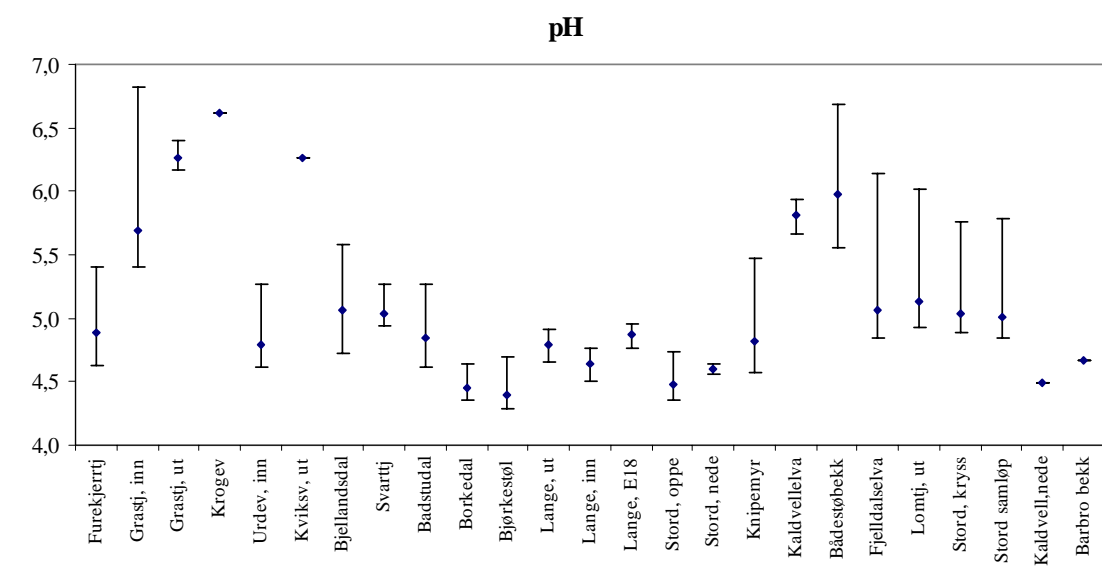




RAPPORT LNR 5065-2005

Karakterisering av vannkjemisk status i bekker og innsjøer før utbygging av E18 Grimstad-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

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Karakterisering av vannkjemisk status i bekker og innsjøer før utbygging av E 18 Grimstad-Kristiansand	Løpenr. (for bestilling) 5065-2005	Dato 18. oktober 2005
	Prosjektnr. Undernr. O-25064	Sider Pris 25
Forfatter(e) Hindar, Atle	Fagområde Samferdsel	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Vegvesen, Region Sør	Oppdragsreferanse 2003/25463-032
--	-------------------------------------

Sammendrag

Førtilstanden er kartlagt for i alt 25 bekke- og innsjølokaliteter som blir krysset av planlagt E 18 fra Grimstad til Kristiansand. Forsuring har stått i fokus fordi deler av vegstrekningen vil gå gjennom sulfidgneis, og fordi det er avdekket omfattende problemer med avrenningsvann ved utsprengning i slik berggrunn. Det har vært et mål å forsøke å skille effekten av sur nedbør fra den påvirkning ueksponert og eksponert sulfidgneis gir. Naturtilstand i kombinasjon med sur nedbør gir sulfatkonsentrasjoner på 2-4 mg/L i området, mens konsentrasjoner fra 4 mg/L og opp til 7 mg/L forekommer i områder med sulfidberggrunn. Konsentrasjoner over 7 mg/L er bare målt i områder der vi vet at det har forekommet utsprengning i sulfidberggrunnen. Nesten ingen av de undersøkte lokalitetene har god vannkvalitet med hensyn på pH ihht SFTs tilstandsklassifisering. Veldig få av lokalitetene har mindre enn 100 µg labilt aluminium/L, og de fleste kan dermed være uegnet for fisk. Selv om tilstanden etter de fleste kriterier karakteriseres som dårlig, er det grunn til å understreke at ytterligere forringelse av vannkvaliteten er uakseptabelt. Det kan forhindre naturlig bedring eller gjøre tiltak vanskelig.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vannkjemistatus	1. Water chemistry status
2. Naturtilstand	2. Reference condition
3. Forsuring	3. Acidification
4. Sulfidgneis	4. Sulphide-bearing bedrock



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjellvåle
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

**Karakterisering av vannkjemisk status i bekker og
innsjøer før utbygging av E 18 Grimstad-
Kristiansand**

Forord

Ny E 18 mellom Grimstad og Kristiansand skal legges gjennom sulfidførende gneis på store strekninger, og det er viktig å unngå forringelse av vannkvaliteten i kryssende vassdrag. Utbyggingsavdelingen i Statens Vegvesen, Region Sør inngikk derfor et samarbeid med NIVA for å karakterisere førtilstanden i de viktigste bekker og innsjøer langs denne traseen. Kontraktsbrev ble oversendt 31. januar 2005.

Prosjektet bygger på et tilsvarende karakteriseringsprosjekt i samme område i 2001, men ytterligere lokaliteter ble inkludert i dette prosjektet i samarbeid med Vegdirektoratet.

Første prøvetaking ble foretatt allerede 18. januar 2005, dvs. før kontraktsinngåelse. Årsaken til det var at et kraftig stormsenter beveget seg østover og ble antatt å føre til spesielt dårlig vannkvalitet i området på grunn av såkalte sjøsaltepisoder.

Kontaktperson hos Statens Vegvesen har vært Nils Ragnar Tvedt, som er leder for vegprosjektet, mens kontaktperson i Vegdirektoratet har vært Per Hagelia. Begge takkes for godt samarbeid.

Liv Bente Skancke har utført prøvetaking og tilrettelagt data og figurmateriale for denne rapporten.

Grimstad, 18. oktober 2005

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn og mål	7
2. Lokalteter og analyser	7
3. Resultater	10
3.1 Løst organisk stoff	10
3.2 Saltholdighet	11
3.3 Surhet	11
3.3.1 Furekjerrtjenn	15
3.4 Nitrogen og fosfor	16
4. Diskusjon	17
5. Referanser	19
Vedlegg A. Vannkjemiske data	20

Sammendrag

Førtilstanden er kartlagt for i alt 25 bekke- og innsjølokaliteter som blir krysset av planlagt E 18 fra Grimstad til Kristiansand. Forsuring har stått i fokus fordi deler av vegstrekningen vil gå gjennom sulfidgneis, og fordi det er avdekket omfattende problemer med avrenningsvann ved utsprenning i slik berggrunn.

Det har vært et mål å forsøke å skille effekten av sur nedbør fra den påvirkning ueksponert og eksponert sulfidgneis gir. Naturtilstand i kombinasjon med sur nedbør gir sulfatkonsentrasjoner i bekker og innsjøer på 2-4 mg/L i området, mens 4-7 mg/L forekommer i områder med sulfidberggrunn. Konsentrasjoner over 7 mg/L er bare målt i områder hvor vi vet at det har forekommet utsprenning i sulfidberggrunnen, slik som ved Langedalstjennet.

pH-verdier på om lag 4,5-5,0 er ikke uvanlig i bekkene, selv i lokaliteter med relativt moderate sulfatkonsentrasjoner. Dette forholdet skyldes at vannforekomstene har svært liten bufferevne mot forsuring; konsentrasjoner av kalsium mindre enn 0,5 mg/L er målt i enkelte vannforekomster. pH kan i slike tilfeller være styrt av svake organiske syrer, slik som i Bjørkestølbekken, der TOC-konsentrasjonen var nær 10 mg/L. Eksempelet viser at deler av området er langt mer sårbart for økt syretilførsel enn for eksempel Langedalstjennet, som har marine løsavsetninger i nedbørfeltet.

I Langedalstjennet var sulfatkonsentrasjonen redusert med 25 % fra 2001 til 2005 og konsentrasjonen av løst aluminium halvert i samme periode. Fordi konsentrasjonen av kalsium og magnesium var nesten på samme nivå som fire år tidligere, var bufferevnen opprettholdt, og pH hadde økt fra 4,6-4,7 til 4,8-4,9.

I Furekjertjenn, der NIVA har en dataserie fra perioden 1986-2001, kan det se ut til at forholdsvis moderate grave- og sprengningsarbeider i sulfidområder midt på 1990-tallet har resultert i sulfatkonsentrasjoner opp mot 15 mg/L. I perioden 2000-2005 ble det målt 6-7 mg/L, som kan være et mer naturlig nivå i dette vannet.

De laveste pH-verdiene var nede i om lag 4,3 etter sjøsaltepisoder under stormene i januar 2005. pH-verdiene var imidlertid lave i noen av disse lokalitetene i 2001 også, og forverringen tilsvarer endringer fra for eksempel pH 4,45 til 4,3 eller fra 5,0 til 4,6. Samtidig økte konsentrasjonen av labilt aluminium til det doblete av verdiene fra 2001.

Nesten ingen lokaliteter har god vannkvalitet basert på pH i henhold til SFTs tilstandsklassifisering eller om vi setter en grense for akseptabel vannkvalitet for fisk ved 100 µg labilt Al/L.

Den variasjonen i vannkjemi som er registrert ved undersøkelsene i 2001 og 2005 og for enkelte lokaliteters vedkommende også før 2001 gir et bilde av førtilstanden. Selv om sjøsaltepisoden ga ekstreme vannkvaliteter for området, viser stormene "Gudrun" og "Inga" hvordan kombinasjonen av naturlige forhold og generelt dårlig vannkvalitet i perioder kan gjøre forholdene enda dårligere.

Førtilstanden i mange av disse lokalitetene inkluderer effekter av sur nedbør og ulike grader av påvirkning fra sulfidgneis i berggrunnen. Selv om tilstanden etter de fleste kriterier karakteriseres som dårlig uten kalkingstiltak, er det grunn til å understreke at ytterligere forringelse av vannkvaliteten er uakseptabelt. Det kan forhindre naturlig bedring eller gjøre tiltak vanskelig.

Summary

Title: Characterization of water chemistry status of streams and lakes prior to road-construction in the area Grimstad-Kristiansand

Year: 2005

Author: Atle Hindar

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4769-6

Water quality status has been monitored for 25 streams and lakes prior to the onset of road-construction between the cities Grimstad and Kristiansand in southern Norway. As the road will go through areas of sulphide-bearing bedrock and due to the severe water quality effects that have been associated with blasting of such bedrock, focus has been on acidification in this study.

The main aim was to try to separate the effects of acid deposition from the effects of exposed and unexposed sulphide-bearing bedrock. A major sea-salt episode in the winter of 2005 was also documented as part of the project, and the effects separated.

