

Utredning av forhold knyttet til
gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene:
Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter
på marint miljø, samt bruksmønster og
holdninger til området
hos lokalbefolkningen



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelmafeltene: Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkningen	Løpenr. (for bestilling) 6330-2012	Dato 21.05.2011
	Prosjektnr. Undernr. O-11256	Sider Pris 49?
Forfatter(e) Torstein Kristensen, Silje Nygaard Holen, Øyvind Garmo, Astri S. Kvassnes, Eigil Iversen	Fagområde Bergverk	Distribusjon Fri
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for Mineralforvaltning	Oppdragsreferanse 11/00277-2
---	---------------------------------

Sammendrag

Pågående overvåkning og tidligere biologiske undersøkelser av gruveavrenning fra Sulitjelma har hatt fokus på øvre del av vassdraget og biologiske forhold i ferskvann. Tilleggsutredningen i 2011 skulle i tillegg til videreutvikling av metoder for fastsettelse av grenseverdier for ferskvannsfisk også dokumentere miljøtilstanden i marint miljø nær tilførselspunktet og gjennomføre en brukerundersøkelse vedrørende arealbruk og holdninger i lokalbefolkningen. Bruk av kjemiske modeller og passive prøvetakere i ferskvann ga resultater som bidrar til økt forståelse av den øvrige vannkjemiens betydning, biotilgjengelige metaller og fisks tålegrenser for belastning. Situasjonen høsten 2011, der høye metallkonsentrasjoner i vannet kan ha gitt effekter på fisk, ble godt beskrevet. Effekten på marint miljø må betraktes som lokal, da kun sedimenter nært tilførselspunktet ble dokumentert påvirket av kobber i et omfang som ga moderat miljøtilstand. Fisk og skalldyr, med unntak av bly i lever av flatfisk, hadde ikke nivåer som overskred kostholdsråd eller omsetningsgrenser for humant konsum. Brukerundersøkelsen avdekket at øvre del av området (Langvatnet) var svært lite brukt, mens bruken tiltok nedover i vassdraget. Brukerne var skeptiske til å spise fisk fra øvre deler av vassdraget, mens dette i mindre grad var tilfellet i nedre deler. Nasjonale myndigheter tilskrives ansvaret for forurensningssituasjonen, og brukerne oppfatter ikke opprydningstiltakene gjennomført til nå som gode nok. Manglende informasjon både om gjennomførte tiltak og dagens miljøsituasjon påpekes av flere brukere.

Fire norske emneord 1. Bergverk 2. Vannkvalitet 3. Tungmetallavrenning 4. Brukerundersøkelse	Fire engelske emneord 1. Pyrite mining 2. Water quality 3. Metal mine effluent 4. User survey
--	---



Torstein Kristensen
Prosjektleder



Åse Åtland
Forskningsleder



James Berg
Direktør for teknologi og innovasjon

Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene:

**Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt
bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkningen:**

Forord

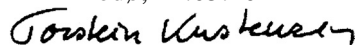
Prosjektet ble gjennomført av NIVA på oppdrag fra Direktoratet for mineralforvaltning (11/00277-2) med Steinar Nilsen som kontaktperson.

Underveis i prosjektperioden er lokale og regionale myndigheter (Fauske kommune, Nordland Fylkeskommune, Fylkesmannen i Nordland og Mattilsynet region Salten) blitt orientert om planer og resultater. Avisomtale og presentasjon av resultater på møte i regi av Salten friluftsråd har sørget for informasjon til lokalsamfunnet.

Salten Kraftsamband takkes for bruk av båt og praktisk tilrettelegging av dette. Morten Halvorsen (Universitetet i Nordland) stilte velvillig opp med båt, prøvetakingsutstyr og skipperkompetanse på den marine delen av undersøkelsen.

Jeg vil takke oppdragsgiver, alle involverte NIVA forskere og eksterne medhjelpere. Alle intervjuobjektene i undersøkelsen takkes for sin tid og hjelpelighet.

