3,51	1,65	11,60
12	Langedalstjern inn	06/10/01	4,50	26,90	0	4	825	575	4,1	16,4	90,0	0,59	14,4	4029	3060	120	2940	15,90	6,52	2,32	13,00
13	Langedalstjern v/E18 inn	06/10/01	4,76	18,70	0	6	765	545	4,5	14,6	55,0	0,63	10,9	2067	1650	120	1530	10,90	3,75	1,82	11,80
14	Sjøbekken oppe	06/10/01	4,55	5,20	0	2	310	16	12,5	8,4	3,3	0,03	4,5	460	338	264	74	0,63	0,54	0,77	5,00
15	Sjøbekken nede	06/10/01	4,56	8,56	0	4	335	28	11,1	10,8	7,6	0,1	5,3	749	444	264	180	2,18	0,94	0,89	8,17
16	Amfibekk	06/10/01	4,89	5,33	0	2	640	450	5,2	8,1	5,8	0,08	4,7	670	372	172	200	1,10	0,72	0,61	5,25
17	Grime elva	06/10/01	5,78	3,49	15,3	2	485	270	4,1	5,6	3,5	0,08	2,3	187	108	86	22	1,62	0,43	0,38	3,28
18	Bådestølbekk	06/10/01	6,58	8,30	62,9	1	2020	1975	1,8	9,2	10,7	0,05	7,0	120	66	56	10	4,94	1,88	1,57	5,47
	Middel		5,29	9,37	24,7	8	520	321	4,9	10,8	19,2	0,15	5,2	747	539	119	421	4,44	1,85	1,23	7,03
	St.avvik			7,30	68,1	19	512	567	3,1	4,8	25,5	0,20	3,6	998	755	71	741	5,22	1,94	1,22	3,56
	Min		4,45	3,22	0,0	1	170	8	0,7	5,4	1,4	0,02	1,1	35	18	15	1	0,38	0,35	0,16	3,28
	Max		6,82	29,70	382,4	95	2580	2620	12,5	22,4	96,0	0,72	14,7	4029	3060	264	2940	18,80	7,08	5,30	17,70