Background conditions in combination with acid deposition result in sulphate concentrations in the range 2-4 mg SO₄²⁻/L, whereas concentrations from 4 mg/L and up to 7 mg/L are typical for sulphide-rich areas. Concentrations above 7 mg/L have only been measured in localities which have been affected by blasting of harmful bedrock, as in Lake Langedalstjenn.

pH of 4.5-5.0 is not unusual for the area, also in localities with relatively moderate concentrations of sulphate. This combination is due to low buffering capacity, indicated by calcium concentrations down to below 0.5 mg/L. pH may be controlled by weak organic acids of about 10 mg TOC/L under such conditions. Part of the area is therefore extremely sensitive to further acidification.

pH was down to 4.3 during the sea-salt episode in 2005 in some locations. Here, pH was also low in 2001, and the sea-salt effect on pH was estimated at 15 µeq/L. At the same time, inorganic aluminium concentrations doubled, thus decreasing the water quality even further.

In Lake Langedalstjenn, which has suffered from blasting of harmful bedrock for 20 years, sulphate concentrations were reduced by 25 % from 2001 until 2005 and the concentrations of inorganic Al by 50 %. Calcium and magnesium were almost at the same level as in 2001, thus pH had increased from 4.6-4.7 up to 4.8-4.9.

In Lake Furekjerstjenn, which has been monitored by NIVA from 1986, moderate road-constructions in the mid-1990ies have probably resulted in elevated sulphate concentrations of about 15 mg/L, which were down to a presumed natural level of 6-7 mg/L in the periode 2000-2005.

Almost none of the streams and lakes had good water quality with respect to acidification according to national criteria for pH and in relation to a suggested toxicitylimit for fish of 100 µg inorganic Al/L.

The measured variation in water chemistry is taken as the water quality status prior to the road-construction. Even if the sea-salt episode was unusual for the area, it has been shown how the combination of extreme weatherconditions may interact with the general low water quality to make the quality even worse. Although the water quality status is poor, it should be emphasized that further deterioration is unacceptable. This will decrease the possibility of natural recovery and make it difficult with adequate countermeasures.

1. Bakgrunn og mål

Dokumentasjon av tilstanden i bekker og innsjøer før omfattende anleggsarbeider er viktig for tolkning av overvåkingsdata som samles i anleggsfasen og seinere. Dette er i tråd med EUs vannrammedirektiv, som krever at økologisk tilstand i vann og vassdrag vurderes mot referansetilstand/naturtilstand. Karakterisering er også avgjørende for krav til utslipp som stilles til både tiltakshaver og byggherre.

Men førtilstand er ikke nødvendigvis det samme som naturtilstand, og inkluderer i dette området også effekten av regional forsuringspåvirkning. Regional forsuring på grunn av langtransportert luftforurensning har avtatt kraftig i perioden 1980-2004 (SFT 2004), og gir et stadig mindre bidrag til forringelse av vannkvaliteten.

Naturtilstand vil imidlertid for enkelte lokaliteter innebære påvirkning fra ueksponert sulfidgneis (Hindar og Lydersen 2002). Det har vært et viktig mål å identifisere denne påvirkningen.

For andre lokaliteter inkluderer førtilstanden også effekten av lokale inngrep og påvirkninger. Lokale inngrep er utsprengning av sulfidgneis med ytterligere sur påvirkning (Hindar og Lydersen 1994; Langedalstjennet øst for Lillesand), jordbrukspåvirkning og eventuelt lekkasje fra kloakkanlegg. I tillegg er det dokumentert vannkvalitetspåvirkning i Glamslandsvassdraget pga utslipp fra North Cape Minerals (Kroglund m.fl. 2000).

Det har vært et mål å dokumentere disse forholdenes virkning på vannkvalitetsvariasjonen før E 18 – utbyggingen starter.

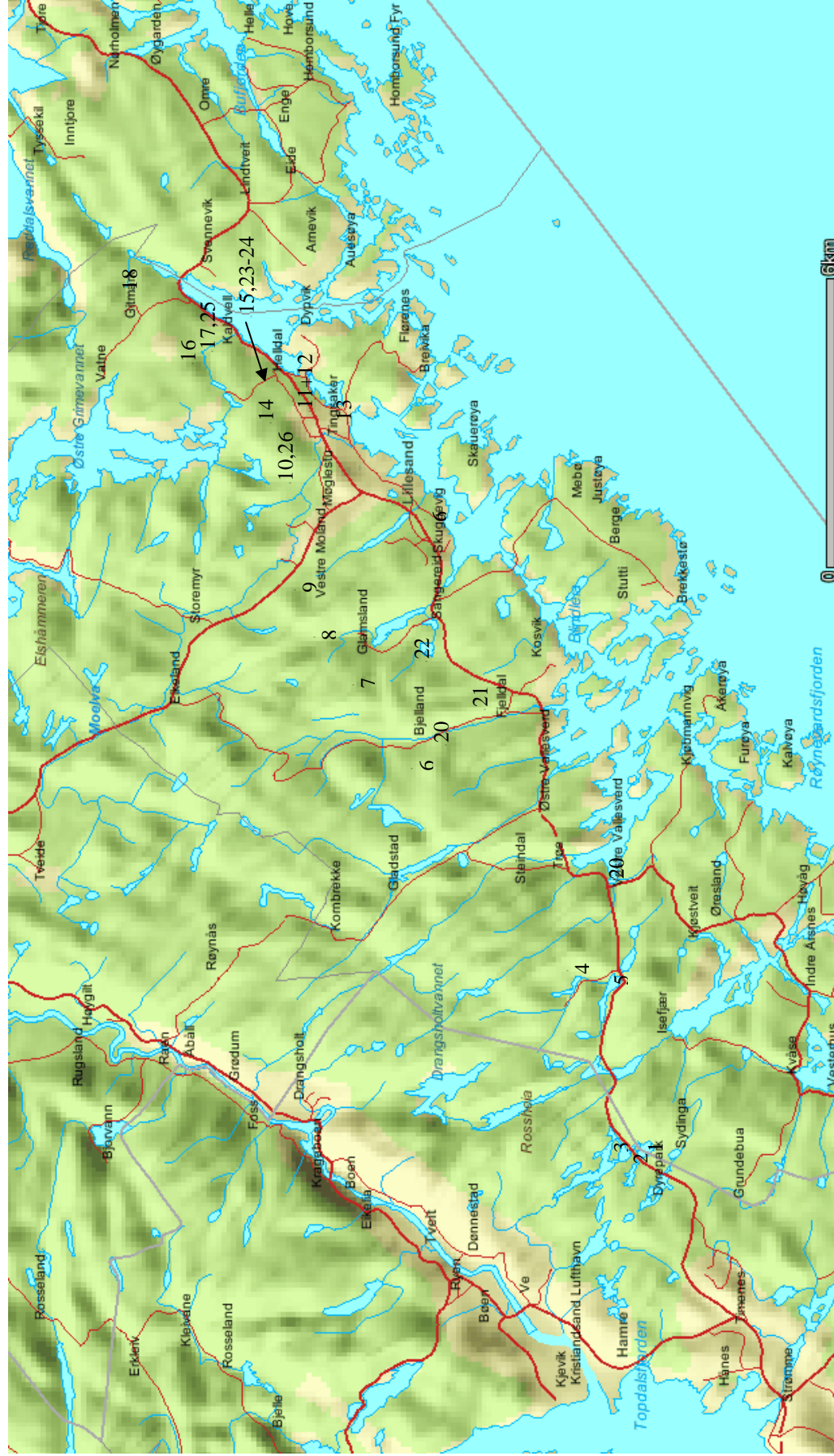
2. Lokaliteter og analyser

Alle lokalitetene ligger langs E 18 fra Grimstad til Kristiansand (**Figur 1**).

Data fra de to tidligere innsamlingene i 2001 (Hindar og Lydersen 2002) er også inkludert i denne rapporten. Langedalstjennet er undersøkt også før 2001, og er blitt et naturlig referanseområde for å se på varigheten av ”sulfid”-effekten etter utsprengninger. NIVA har også data fra Furekjerrtjenn ved planlagt tilførselsvei mot Bjelland fra Kjerlingland for perioden 1986-2001. Dette vannet er naturlig surt, og vi har derfor inkludert denne viktige dataserien.

I forhold til de to prøveseriene fra 2001 ble det i samråd med Vegdirektoratet bestemt at det skulle tas med ytterligere sju målestasjoner, lokalitet 20-26, se oversikt i **Tabell 1**. Enkelte av disse stasjonene ble opprettet i forbindelse med detaljkartlegging av geologi langs traseen. Enkelte målestasjoner i vest ble tatt ut i 2005.

Prøvetakingen i 2005 ble gjennomført 18. januar, 24. mai og 7. juli. Den første prøvetakingen skjedde umiddelbart etter flere stormer, hvorav ”Gudrun” og ”Inga” hadde størst betydning for dette området (Hindar og Enge 2005). Alle vannprøvene ble analysert ved NIVA etter akkrediterte metoder for følgende variabler: pH, alkalitet, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, nitrat, klorid, total fosfor, total nitrogen, jern, aluminiumsfraksjoner (reaktivt og ikke-labilt Al) og totalt organisk karbon (TOC). I surt vann er løst, uorganisk aluminium giftig for fisk. Denne fraksjonen, labilt Al, beregnes som differansen mellom reaktivt og ikke-labilt Al.



Figur 1. Oversikt over prøvetakingsområdet med nummererte målestasjoner, se også Tabell 1. Kartkilde: NVE Atlas.

Tabell 1. Lokalteter for prøvetaking fra vest mot øst (1-18) og med nye lokaliteter (20-26) for prøvetaking i 2005. Berggrunnskategori og kommentarer om beliggenhet, samt oversikt over prøvetaking er vist.

Lok. nr.	Lokalitet navn	Kategori	Prøvetaking				
			sep.01	okt.01	jan.05	mai.05	jul.05
1	Grasjenn innløpsbekk	eksponert sulfidgneis	x	x			
2	Grasjenn utløpsbekk	eksponert sulfidgneis	x	x			
3	Krogevatin	eksponert gneis i fylling	x				
4	Urdevatn innløpsbekk	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
5	Kviksvatn utløpsbekk	ueksponert sulfidgneis	x				
6	Bjellandsdalsbekken	granittisk gneis	x	x	x		x
7	Svartjern	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
8	Badstudalsbekken	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
9	Borkedalsbekken	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
10	Bjørkestølbekken	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
11	Langedalsjenn utløpsbekk	eksponert sulfidgneis	x	x	x		x
12	Langedalsjenn innløpsbekk	eksponert sulfidgneis	x	x	x		x
13	Langedalsjenn inn, E18	eksponert sulfidgneis	x	x	x		x
14	Stordalsbekken, oppe	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
15	Stordalsbekken, nede	eksponert sulfidgneis	x	x	x		x
16	Knipemyrbekken	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
17	Kaldvella	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
18	Bådestølbekken	ueksponert sulfidgneis	x	x	x		x
20	Fjeldalselva	liten del ueks.sulfidgn.		x	x		x
21	Lomtjenn, utløp			x	x		x
22	Furekjerrtjenn, utløp	eksponert sulfidgneis		x	x		x
23	Stordalsbekken, ved veikryss	eksponert sulfidgneis		x	x		x
24	Stordalsbekken, før E18	eksponert sulfidgneis		x	x		x
25	Tilløp Kaldvell, nede	ueksponert sulfidgneis		x	x		x
26	Barbro bekk	ueksponert sulfidgneis		x	x		x

3. Resultater

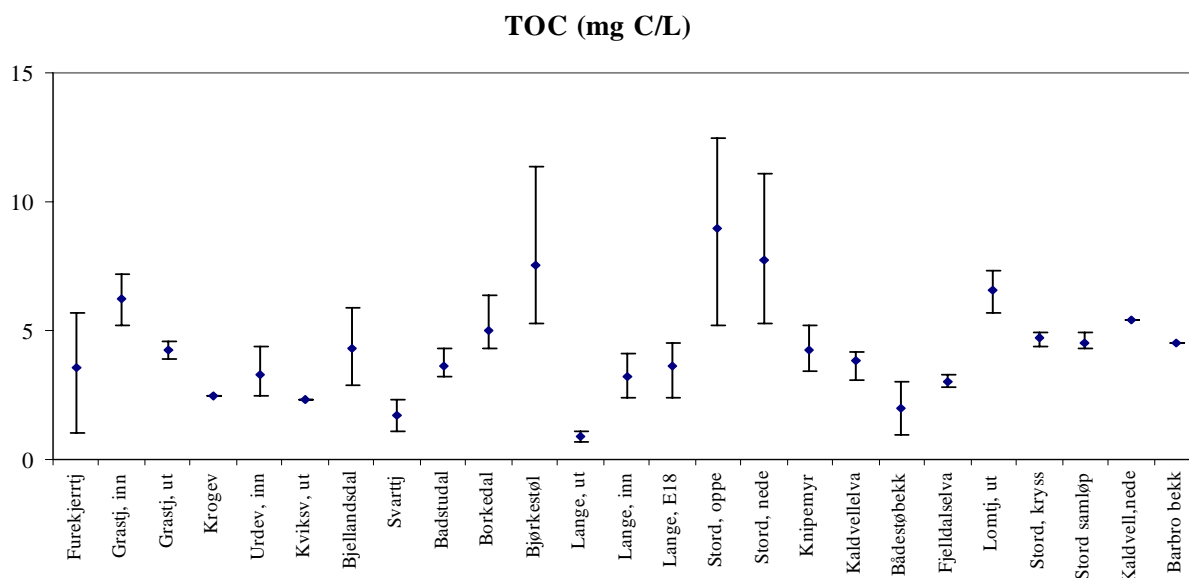
Før vi går inn på karakterisering av surhet, skal lokalitetene karakteriseres med hensyn på løst organisk stoff og saltholdighet. Det vises også til Hindar og Lydersen (2002) for omtale av disse forholdene.

3.1 Løst organisk stoff

Løst organisk stoff gir vannet farge og beskytter mot giftvirkningen til aluminium ved at aluminium bindes i organiske komplekser. Farge i vannet er stort sett et resultat av transport av humusstoffer fra myr og skogsterreng. Vi bruker analyse av total organisk karbon (TOC) som et mål på løst organisk stoff. Ved høye konsentrasjoner kan svake organiske syrer påvirke pH-nivået.

En lokalitet skiller seg klart ut, nemlig Langedalstjennet øst for Lillesand. Her er det nesten ikke løst organisk stoff i vannet. Det skyldes trolig lite produksjon i vannet på grunn av giftvirkningen av lav pH og høy aluminiumskonsentrasjon. Men det kan også være at fotooksidasjon (nedbryting vha lys) av løst organisk stoff har gode betingelser siden vannet har lang oppholdstid. Middelkonsentrasjonen av TOC er mindre enn 1 mg/L (**Figur 2**), mens den er om lag 3 mg/L i tilløpet. Svarttjern har også bemerkelsesverdig lav TOC-konsentrasjon. Årsaken her er trolig både et svært lite nedbørfelt og dermed liten humustransport inn i vannet, samt at området er skrint med lite myr og jord. Nedenforliggende Furekjerrtjenn har også hatt lave konsentrasjoner. I oktober 1989 var konsentrasjonen nær 1 mg/L, mens den ellers stort sett har ligget mellom 2 og 6 mg/L.

Lokaliteter med høy konsentrasjon av løst organisk stoff er Bjørkestølbekken, Stordalsbekken oppe og nede. Den store variasjonen i de to nevnte Stordalenlokalitetene i forhold til de to andre Stordalenlokalitetene skyldes at Stordalenlokalitetene ved vegkryss og etter samløp før kryssing av E 18 bare ble prøvetatt i 2005, da TOC-konsentrasjonene gjennomgående var svært lave. Lomtjenn, som blir liggende nedstrøms et stort massedeponi øst for Fjelldalselva, hadde TOC-konsentrasjoner på 6-7 mg/L i 2005.



Figur 2. Middelverdier (aritmetrisk; punkt) for TOC-konsentrasjoner. De vertikale linjene er avgrenset av største og laveste verdi. Antall data er maksimalt fem for alle utenom Furekjerrtjenn.

3.2 Saltholdighet

Saltholdighet kan måles ved hjelp av konsentrasjonen av klorid (Cl). Er konsentrasjonen høy betyr det vanligvis at lokaliteten er nær sjøen og mottar salter fra havet via nedbør. Hindar og Lydersen (2002) viste imidlertid at lokaliteter med høy sulfatkonsentrasjon i Lillesandsområdet også hadde spesielt høy konsentrasjon av klorid og natrium, trolig salter fra marin leire. Men årsaken er ikke klarlagt.

Saltholdigheten i prøvene fra januar 2005 var svært høy, se vedlegget bak i rapporten. Bjellandsdalsbekken, Bjørkestølbekken og Borkedalsbekken er gode eksempler. Alle lokalitetene er helt upåvirket av lokale inngrep eller arealbruk. I den første var Cl-konsentrasjonen tre ganger så stor som i 2001, mens i de to andre var det en dobling. Årsaken til denne forskjellen fra 2001 er stormene "Gudrun" og "Inga", som førte med seg store mengder sjøsalter fra havet.

Store tilførsler av natrium og klorid med nedbør, slik som i januar 2005, kan ha en svært negativ effekt på vannkvaliteten. Det skyldes at en del av natriumet blir igjen i jorda, noe som må kompenseres med at andre positivt ladde ioner kommer ut for å balansere klorid fordi ladningsbalansen må opprettholdes. I sur jord er det ikke så god tilgang på ioner som bidrar til bufferkapasiteten i vann, slik som for eksempel kalsium og magnesium. Det fører til at også H^+ og uorganisk aluminium (labilt Al; LAI) løses ut av jorda og transporteres ut til bekker og elver. pH kan bli ekstremt lav og konsentrasjonen av LAI i det sure vannet kan bli høyere enn "normalt". Normalt er satt i hermetegn fordi sammenlikningsgrunnlaget er vann som er forsuret og som allerede inneholder en del aluminium.

Resultatene fra januar 2005, men også de fra mai og juli for flere lokaliteter, viser at vannet hadde underskudd på natrium i forhold til klorid, og resultatet var som beskrevet over; lav pH og høy Al-konsentrasjon. Mer om dette under.

3.3 Surhet

De fleste av de undersøkte lokalitetene er forsuret i større eller mindre grad. Vi ser først på sulfatkonsentrasjonen, som viser den direkte påvirkningen.

Sulfatkonsentrasjonen var 2-4 mg/L i bekker som er lite påvirket av sulfidberggrunn. Disse ligger nederst i diagrammene i

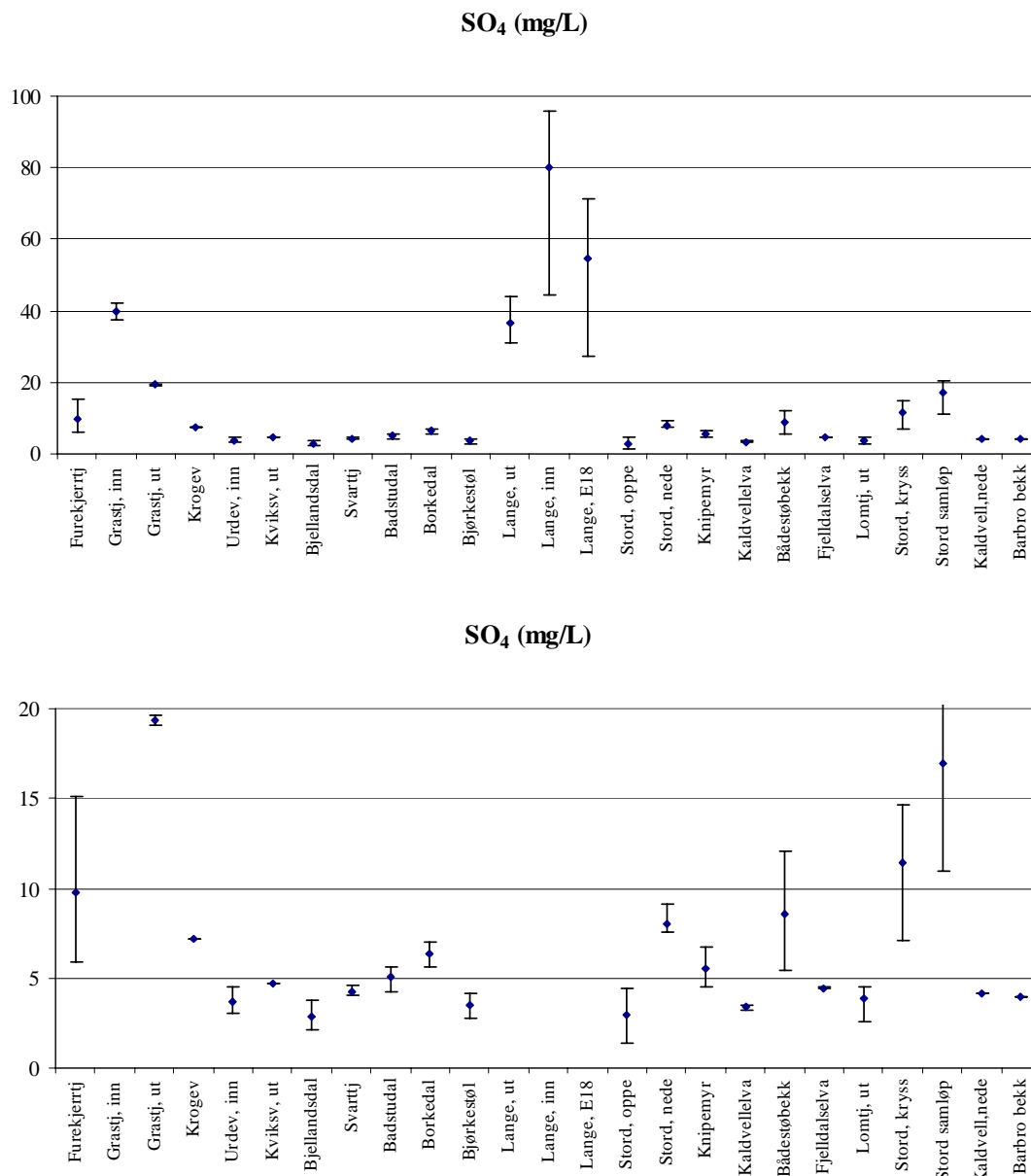
Figur 3. I Birkenesfeltet, som ligger nederst i Tovdalsvassdraget og bare 15 km fra det undersøkte området, viste data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet i regi av SFT (SFT 2004) at 90 % av de målte sulfatkonsentrasjonene var i området 2,5-4 mg/L i perioden 2002-2004. Konsentrasjonsområdet 2-4 mg/L representerer derfor en førsituasjon for lokaliteter utenfor sulfidområdet. Her er sur nedbør den dominerende kilde til sulfat.