Lok	NAVN	Dato	As µg/l	Be µg/l	Bi µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Mo µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Se µg/l	V µg/l	Zn µg/l
1	Grastjenn inn	06/09/01	1,30	0,09	<0.5	0,078	8,1	1,4	7,5	3790	406	0,12	13	0,34	<0.2	0,48	0,82	49,4
2	Grastjenn ut	06/09/01	0,35	<0.05	<0.5	0,043	0,45	0,5	2	123	25	<0.1	6	0,05	<0.2	<0.3	0,1	17
3	Krogevatn	06/09/01	0,22	<0.05	<0.5	0,046	0,19	0,6	0,95	70	13	<0.1	2,1	0,19	<0.2	<0.3	0,2	11
4	Urdevatn inn	06/09/01	0,28	<0.05	<0.5	0,073	1,2	0,5	0,52	217	46	<0.1	1,5	0,28	<0.2	<0.3	0,2	9,5
5	Kviksvatn ut	06/09/01	0,17	<0.05	<0.5	0,031	0,068	0,4	0,49	73	6,4	<0.1	0,68	0,08	<0.2	<0.3	0,2	4,5
6	Fjelldalbekk	06/09/01	0,26	<0.05	<0.5	0,037	0,036	0,3	0,51	82	15	<0.1	0,6	0,09	<0.2	<0.3	0,1	6,3
7	Svarttjern	07/09/01	0,33	<0.05	<0.5	0,15	0,31	0,4	5,4	80	13	<0.1	0,74	1,6	<0.2	<0.3	0,2	16
8	Glamslandbekk	07/09/01	0,23	<0.05	<0.5	0,15	0,93	0,4	0,68	170	65	<0.1	1,2	0,23	<0.2	<0.3	0,2	16
9	Sandvadbekk	07/09/01	0,27	0,06	<0.5	0,2	0,89	0,4	0,72	181	43	<0.1	1,4	0,7	<0.2	<0.3	0,3	17
10	Bjørkestølbekk	07/09/01	0,65	<0.05	<0.5	0,086	0,7	1,1	0,92	961	11	<0.1	1,9	0,7	<0.2	<0.3	0,6	13
11	Langedalstjern ut	07/09/01	0,36	0,21	<0.5	0,27	16	0,9	5,2	93	319	<0.5	33	2,9	<0.2	<0.3	0,29	54,5
12	Langedalstjern inn	07/09/01	0,84	1,20	<0.5	0,44	25	1,3	16	872	396	<0.5	64,5	0,82	<0.2	0,7	0,33	109
13	Langedalstjern v/E18 ir	07/09/01	0,65	0,35	1,3	0,4	10	1,1	19	183	273	1,8	26	0,57	9,1	1,2	0,3	79,8
14	Sjøbekken oppe	07/09/01	0,84	<0.05	<0.5	0,075	0,59	1	0,79	668	11	0,1	1,6	1,3	0,6	<0.3	0,7	11
15	Sjøbekken nede	07/09/01	0,72	<0.05	<0.5	0,13	1,7	0,9	0,98	716	45	<0.1	3,8	0,85	0,3	<0.3	0,5	19
16	Amfibekk	07/09/01	0,31	<0.05	<0.5	0,1	0,96	0,6	0,7	129	22	<0.1	1,7	0,2	<0.2	<0.3	0,2	13
17	Grime elva	07/09/01	0,28	0,07	<0.5	0,086	0,066	0,3	0,54	40	11	<0.1	0,7	0,35	<0.2	<0.3	0,2	11
18	Bådestølbekk	07/09/01	0,07	<0.05	<0.5	0,068	0,4	0,4	0,68	50	17	<0.1	1,1	0,03	<0.2	<0.3	0,2	10
1	Grastjenn inn	06/10/01	0,43	0,10	<0.5	0,13	10	0,7	12	1670	217	<0.1	19	0,34	<0.2	<0.3	0,5	67
2	Grastjenn ut	06/10/01	0,32	<0.05	<0.5	0,074	1,7	0,4	2,9	207	55	<0.1	7,7	0,13	<0.2	0,3	0,2	29
4	Urdevatn inn	06/10/01	0,24	0,07	<0.5	0,1	0,97	0,4	0,59	128	37	<0.1	1,5	0,37	<0.2	<0.3	<0.1	13
6	Fjelldalbekk	06/10/01	0,30	<0.05	<0.5	0,086	0,095	0,3	0,54	95	62	<0.1	0,8	0,12	<0.2	<0.3	<0.1	10
8	Glamslandbekk	06/10/01	0,23	0,07	<0.5	0,19	0,77	0,3	0,76	103	58	<0.1	1,1	0,3	<0.2	<0.3	0,1	18
9	Sandvadbekk	06/10/01	0,32	0,10	<0.5	0,24	0,79	0,3	0,84	139	50	<0.1	1,4	0,83	<0.2	<0.3	0,4	19
10	Bjørkestølbekk	06/10/01	0,57	0,05	<0.5	0,11	0,71	1	1,1	556	12	<0.1	1,7	1,2	<0.2	<0.3	0,5	17
11	Langedalstjern ut	06/10/01	0,36	0,29	<1.0	0,25	16	0,43	5,2	98	291	<0.2	33,8	2,8	<0.4	0,4	<0.2	54
12	Langedalstjern inn	06/10/01	0,57	0,84	<2.5	0,4	19	0,29	19	841	364	<0.5	50,5	0,88	<1	1,1	0,2	102
13	Langedalstjern v/E18 ir	06/10/01	0,40	0,41	<1.0	0,41	9,7	0,4	21,9	240	233	<0.2	24,2	0,39	<0.4	0,9	0,1	81
14	Sjøbekken oppe	06/10/01	0,69	0,06	<0.5	0,12	0,52	0,8	0,79	330	12	<0.1	1,4	1,5	<0.2	<0.3	0,5	14
15	Sjøbekken nede	06/10/01	0,58	0,09	<0.5	0,17	1,4	1	1,1	526	42	<0.1	3,1	1,3	<0.2	<0.3	0,5	21
16	Amfibekk	06/10/01	0,29	0,10	<0.5	0,15	1,1	0,6	0,73	80	26	<0.1	2,2	0,3	<0.2	<0.3	0,2	21
17	Grime elva	06/10/01	0,30	0,06	<0.5	0,087	0,1	0,2	0,45	64	13	<0.1	0,4	0,54	<0.2	<0.3	0,2	11
18	Bådestølbekk	06/10/01	0,08	<0.05	<0.5	0,076	0,52	0,3	0,73	79	21	<0.1	1,1	0,05	<0.2	<0.3	0,2	10
	Middel		0,42			0,153	3,969	0,60	4,01	414	98		9,4	0,68				28,9
	St.avvik		0,26			0,115	6,508	0,33	6,22	706	129		15,8	0,71				28,6
	Min		0,07	<0.05	<0.5	0,031	0,036	0,20	0,45	40	6	<0.1	0,4	0,03	<0.2	<0.3	<0.1	4,5
	Max		1,30	1,20	1,3	0,440	25,000	1,40	21,90	3790	406	1,8	64,5	2,90	9,1	1,2	0,8	109,0

Vedlegg B. Detaljkart for lokaliteter

Detaljkart over prøvetakingslokaliteter. Se **Tabell 1** for lokalitetsnavn og karakterisering. Kartene er levert av Vegkontoret i Arendal og er scannet av NIVA.