Men sulfat kommer også sammen med sjøsalter. Marin andel av sulfat kan beregnes på grunnlag av målt kloridkonsentrasjon og forholdet mellom sulfat og klorid i sjøvann. I Kaldvasselva var bidraget på litt over 20 % ved hver prøvetaking, mens andre lokaliteter hadde større andel fordi nedbørfeltet ligger nærmere kysten.

Bekker som har sulfatkonsentrasjoner i området 4-7 mg/L, slik som Badstudalsbekken, Borkedalsbekken og Knipemyrbekken, er klart påvirket av ueksponert sulfidberggrunn, mens konsentrasjoner over 7 mg/L bare er målt der vi vet at det har vært utsprengning av sulfidberggrunn.

Stordalsbekken illustrerer denne forskjellen. I det uberørte området øverst i bekken, på innsiden av Svåbekkområdet og tidligere Agro, var middelkonsentrasjonen for sulfat 3 mg/L, mens på de tre stasjonene videre nedover økte middelverdien til hhv. 8, 11 og 17 mg/L. Det skyldes økende påvirkning fra de områdene der den sulfidholdige berggrunnen er blitt eksponert. Ueksponert

sulfidberggrunn oppstrøms øverste stasjon i Stordalen gir svært lite bidrag til målt sulfatkonsentrasjon siden konsentrasjonen er innenfor bakgrunnsnivået på 2-4 mg/L.

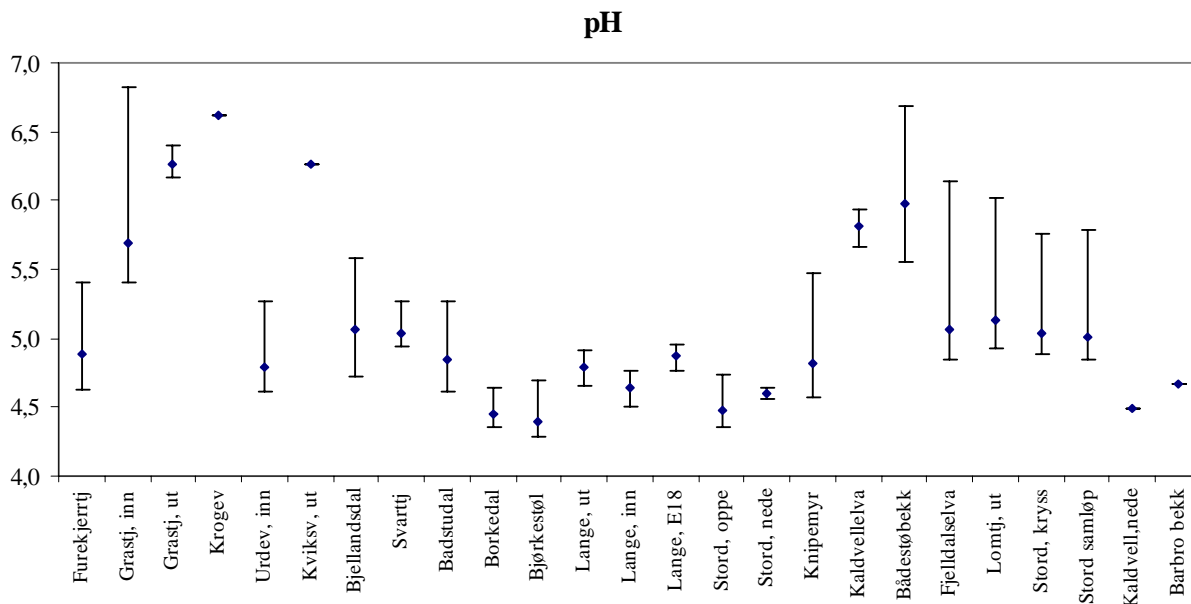


Figur 3. Middelverdier (punkter) for sulfatkonsentrasjoner. De vertikale linjene er avgrenset av største og laveste verdi. Nedre figur er med annen skala og viser bare konsentrasjoner under 20 mg/L.

pH er et mål på konsentrasjonen av H⁺-ioner, men den logaritmiske beregningsmåten ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$) gjør at pH er lav når konsentrasjonen er høy, og konsentrasjonen er 10 ganger høyere når pH reduseres med en enhet, for eksempel fra pH=5 til pH=4. pH påvirkes av alle faktorer som er av betydning for syre-baseegenskapene i vannet, og er derfor også et resultat av disse. Lav pH kan skyldes en kombinasjon av sterke og svake syrer og lav bufferkapasitet. Dette kan måles som høy konsentrasjon av sulfat (fra den sterke syren svovelsyre) og løst organisk karbon (som er et mål på svake organiske syrer), samt lav konsentrasjon av kalsium og magnesium. De to siste er et mål på hvilken kapasitet området har til å bufre syrene, men kan også skyldes tilført kalk. Et eksempel er vist av Hindar og

Lydersen (2002); plassering av leirholdig jord mellom Travparken og Grastjenn økte pH fra ekstremt lave verdier pga svovelsyre til pH-verdier nær 6,0. Dette til tross for at sulfatkonsentrasjonen var 20-40 mg/L. Leira var kalkholdig og tilførte bufferstoffer til vannet.

Typisk for prøvene fra 2005 er at også sjøsalteffekten var med å gi svært lav pH. Bidraget var for mange lokaliteter om lag 15 $\mu\text{ekv/L}$, regnet som økning i konsentrasjon av H^+ . Det tilsvarte for Bjørkestølbekken en reduksjon i pH fra 4,45 i oktober 2001 til 4,29 i januar 2005. Januarverdien er den laveste pH-verdien som finnes i dette datasettet. Borkedalsbekken og Stordalsbekken oppe hadde pH på 4,3-tallet i januar 2005 (**Figur 4**).



Figur 4. Middelverdier (aritmetrisk; punkter) for pH. De vertikale linjene er avgrenset av største og laveste verdi.

En svært interessant endring ble registrert i Langedalstjennet, der pH var 4,6-4,7 i 2001, mens den var økt til 4,8-4,9 i 2005. Dette henger sammen med en markert reduksjon i sulfatkonsentrasjonen fra 44 mg/L i 2001 til 32 mg/L i 2005 og en tilnærmet uendret konsentrasjon av kalsium og magnesium. Siden konsentrasjonen av $\text{Ca}+\text{Mg}$ var på samme nivå, betyr det at bufferevnen er opprettholdt.

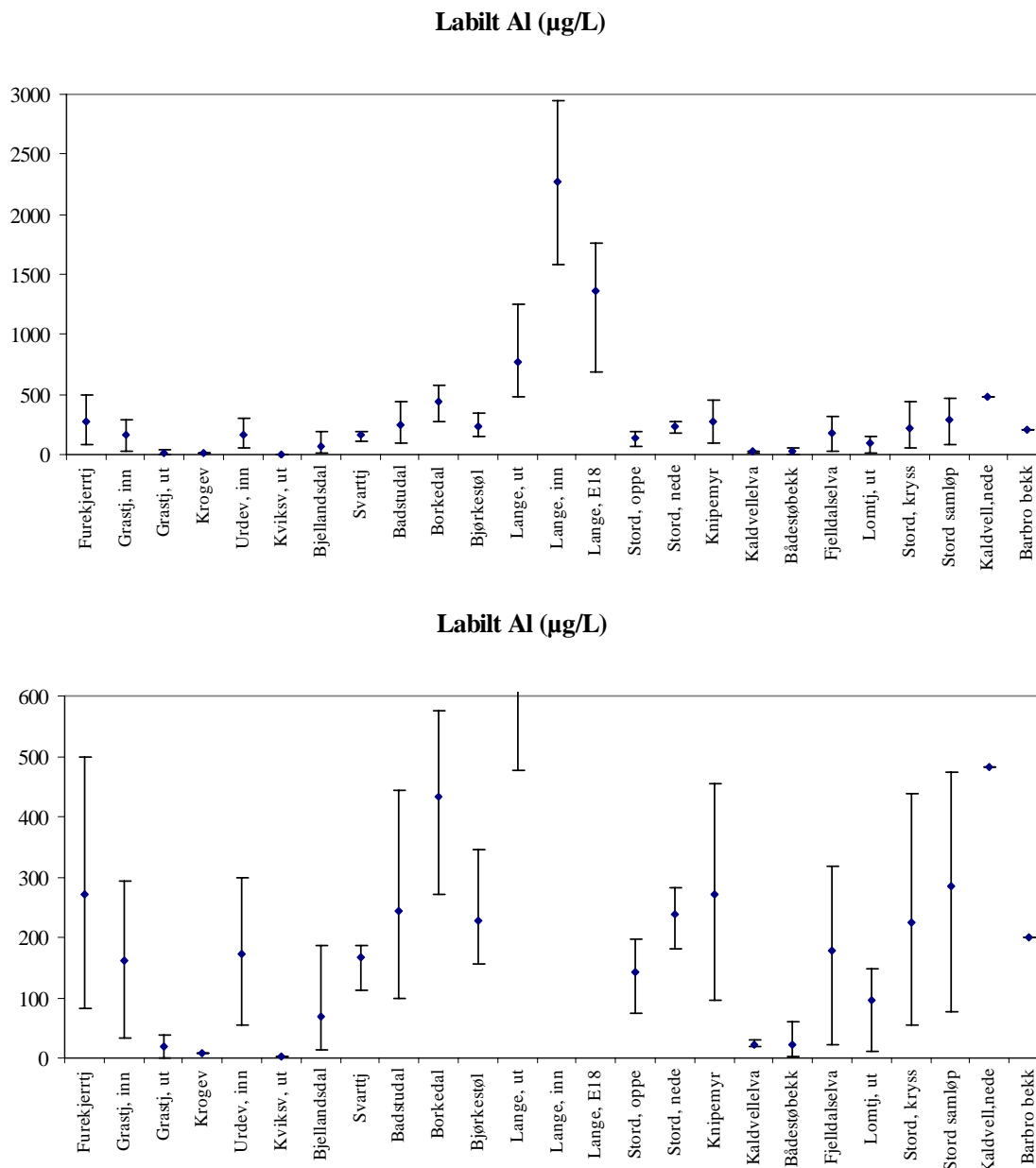
Den positive utviklingen i Langedalstjennet har også resultert i en halvering av konsentrasjonen av labilt aluminium (LAI) på under fire år. Selv ikke sjøsaltepisoden klarte å få LAI-konsentrasjonen opp i 2001-nivå i innløpsbekken.

I en rekke av de andre lokalitetene var LAI-konsentrasjonen i 2005 langt høyere enn i 2001 pga sjøsaltepisoden. I sjøaurevassdraget Fjeldalselva var LAI-konsentrasjonen 300 $\mu\text{g/L}$ i januar, et nivå som helt klart er skadelig for fisk. I Kaldvellelva derimot var det ingen effekter av sjøsalter. Vassdraget har et stort nedbørfelt og flere store innsjøer som bidrar til å dempe effekten, slik at endringer skjer over et lengere tidsrom. Det kan også tenkes at sjøsaltpåvirkningen øverst i feltet var mindre enn ute ved kysten.

En annen grunn til at forholdene etter vinterstormene skapte svært dårlig vannkvalitet ser ut til å være at TOC-konsentrasjonen er lav når kloridkonsentrasjonen er høy. Dette er ikke systematisk undersøkt i Norge, men indikasjoner fra en større dokumentasjon av forholdene vinteren 2005 (Hindar og Enge

2005) tyder på at det finnes en slik sammenheng. Som tidligere nevnt virker TOC beskyttende mot Al-forgiftning ved at Al bindes i organiske komplekser, og denne beskyttelsen svekkes når TOC-konsentrasjonen avtar.

Undersøkelsen viser at kun fem lokaliteter hadde LAI-konsentrasjoner under det nivået som er kritisk for fisk, dvs. mindre enn 100 µg/L (**Figur 5**). Utløpet av Grastjenn er omtalt (kalking), Krogevatn og Kviksvatn er kalket, likeså Kaldvasselva, mens Bådestøbekken er godt bufret fra naturens side og muligens som resultat av jordbrukspåvirkning (1-2,5 mg N/L og 1-2 mg K/L indikerer gjødselpåvirkning).



Figur 5. Middelverdier (aritmetrisk; punkt) for labilt Al-konsentrasjoner. De vertikale linjene er avgrenset av største og laveste verdi. Nedre figur er med annen skala og viser bare konsentrasjoner under 600 µg/L.

Stordalsbekken hadde LAI-konsentrasjoner på over 400 µg/L i januar 2005. Selv om TOC-konsentrasjonen nesten var halvert i forhold til 2001, var det fortsatt 4-5 mg TOC/L igjen. Lav pH førte likevel til at 80 % av det målte aluminiumet var på uorganisk form.

Vi har sammenliknet data for pH med vannkvalitetsgrenser for tilstand, slik de ble satt av SFT i 1997 (SFT 1997). pH mindre enn 6,0 gir "mindre god" vannkvalitet og pH under 5,0 gir "meget dårlig" vannkvalitet. Denne undersøkelsen viser at førtilstanden i halvparten av de 25 lokalitetene tilsvarer "meget dårlig" vannkvalitet. Men ytterligere fem lokaliteter er kalket, og det gir en høyere pH-verdi enn de ville hatt uten kalking. I kun seks lokaliteter er førtilstanden bedre enn "dårlig" (pH>5,5), og fem av disse er kalket.

Det er kun i fem lokaliteter det er mindre enn 100 µg LAI/L og fire av disse er kalket. Det vil si at alle lokaliteter med unntak av den landbrukspåvirkede Bådestøbekken kan ha uakseptabel tilstand uten kalking.

Vi har også sett på SFTs tilstandsgrenser for TOC. De aller fleste lokaliteter har TOC-verdier høyere enn det som er angitt som "god" vannkvalitet (TOC>2,5-3,5 mg/L), dvs. over det som oppfattes som klart vann. Men det er ikke andre problemer med dette enn estetiske og eventuelt svak smak og lukt. Disse forholdene øker selvsagt med økende konsentrasjon av TOC, og verdier på om lag 10 mg TOC/L, slik som i Bjørkestølbekken og Stordalsbekken, vil antakelig de fleste synes er uakseptabelt som bruksvann. Ved "meget dårlig" tilstand er konsentrasjonen over 15 mg/L.

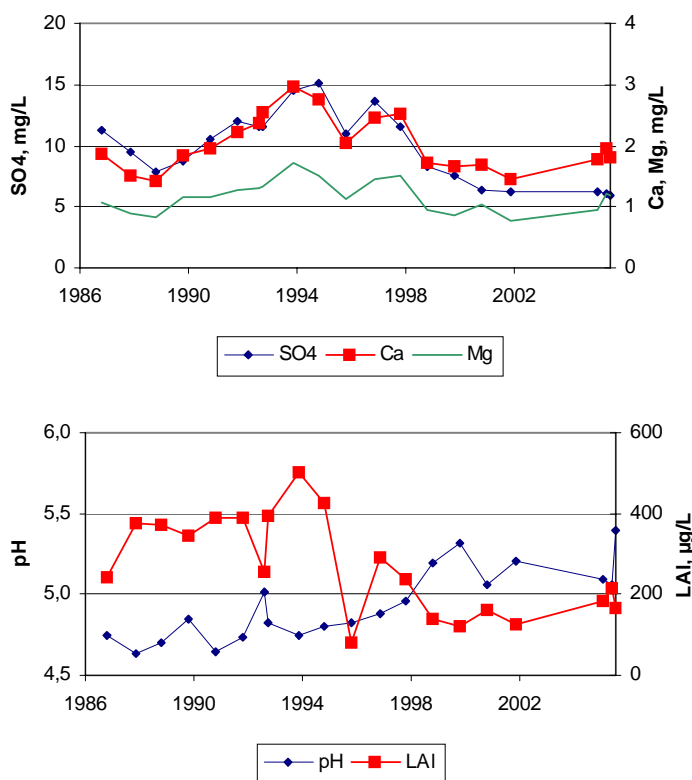
3.3.1 Furekjerrtjenn

Furekjerrtjenn inngikk inntil i 2001 i SFTs nasjonale overvåkingsprogram for effektene av langtransportert forurenset luft og nedbør. På det tidspunktet ble lokaliteten tatt ut av programmet fordi sulfatkonsentrasjonene var svært høye og viste påvirkning fra sulfidgneis. Vi omtaler denne lokaliteten i eget avsnitt fordi det her finnes data tilbake til 1986. Det gir oss en fin anledning til å se på endringer over tid i en slik lokalitet. Tjernet ligger nedstrøms en annen lokalitet i denne undersøkelsen, nemlig Svarttjern.

Berggrunn og løsmasser bærer preg av sulfidgneis og det er anlagt rideveger i det flate partiet på innsiden av vannet og traktorveg opp til Svarttjern. Vi har ikke tidfestet disse aktivitetene, men dataserien for sulfat kan tyde på at det er en klar effekt av tiltak i nedbørfeltet fra 1990 (**Figur 6**). Mens bakgrunns-konsentrasjonen av sulfat ser ut til å ligge på 6-7 mg/L, var konsentrasjonene oppe i 15 mg/L i 1994-1995.

Sulfatkonsentrasjonen styrer konsentrasjonen av både kalsium og mangesium (**Figur 6**), men kalsium er klart lavere i dag enn tidligere, noe som kan tyde på begrenset kalking på 1980-tallet. pH-verdiene var lave på denne tiden, så det kan være tiltakene hadde liten effekt i Furekjerrtjenn. pH har økt fram til i dag, og ligger nå en halv enhet høyere enn for 20 år siden. Også aluminiumkonsentrasjonene er lavere i dag enn tidligere (**Figur 6**), men vannet er neppe egnet for fisk fordi LAI-konsentrasjonen fortsatt er på omlag 200 µg/L.

De forholdsvis høye konsentrasjonene av kalsium og magnesium viser at nedbørfeltet inneholder bufrende stoffer. I nedre deler er det da også tydelige innslag av marin leire slik som vi også har sett ved Langedalstjenn lenger øst. Den avsyrende egenskapen til disse løsmassene hindrer svært lave pH-verdier.



Figur 6. Konsentrasjoner av sulfat, kalsium og magnesium (øverst) og labilt Al (LAI) og pH (nederst) i Furekjerretjenn.

3.4 Nitrogen og fosfor

Konsentrasjonen av nitrat påvirkes av tre hovedkilder i dette området; bakgrunnsavrenningen fra terrenget, nitrogen i nedbør og nitrogen fra jordbruksavrenning. Mens nitrogen fra nedbør sammen med en naturlig bakgrunnsavrenning gir konsentrasjoner i området 100-300 µg N/L, fører kombinasjonen jordbruksavrenning+lite fortykning (liten vannføring) til konsentrasjoner opp mot 3 mg N/L, slik som i Bådestøbekken. Innløpet til Langedalstjenn og kanskje også andre lokaliteter er påvirket av andre kilder, slik som husholdningskloakk. Slike kilder er ikke kartlagt.

Ammonium påvises normalt kun i lave konsentrasjoner i vassdrag, hvis det da ikke er spesielle tilførsler eller spesielle forhold. Men selv ikke i Bådestøbekken ble det målt spesielt forhøyede verdier. Typiske ammoniumkonsentrasjoner lå mellom deteksjonsgrensen for analysen (5 µg N/L) og 50 µg N/L. Lave konsentrasjoner skyldes ikke alltid mangel på kilder; i nedbør er det om lag like mye ammonium som nitrat. Men ammonium oksideres til nitrat og tas opp i jord og vegetasjon, slik at den likevel er en viktig del av nitrogensyklusen.

Algevekst i ferskvann styres normalt av fosfor. Er det lite fosfor blir veksten liten, selv om det er mye nitrogen til stede. Ensidig nitrogentilførsel med nedbør er imidlertid satt i sammenheng med økt begroing i norske vassdrag (Lindstrøm m.fl. 2004). For sjøresipienter har stor endring i forholdet nitrogen/fosfor gitt giftalgeproduksjon.

Fosfor ble målt som total fosfor, og omfatter dermed også organisk bundet fosfor. Typiske konsentrasjoner var 2-3 µg P/L, som antas å være en upåvirket bakgrunnskonsentrasjon. Selv i

Bådestøbekken var det så lave konsentrasjoner, noe som trolig skyldes selvrensing i denne bekkestrengen. Selvrensing kommer av at det er en produksjon av høyere vegetasjon i og omkring bekkestrengen som tar opp og holder næringsstoffer tilbake.

Fosforkonsentrasjoner på omkring 20 µg P/L, slik som i Lomtjenn, skyldes påvirkning fra en kilde. Her er det trolig avrenning fra omkringliggende enger og trolig gjødselrester som gir slike verdier. Det er interessant å merke seg at det i juli ikke kunne påvises uorganisk nitrogen i Lomtjenn. Fosfor var derfor i overskudd, og det ble målt 29 µg P/L. Her er det grunn til å tro at nitrogen kan være begrensende for algeproduksjonen i vannet og nitrogentilførsel fra sprengstoffrester i veganlegget kan gi økt algevekst.

I Grastjenn (2001-undersøkelsen) og i innløpsbekken til Langedalstjenn er det åpenbart kilder til fosfor. I førstnevnte er det sig fra stallene og treningsfeltene for hester i Travparken som antakelig er hovedkilden, mens kildene er mer uoversiktlige i Svåbekkområdet ved Langedalstjennet.

4. Diskusjon

Førtilstanden i de undersøkte lokalitetene er sterkt preget av forsuring, men årsaken til lave pH-verdier og høye konsentrasjoner av labilt aluminium er flere.

Berggrunnen i de fleste områder på Sørlandet er gneis og granitt, som er tungt nedbrytbare. Dette gir liten bufferevne mot tilførsler av syre, og naturlige pH-verdier kan mange steder ha vært om lag 5,5-6,0 før forsuringen startet. Forsuring på grunn av langtransporterte luftforurensninger de siste 100 år har endret dette, og vannkvaliteten er blitt uakseptabel for fisk og andre forsuringfølsomme vannorganismer. Denne påvirkningen er imidlertid sterkt svekket de siste 15-20 årene i og med at utslippene av svovel er redusert til det halve (SFT 2004). Men vannkvaliteten i de ytre delene av Agder er fortsatt preget av forsuring, med lavere pH enn naturlig og med forhøyede konsentrasjoner av løst aluminium.

Områder med sulfidholdig berggrunn og løsmasser er lite utbredt i Norge, men godt kjent i for eksempel Australia og Nova Scotia i Canada. Her i landet har vi derfor liten erfaring med vannkvaliteter og avbøtende tiltak, mens dårlig vannkvalitet og fiskedød ved terrenginngrep er velkjent andre steder (Tom Clair, Canada, pers. medd.).

Vi har gruppert lokalitetene etter type påvirkning. Dette er gjort forholdsvis enkelt ved hjelp av sulfatkonsentrasjonen:

Gruppe	mg SO ₄ /L
Naturtilstand	<1
Naturtilstand + sur nedbør	2-4
Naturtilstand + sur nedbør + uekspontert sulfidgneis	4-7
Naturtilstand + sur nedbør + eksponert sulfidgneis	> 7*

*SO₄-konsentrasjoner opp mot 100 mg/L er målt.

Vi antar at naturtilstanden på <1 mg/L er et resultat av geologiske kilder i områder uten sulfidgneis, bakgrunnsnedfall med nedbør og sulfat med marint opphav, men uten påvirkning av sur nedbør. De lavest målte konsentrasjonene i denne undersøkelsen (2-4 mg/L) er for områder med sur nedbør, men uten eller med ubetydelig sulfidpåvirkning. Fordi sur nedbør fortsatt er betydelig finnes det foreløpig ikke lokaliteter med sulfat på under 2 mg/L, men det kan endre seg hvis utslippene reduseres

ytterligere i framtida. Den sulfatgrensen som er satt mot områder med sulfidgneis ved ca. 4 mg/L harmonerer godt med de konsentrasjoner som er dokumentert for denne landsdelen i de nasjonale overvåkingsundersøkelsene (SFT 2004). Birkenesstasjonen er nevnt, med sulfatkonsentrasjoner i området 2,5-4 mg/L. Dette er en bakgrunnskonsentrasjon som kun er bestemt av naturforhold (geologiske kilder i nedbørfeltet og marin andel) og bidraget fra sur nedbør.

I områder med sulfidgneis kan sulfatkonsentrasjonene komme opp i området 4-7 mg/L. Det er åpenbart at andel areal med sulfidgneis i nedbørfeltet vil påvirke dette nivået, men vi har ikke hatt materiale til å analysere dette ytterligere.

Resultatene gir grunnlag for å sette en grense også mot effektene av at sulfidgneisen eksponeres fordi sulfatkonsentrasjonen øker utover et nivå på 4-7 mg/L i slike områder. Dataserien fra Furekjerretjenn tyder på at selv moderate tiltak i sulfidområder kan gi en tydelig tilleggspåvirkning, men at konsentrasjonene i løpet av forholdsvis kort tid (få år) kan komme tilbake til et antatt naturlig nivå. Utsprengning gir svært klare økninger i sulfatkonsentrasjon, og nivåer på opp mot 100 mg/L er målt.

Sulfatkonsentrasjonene i Langedalstjennet nedstrøms Svåbekkområdet er fortsatt på vei nedover. Dette er interessant fordi det kommer etter en periode med utbygging av et byggefelt (utsprengt i sulfidgneis) nær tjernet og fordi det indikerer et avtak i sulfat på linje med det som ble antydnet i 2002 (halvering på 10 år; Hindar og Lydersen 2002). Mens sulfatkonsentrasjonen er redusert med en firedel siden 2001, er konsentrasjonen av labilt Al halvert. Dette skyldes at labilt Al påvirkes både av tilførselen av aluminium og av pH. En forholdsvis rask reduksjon i Al ble også registrert fram til 2001. Reduksjonen i Al og økningen i pH fra litt under 4,7 til 4,8-4,9 skyldes ikke bare at sulfat er redusert, men at konsentrasjonen av både kalsium og magnesium er opprettholdt på nesten det samme nivået som i 2001. Det vil si at bufferevnen er opprettholdt. Med fortsatt reduserte sulfatkonsentrasjoner og god tilgang på bufrende stoffer kan pH fortsette å stige og Al bli ytterligere redusert. Dette vil også gjøre det mer interessant med kalking direkte i vannet fordi en kan unngå utfelling av store mengder aluminium.

Det er her verdt å merke seg at tilgangen på kalsium og magnesium er god ved Langedalstjenn, trolig som følge av at det finnes marine leirer og skjellsand i jorda. Dette kan tydelig ses innover i skogen opp mot E 18, der bekken har gravd et løp gjennom slike masser. Man kan ikke forvente et tilsvarende naturlig buffersystem andre steder langs den nye E 18-linjen, tvert i mot (se under), og effektene av sulfatavrenning kan være langt mer dramatisk.

Hindar og Lydersen (1994) beregnet at pH i kildeområdet for utsprengningene ved Svåbekk var helt nede i 2,35 og at 98 % av svovelsyren var nøytralisert hvis pH ble målt til 4,0. Ved 95 % avsyring ville pH vært 3,6. Resultatene fra Bjørkestølbekken illustrerer at lav bufferkapasitet (indikert ved kalsiumkonsentrasjonen) kan gi svært lav pH også uten spesielt høy konsentrasjon av sulfat. Fordi kalsiumkonsentrasjonen er så lav som 0,4 mg/L og TOC-konsentrasjonen forholdsvis høy, blir pH nær 4,5 selv om sulfatkonsentrasjonen er på moderate 3 mg/L. Denne spesielle situasjonen ble også nevnt av Hindar og Lydersen (2002). Det er lite trolig at en svovelkilde med pH under 3,0 i dette området vil bli bufret til pH over 4,0 uten spesielle tiltak.

Det nye i denne undersøkelsen i forhold til det som ble diskutert i rapporten fra 2002, er effekten av en kraftig sjøsaltepisode. Så vidt vi kjenner til er det ikke dokumentert en liknende episode i Lillesandsområdet, og når en skal vurdere effekten av stormene i januar er det grunn til å minne om at dette er uvanlig. Episoden viser imidlertid at naturlige værfernomener i kombinasjon med en generelt dårlig vannkvalitet kan gi spesielt lav pH og høye Al-konsentrasjoner. Slike værfernomener kan komme raskt tilbake eller det kan gå lang tid før det skjer igjen. Klimaendringer kan som kjent gi mer ekstremvær, men stormene i januar 2005 skapte så uvanlige problemer, for eksempel med enorme skader på skogen i Sør-Sverige (75 millioner m³ tømmer i vindfall etter vindstyrker på over 40 m/s i Småland), at en vel må anta at tilsvarende episoder ikke blir hyppige feromener i framtida.

Førtilstanden i bekker og innsjøer i denne undersøkelsen inkluderer effekter både av sur nedbør og ulike grader av påvirkning fra og eksponering av sulfidgneis i berggrunnen. Selv om tilstanden etter de fleste kriterier karakteriseres som dårlig uten kalkingstiltak, er det grunn til å minne om at ytterligere forringelse av vannkvaliteten er uakseptabelt. Som eksempelet Langedalstjenn viser, kan vannkjemien endres til det bedre i områder med god bufferevne og eventuelt gi grunnlag for fisk og andre organismer. Det er også viktig å være klar over at tiltak mot dårlig vannkvalitet kan bli vanskeligere hvis tilstanden forringes ytterligere. NIVA har for eksempel vært tilbakeholden med å foreslå kalking av Langedalstjenn på grunn av faren for at aluminiumsutfelling vil gi blakket vann i lang tid. Denne situasjonen er i ferd med å endre seg.

5. Referanser

Hindar, A. og Enge, E. 2005. Sjøsalteffekter i vassdrag som følge av ekstremvær i Sør-Norge vinteren 2005. NIVA-rapport (under arbeid).

Hindar, A. and 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. 2002. Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trase mellom Lillesand og Kristiansand. Rapport 4493-2002. NIVA. 41 s.

Hindar, A., Tørseth, K., Henriksen, A. and Orsolini, Y. 2004. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. *Environmental Science and Technology* 38(1): 26-33.

Kroglund, F., Skjelkvåle, B.L., Kleiven, E., Lindstrøm, E.-A., Kroglund, F., Raddum, G. og Walseng, B. 2000. Betydningen av fluor for Glamslandsvassdraget, Aust-Agder. NIVA-rapport 4306-2000. 36 s.

Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S.W. og Mjelde, M. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forurening. Effekter av kalking. *Naturens tålegrenser*, fagrapport 118, NIVA, rapport 4821-2004. 133 s.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Statens forurensningstilssyn. 31 s.

SFT 2004. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2003. SFT-rapport 913/2004, TA-2056/2004. 166 s.

Clair, T. 2005. Environment Canada - Atlantic Region. E-post: tom.clair@ec.gc.ca

Vedlegg A. Vannkjemiske data

Stasjonsnavn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	Alk-E	Alk	A/R	Al/I	LAL	Al/A	TOC	Tot-N	NH4-N	NO3-N	Tot-P
			mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l C	µg/l N	µg/l N	µg/l N	µg/l P
Furekjerrjern	21.10.1986	4,75	6,28	1,88	1,07	4,21	0,70	7,5	11,2			290	46	244		3,83			161	
Furekjerrjern	02.11.1987	4,63	5,93	1,50	0,88	4,46	0,76	7,0	9,5			434	56	378		4,36		80	170	
Furekjerrjern	12.10.1988	4,70	5,59	1,41	0,83	4,61	0,64	7,4	7,9			418	48	370		4,1		16	142	
Furekjerrjern	10.10.1989	4,85	7,07	1,83	1,16	5,80	0,82	10,1	8,8			351	<10	346		1,01			196	
Furekjerrjern	11.10.1990	4,65	7,68	1,96	1,17	5,90	0,82	10,0	10,5			425	37	388		4,15	329		85	
Furekjerrjern	23.10.1991	4,73	8,32	2,21	1,28	6,20	1,00	11,0	12,0			441	50	391		3,09	389		175	
Furekjerrjern	29.07.1992	5,02	7,41	2,38	1,31	6,59	0,93	10,0	11,6			262	<10	257		1,7	426		210	
Furekjerrjern	01.10.1992	4,82	7,69	2,56	1,32	6,10	0,84	10,1	11,6			439	47	392		2,7	386		145	
Furekjerrjern	27.10.1993	4,75	9,29	2,95	1,71	8,16	0,89	14,0	14,5			552	52	500		2,0	335		118	
Furekjerrjern	18.10.1994	4,80	7,45	2,75	1,51	6,28	0,78	9,6	15,1	0	0,022	482	58	424		2,9	335		99	
Furekjerrjern	18.10.1995	4,83	6,09	2,04	1,13	4,98	0,78	7,9	10,9	0	0,022	209	127	82		5,3	345		113	6
Furekjerrjern	01.11.1996	4,88	7,07	2,47	1,45	5,29	0,73	8,7	13,7	0	0,028	362	70	292		3,2	430		190	
Furekjerrjern	23.10.1997	4,96	7,07	2,52	1,51	5,94	0,79	11,0	11,5	0	0,022	304	66	238		3,2	385		175	
Furekjerrjern	22.10.1998	5,19	5,18	1,72	0,96	4,56	0,65	7,0	8,3	2	0,033	269	131	138		5,1	470		170	
Furekjerrjern	21.10.1999	5,32	4,82	1,66	0,87	4,07	0,62	7,0	7,5	10	0,040	238	117	121		4,8	410		146	
Furekjerrjern	12.10.2000	5,06	5,99	1,70	1,03	5,76	0,69	9,8	6,3	0	0,025	264	101	163		4,0	395		155	
Furekjerrjern	06.11.2001	5,21	4,83	1,44	0,76	4,86	0,63	7,7	6,2	4	0,035	272	148	124		5,7	505		210	
Furekjerrjern	18.01.2005	5,09	5,53	1,78	0,95	5,23	0,61	9,25	6,19	3	0,034	352	169	183		5,2	445	68	160	4
Furekjerrjern	24.05.2005	5,06	6,15	1,96	1,21	5,71	0,63	11,3	6,07	0	0,026	260	47	213		3,2	520	30	275	4
Furekjerrjern	07.07.2005	5,40	6,23	1,81	1,20	5,94	0,62	11,2	5,92	0	0,026	196	31	165		2,3	425	<5	205	4

Stasjonsnavn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	Alk-E	Alk	A/R	A/II	LAL	Al/A	TOC	Tot-N	NH4-N	NO3-N	Tot-P
			ms/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l C	µg/l N	µg/l N	µg/l N	µg/l P
Grasfjenn innl.bekk	06.09.2001	6,82	19,1	14,1	5,49	9,32	5,30	17,4	37,6	382	0,402	216	183	33	518	7,2	805		54	95
Grasfjenn innl.bekk	06.10.2001	5,40	17,0	10,3	4,56	8,46	3,21	18,2	42,0	16	0,046	342	49	293	1012	5,2	810		295	64
Grasfjenn utl.bekk	06.09.2001	6,40	9,96	5,31	2,61	6,25	3,20	12,6	19,1	55	0,082	18	17	1	45	3,9	270		<1	6
Grasfjenn utl.bekk	06.10.2001	6,17	9,93	5,13	2,55	5,97	2,31	12,3	19,6	42	0,070	100	63	37	168	4,6	430		115	13
Krogevatn	06.09.2001	6,62	7,25	3,30	1,13	7,76	0,96	13,1	7,2	66	0,093	33	25	8	63	2,5	365		175	3
Urdevatn innl.bekk	06.09.2001	5,27	3,95	0,76	0,55	4,97	0,18	7,3	3,2	5	0,036	142	87	55	206	3,9	185		27	2
Urdevatn innl.bekk	06.10.2001	4,89	4,37	0,56	0,54	4,75	0,38	7,5	4,5	0	0,022	203	112	91	277	4,4	170		20	1
Urdevatn innl.bekk	18.01.2005	4,62	6,77	0,83	1,29	6,92	0,41	14,3	4,07	0	<0,010	383	83	300		2,5	225	<5	155	<1
Urdevatn innl.bekk	24.05.2005	4,64	6,54	0,83	1,10	6,69	0,45	13,4	3,77	0	<0,010	312	60	252		3,0	230	<5	115	3
Urdevatn innl.bekk	07.07.2005	4,79	5,94	1,00	0,07	6,55	0,17	12,8	3,08	0	0,014	214	52	162		2,7	138	<5	9	3
Kviksvatn utl.bekk	06.09.2001	6,27	5,09	1,70	0,64	6,21	0,50	9,8	4,7	25	0,054	21	19	2	48	2,3	330		144	3
Bjellandsdalsbekken	06.09.2001	5,58	3,22	0,87	0,35	4,28	0,24	6,2	2,1	14	0,044	88	73	15	135	5,3	250		31	2
Bjellandsdalsbekken	06.10.2001	5,34	3,48	0,88	0,40	4,06	0,39	6,2	2,8	6	0,037	140	111	29	193	5,9	265		67	2
Bjellandsdalsbekken	18.01.2005	4,72	7,99	2,46	1,41	7,67	0,51	18,3	3,14	0	0,015	272	85	187		2,9	485	14	345	1
Bjellandsdalsbekken	24.05.2005	4,91	5,48	1,65	0,71	5,76	0,36	9,81	3,79	0	0,018	148	63	85		3,7	610	<5	470	2
Bjellandsdalsbekken	07.07.2005	5,32	4,37	1,20	0,55	5,19	0,10	8,96	2,45	3	0,034	68	40	28		3,8	205	<5	23	3
Svartfjern	07.09.2001	5,27	4,31	0,79	0,75	4,75	0,36	8,0	4,6	0	0,032	129	18	111	182	1,1	305		175	1
Svartfjern	18.01.2005	4,94	4,31	0,58	0,84	4,55	0,32	7,94	4,06	0	0,025	244	60	184		2,3	250	12	130	1
Svartfjern	24.05.2005	4,98	4,55	0,67	0,82	4,82	0,32	8,41	4,04	0	0,022	219	32	187		1,9	335	32	165	3
Svartfjern	07.07.2005	5,02	4,57	0,60	0,87	4,75	0,32	8,53	4,11	0	0,024	207	23	184		1,5	305	21	160	2
Badstudalsbekken	07.09.2001	5,27	4,15	1,03	0,57	4,61	0,55	6,4	5,4	6	0,037	202	103	99	290	3,3	185		48	2
Badstudalsbekken	06.10.2001	5,04	4,08	0,87	0,52	4,12	0,54	6,2	5,6	0	0,028	282	136	146	368	4,3	215		80	1
Badstudalsbekken	18.01.2005	4,61	6,86	1,05	1,12	6,28	0,59	14	4,27	0	<0,010	588	145	443		3,6	250	<5	135	2
Badstudalsbekken	24.05.2005	4,75	6,02	1,20	0,88	5,92	0,68	10,9	5,1	0	0,014	407	106	301		3,8	310	<5	170	2
Badstudalsbekken	07.07.2005	4,83	5,83	1,36	0,91	5,70	0,50	11,2	4,87	0	0,020	317	83	234		3,2	160	<5	49	2

Stasjonsnavn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	Alk-E	Alk	A/R	A/II	LAL	AIIA	TOC	Tot-N	NH4-N	NO3-N	Tot-P
			ms/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l C	µg/l N	µg/l N	µg/l N	µg/l P
Borkedalsbekken	07.09.2001	4,64	4,80	0,83	0,46	4,49	0,26	6,4	6,6	0	<0,010	439	168	271	551	4,9	190		16	2
Borkedalsbekken	06.10.2001	4,54	4,83	0,73	0,48	4,29	0,53	6,2	7,0	0	<0,010	676	196	480	636	6,4	240		57	1
Borkedalsbekken	18.01.2005	4,35	7,60	0,97	1,02	5,81	0,55	12,6	5,58			760	184	576	4,5	440	7	285	1	
Borkedalsbekken	24.05.2005	4,39	7,08	1,13	0,89	5,63	0,69	10,4	6,56			586	140	446	5,0	675	<5	535	2	
Borkedalsbekken	07.07.2005	4,42	6,38	1,14	0,80	5,33	0,29	9,84	6,23			514	116	398	4,3	165	<5	24	2	
Bjørkestølbekk	07.09.2001	4,70	4,56	0,38	0,55	4,97	0,17	8,2	2,8	0	0,014	334	178	156	434	8,2	260		8	3
Bjørkestølbekk	06.10.2001	4,45	5,59	0,47	0,60	5,08	0,47	8,9	3,7			379	223	156	472	11,4	295		20	3
Bjørkestølbekk	18.01.2005	4,29	8,78	0,87	1,49	7,25	0,79	16,6	4,12			520	174	346	5,3	395	17	220	2	
Bjørkestølbekk	24.05.2005	4,34	7,55	0,80	1,07	6,38	0,80	13,2	3,96			364	150	214	7,0	435	<5	240	3	
Bjørkestølbekk	07.07.2005	4,33	6,70	0,55	0,85	6,01	0,30	12,6	2,93			375	104	271	5,9	195	<5	14	3	
Langedalstjenn utl.bekk	07.09.2001	4,69	17,2	8,19	3,61	11,7	1,63	17,6	43,5	0	0,015	1157	83	1074	1728	0,71	355		260	1
Langedalstjenn utl.bekk	06.10.2001	4,66	17,1	7,87	3,51	11,6	1,65	18,5	44,0	0	0,013	1320	70	1250	1763	0,82	365		265	2
Langedalstjenn utl.bekk	18.01.2005	4,92	14,6	7,06	3,31	10,6	1,64	17,3	32,7	0	0,027	622	44	578	1,1	290	20	175	2	
Langedalstjenn utl.bekk	24.05.2005	4,92	14,46	7,45	3,20	10,7	1,59	18,0	31,9	0	0,025	514	25	489	0,98	310	12	175	2	
Langedalstjenn utl.bekk	07.07.2005	4,80	14,5	7,57	3,21	10,8	1,55	17,1	31,1	0	0,024	500	22	478	0,85	325	<5	150	3	
Langedalstjenn innl.bekk	07.09.2001	4,68	29,7	18,8	7,08	17,7	3,20	22,4	96,0	0	0,019	2820	197	2623	3864	3,0	835		570	3
Langedalstjenn innl.bekk	06.10.2001	4,50	26,9	15,9	6,52	13,0	2,32	16,4	90,0	0	0,013	3060	120	2940	4029	4,1	825		575	4
Langedalstjenn innl.bekk	18.01.2005	4,72	20,8	11,2	4,05	15,3	2,32	26,7	44,4	0	0,022	1729	143	1586	3,2	775	21	605	10	
Langedalstjenn innl.bekk	24.05.2005	4,76	29,87	17,8	6,10	16,6	3,18	30,2	77,9	0	0,014	2400	101	2299	3,3	1630	25	1450	5	
Langedalstjenn innl.bekk	07.07.2005	4,57	34,2	23,3	8,20	21,8	3,39	32,4	92,9	0	0,017	1996	104	1892	2,4	1360	<5	900	3	
Langedalstjenn inn v/E18	07.09.2001	4,91	22,2	14,2	4,35	14,9	2,60	17,4	64,0	3	0,034	1603	138	1465	2016	2,4	825		660	4
Langedalstjenn inn v/E18	06.10.2001	4,76	18,7	10,9	3,75	11,8	1,82	14,6	55,0	0	0,022	1650	120	1530	2067	4,5	765		545	6
Langedalstjenn inn v/E18	18.01.2005	4,95	15,6	8,04	2,99	11,9	1,89	21,7	27,4	0	0,032	831	144	687	3,9	980	35	660	12	
Langedalstjenn inn v/E18	24.05.2005	4,88	26,37	19,8	5,70	13,4	2,94	20,9	71,3	0	0,031	1862	99	1763	3,6	1810	40	1450	8	
Stordalsbekken oppe	07.09.2001	4,73	4,24	0,56	0,44	4,80	0,16	6,9	1,4	0	0,017	341	208	133	398	10,6	270		<1	3
Stordalsbekken oppe	06.10.2001	4,55	5,20	0,63	0,54	5,00	0,77	8,4	3,3	0	<0,010	338	264	74	460	12,5	310		16	2
Stordalsbekken oppe	18.01.2005	4,35	8,24	1,10	1,45	7,40	0,28	15,8	4,41			357	159	198	5,2	270	<5	135	1	
Stordalsbekken oppe	24.05.2005	4,40	7,18	1,14	1,13	6,38	0,53	12,7	3,65			293	152	141	7,6	315	<5	90	3	
Stordalsbekken oppe	07.07.2005	4,45	5,81	0,83	0,87	5,63	0,08	11,4	2,15			325	156	169	8,9	260	<5	<1	4	

Stasjonsnavn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	Alk-E	Alk	A/R	A/II	LAL	Al/A	TOC	Tot-N	NH4-N	NO3-N	Tot-P
			ms/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l C	µg/l N	µg/l N	µg/l N	µg/l P
Stordalsbekken nede	07.09.2001	4,64	8,68	1,98	0,96	9,66	0,39	15,7	7,8	0	<0,010	455	180	275	581	8,0	295		15	6
Stordalsbekken nede	06.10.2001	4,56	8,56	2,18	0,94	8,17	0,89	10,8	7,6	0	<0,010	444	264	180	749	11,1	335		28	4
Stordalsbekken nede	18.01.2005	4,60	8,77	2,32	1,68	8,17	0,52	16,6	7,6	0	<0,010	445	164	281		5,3	270	<5	150	3
Stordalsbekken nede	24.05.2005	4,63	8,30	2,71	1,42	7,71	0,66	14,9	7,86	0	<0,010	336	144	192		7,2	325	<5	105	4
Stordalsbekken nede	07.07.2005	4,57	8,46	2,44	1,34	7,97	0,34	14,5	9,1			402	132	270		7,0	245	<5	<1	5
Knipemyrbekken	07.09.2001	5,47	4,97	1,27	0,76	5,94	0,56	8,0	6,7	13	0,043	207	111	96	282	3,4	255		105	2
Knipemyrbekken	06.10.2001	4,89	5,33	1,10	0,72	5,25	0,61	8,1	5,8	0	0,025	372	172	200	670	5,2	640		450	2
Knipemyrbekken	18.01.2005	4,57	6,77	1,03	1,18	6,06	0,44	12,6	4,54	0	<0,010	624	169	455		4,2	480	<5	325	2
Knipemyrbekken	24.05.2005	4,65	6,77	1,21	1,16	6,53	0,45	12,7	4,78	0	<0,010	544	124	420		4,4	440	<5	290	3
Knipemyrbekken	07.07.2005	4,96	6,14	1,42	1,06	6,38	0,41	11,0	5,88	0	0,022	308	122	186		4,0	175	<5	6	3
Kaldvelløva	07.09.2001	5,93	3,46	1,66	0,46	3,49	0,38	5,4	3,3	18	0,047	86	67	19	120	3,1	440		255	3
Kaldvelløva	06.10.2001	5,78	3,49	1,62	0,43	3,28	0,38	5,6	3,5	15	0,045	108	86	22	187	4,1	485		270	2
Kaldvelløva	18.01.2005	5,86	3,56	1,80	0,55	3,35	0,37	5,68	3,5	21	0,050	147	118	29		4,2	440	48	260	2
Kaldvelløva	24.05.2005	5,90	3,60	1,95	0,50	3,40	0,36	5,71	3,38	14	0,044	110	89	21		4,1	520	47	290	3
Kaldvelløva	07.07.2005	5,67	3,67	1,75	0,48	3,25	0,39	5,64	3,27	19	0,048	94	73	21		3,7	460	17	235	3
Bådestøbekk	07.09.2001	6,69	9,62	6,56	2,40	5,81	2,02	9,2	12,1	85	0,111	19	15	4	35	0,97	2580		2620	1
Bådestøbekk	06.10.2001	6,58	8,30	4,94	1,88	5,47	1,57	9,2	10,7	63	0,090	66	56	10	120	1,8	2020		1975	1
Bådestøbekk	18.01.2005	5,55	6,44	3,10	1,22	5,50	0,99	10,5	5,45	13	0,043	195	134	61		3,0	1100	9	1100	2
Bådestøbekk	24.05.2005	5,95	7,22	4,22	1,68	5,70	1,18	10,2	6,65	21	0,050	86	66	20		2,5	1840	<5	1750	3
Bådestøbekk	07.07.2005	6,08	8,78	5,93	2,19	5,63	1,67	9,39	8,08	85	0,111	37	22	15		1,7	2570	<5	2600	3
Fjeldalselva	18.01.2005	4,85	5,90	1,66	0,91	5,47	0,45	11,4	4,51	0	0,024	418	101	317		2,9	330	16	185	2
Fjeldalselva	24.05.2005	4,95	5,41	1,80	0,95	5,04	0,51	10,2	4,42	0	0,023	266	70	196		3,3	500	14	325	3
Fjeldalselva	07.07.2005	6,14	5,11	2,20	0,91	4,82	0,32	9,57	4,43	12	0,042	72	50	22		2,8	240	<5	47	4
Lomijønn utl	18.01.2005	4,93	7,46	2,04	1,07	8,31	0,58	15,7	4,43	0	0,027	327	179	148		5,7	460	23	200	18
Lomijønn utl	24.05.2005	5,02	8,91	2,45	1,33	10,6	0,69	19,7	4,49	0	0,027	270	140	130		6,7	640	<5	275	20
Lomijønn utl	07.07.2005	6,02	7,55	2,24	1,21	9,96	0,22	18,1	2,56	25	0,054	173	162	11		7,3	425	<5	<1	29

Stasjonsnavn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	Alk-E	Alk	A/R	A/I	LAL	Al/A	TOC	Tot-N	NH4-N	NO3-N	Tot-P
			mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mmol/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l C	µg/l N	µg/l N	µg/l N	µg/l P
Stordalsbekken v/ veikryss	18.01.2005	4,90	7,97	2,57	1,48	7,47	0,78	15,0	7,12	0	0,027	347	165	182	4,4	480	9	305	3	
Stordalsbekken v/ veikryss	24.05.2005	4,89	9,80	4,12	2,50	7,69	0,95	14,6	14,7	0	0,025	554	117	437	4,9	495	<5	290	4	
Stordalsbekken v/ veikryss	07.07.2005	5,76	9,12	4,24	2,10	8,14	0,94	15,1	12,4	27	0,056	238	184	54	4,8	315	10	47	12	
Stordalsbekken etter samløp	18.01.2005	4,88	9,07	3,49	1,78	7,47	1,16	15,1	11,0	0	0,028	469	164	305	4,3	530	8	350	4	
Stordalsbekken etter samløp	24.05.2005	4,84	11,28	5,02	2,88	7,96	1,30	14,8	20,5	0	0,024	596	122	474	4,9	590	<5	370	5	
Stordalsbekken etter samløp	07.07.2005	5,78	11,5	5,67	2,63	9,33	1,62	16,3	19,4	23	0,052	254	178	76	4,4	370	8	79	10	
Tilløp Kaldveill nede	24.05.2005	4,49	6,81	0,65	0,90	6,69	0,31	12,9	4,13			636	153	483	5,4	215	<5	53	2	
Barbro bekk	24.05.2005	4,67	6,65	0,72	1,23	6,94	0,60	14,0	3,97	0	<0,010	335	135	200	4,5	134	<5	4	3	