Bodø, 21.05.2011



Torstein Kristensen

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
1.1 Bakgrunn og områdebeskrivelse	10
1.2 Forurensingsstatus i Langvatnet	10
1.2.1 Metaller giftighet for fisk	12
1.2.2 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet	12
1.2.3 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons	13
1.2.4 Undersøkelser i 2011	13
1.3 Forurensingsstatus nedstrøms Langvatnet	13
1.3.1 Kostholdsråd og omsetningsgrenser for tungmetaller	14
1.3.2 Undersøkelser i 2011	14
1.4 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget	14
1.4.1 Trekk ved ressursen	14
1.4.2 Trekk ved lokalsamfunnet	15
1.4.3 Regler for bruk	15
2. Material og metode	16
2.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk	16
2.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet	16
2.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons	16
2.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma	16
2.3 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget	17
2.3.1 Brukerinteresser	17
2.3.2 Tilnærminger til kvantifisering av nytte	17
2.3.3 Nyttevurderinger ved å beskrive nytten for ulike brukerinteresser	18
2.3.4 Rammeverk for analyse av bruken av vassdraget	19
2.3.5 Kvalitativ metode	20
2.3.6 Innhenting av informasjon	20
3. Resultater	21
3.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk	21
3.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet	21
3.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons	22
3.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma	23
3.2.1 Metallinnhold i sedimenter	24
3.2.2 Metallinnhold i fisk og skalldyr	24
3.3 Kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget	26
3.3.1 Gjennomføring av intervjuene	27
3.3.2 Interesser knyttet til vassdraget	27
3.3.3 Friluftslivskartleggingen	28
3.3.4 Om bruken av området i dag	29

3.3.5 Om opplevelse av forurensningssituasjonen og effekter av gruveavrenningen	30
3.3.6 Om fremtiden og opprydningstiltak	33
4. Diskusjon	33
4.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk	33
4.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet	33
4.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons	34
4.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma	35
4.2.1 Metallinnhold i sedimenter	35
4.2.2 Metallinnhold i fisk og skalldyr	35
4.3 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget	36
4.3.1 Trekk ved ressursen	36
4.3.2 Trekk ved lokalsamfunnet	36
4.3.3 Regler for bruk	36
4.3.4 Arena for handling og interaksjoner	36
4.3.5 Ressursbruk og tilstand på ressursen	37
4.3.6 Kriterier for evaluering	37
5. Oppsummering og anbefalinger	38
5.1 Fiskebestand og biologisk tilstand i Langvatnet	38
5.2 Forurensingsstatus i Fauskebukta	38
5.3 Brukerinteresser og bruksmønster langs vassdraget	39
6. Referanser	39
7. Vedlegg	41

Sammendrag

Etter at gruvedriften i Sulitjelma ble nedlagt i 1991 har oppryddingstiltakene pågått fram til 2004. I april 2005 ble det overløp fra gruvesystemet i Nordgruvefeltet etter at de endelige tiltakene i forbindelse med vannfyllingen ble avsluttet i november 2004. Overvåkingsprogrammet som er gjennomført har vist at kobbernivået i Langvatnet (målt ved Hellarmo) har stabilisert seg på rundt 20 µg/l. Dette nivået er i utgangspunktet høyere enn gjeldende grenseverdier for laksefisk. Samlet årstransport ut av Langvatnet er beregnet til rundt 15-20 tonn kobber, 20-25 tonn sink og 55-62 kg kadmium de siste årene. Pågående overvåking og tidligere biologiske undersøkelser har hatt fokus på øvre del av vassdraget.

Vannbåren transport av metaller fra Sulitjelma-feltene ender via Øvrevatn og Nedrevatn i Fauskebukta. En undersøkelse fra 80-tallet påviste høye nivåer av kobber, kadmium og sink i overflatesedimenter og fastsittende makroalger (tang) i Fauskebukta. Det er derfor mulig at fisk og skalldyr i området kan være belastet også i dag. Både fiskeslag der lever konsumeres av mennesker, samt skalldyr, kan i dette området ha potensiale for overskridelse av gjeldende kostholdsråd.

På denne bakgrunn fikk NIVA i oppdrag av Direktoratet for Mineralforvaltning å utrede noen tilleggsaspekter ved dagens forurensningssituasjon som kan være av betydning:

- 1) Effekter av dagens metallnivåer i Langvatnet på fisk.
- 2) Forurensingsstatus i Fauskebukta, metallkonsentrasjoner i sedimenter og biota
- 3) Kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget

Fiskebestandene av aure og røye i Langvatnet ser i tidligere undersøkelser ut til å klare seg relativt greit under dagens forurensningssituasjon, selv om metallbelastningene må betegnes som relativt høye ut i fra gjeldende grenseverdier. For å belyse dette, og for å inkorporere den øvrige vannkjemiens betydning for toksisitet av metaller, ble den internasjonalt anerkjente toksisitetsmodellen Biotic Ligand Model (BLM) benyttet på overvåkingsdata fra Langvatnet. I tillegg ble overvåkingsserien utvidet med passive prøvetakere (Diffusive Gradients in Thin films, DGT) for å analysere andelen frie metallioner i vannet, samt en høyere tidsoppløsning av vannprøver inklusive analyser av organisk karbon (DOC). Sammen med analyser av gjellekonsentrasjon av metaller på fisk, dannet dette grunnlag for en evaluering av dagens belastningsnivå på fisken i Langvatnet. Resultatene fra modellkjøringene viste at høye pH verdier og hardhet (kalsium og magnesium konsentrasjoner) i Langvatnet bidrar til å redusere toksisiteten av kobber og sink for fisk. Modellert metallfølsomhet er også svært avhengig av innholdet av organisk materiale, som ikke var spesielt høyt. Ved å legge inn ulike DOC nivåer i modellkjøringene ble det vist at grenseverdiene for akutt toksisitet (LC₅₀, 96h) fortsatt episodevis overskrides i Langvatnet, men langt sjeldnere med en realistisk DOC konsentrasjon i vannet. DGT målingene viste stor variasjon i innholdet av frie metallioner gjennom høsten, noe som kan tilskrives svært variabel fortynning på grunn av kjølingsregimet til vannkraftregulanten (SKS). Dette er en kompliserende faktor i vassdraget som vanskelig kan avhjelpest. Fisken hadde høsten 2011 akkumulert metaller i gjellene langt over bakgrunnsverdier, og kan i perioder høsten 2011 ha vært negativt påvirket, uten at dette ble tydelig dokumentert i prosjektet.

Forurensningssituasjonen i Fauskebukta ble dokumentert ved analyser av tungmetallinnhold i sedimentprøver (9 stk), blåskjell (3 stasjoner) og fisk (lever og muskelprøver av torsk og flatfisk). Sedimentprøver fra 2 stasjoner nærmest tilførselspunktet havnet i tilstandsklasse III (moderat) i Klifs klassifiseringssystem på grunn av forhøyede kobberkonsentrasjoner, mens de øvrige stasjonene var i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god). For de øvrige metallene (sink, kadmium og bly) var alle stasjonene i tilstandsklasse I eller II. Metallinnholdet i blåskjell var i tilstandsklasse II for nordligste stasjon for kobber, mens resterende stasjoner var i tilstandsklasse I. For de andre metallene var alle

stasjoner i tilstandsklasse I. Nivåene av metaller i fiskemuskel var som forventet lave. Det samme var tilfellet for kadmium i fiskelever, som lå godt under EUs omsetningsgrenser og gjeldende kostholdsråd. For bly var nivåene i lever av flatfisk over omsetningsgrense, mens nivåene i torsk var godt under denne grensen. Oppsummert synes metalltilførslene fra Sulitjelma å ha liten betydning for miljøet i Fauskebukta generelt, men med noe lokal kobberakkumulering i sedimenter nærmest tilførselspunktet. For fisk og skalldyr var de målte metallkonsentrasjonene ikke problematiske i forhold til konsum, med unntak av bly i lever fra flatfisk (som trolig ikke konsumeres).

En kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget ble gjennomført ved hjelp av dybdeintervjuer og kvalitativ analyse for å prøve å avdekke både dagens bruk av området, hva brukerne er opptatt av, bekymringer og betraktninger knyttet til gruveavrenningen, samt hvordan forhold knyttet til avrenningen har påvirket folks adferd og bruk av området. Vi ønsket å få svar på hvordan forurensningen påvirker folks atferd, matvaner, naturbruk og dagligliv. I tillegg ønsket vi å finne ut av hvordan brukerne oppfattet informasjon om forurensningssituasjonen og konsekvensene av dette. Hovedkonklusjonene fra undersøkelsen var at de øvre delene av vassdraget (Langvatnet) var svært lite brukt, og at bruken tiltok i Øvrevatn og spesielt Nedrevatn. Bruksmønsteret ble av intervjuobjektene tilskrevet historikken med gruveavrenning, men andre forhold som kloakkutslipp til Langvatnet og lite tilrettelegging ble også påpekt. Stor lokal tilgang på alternative områder for utøvelse av fiske og friluftsliv ble angitt som viktige elementer i bruksmønsteret. Brukerne var generelt skeptiske til å spise fisk fra Langvatnet, mens denne skepsisen avtok lenger nede i vassdraget. På spørsmål om ansvarsforhold for dagens situasjon, var brukerne klare på at dette var et nasjonalt ansvar, og at lokale myndigheter ikke var blitt tilstrekkelig hørt i saken. Tillitsforholdet til tiltakshaver og utførte tiltak var lav, og det ble fra mange brukere uttrykt misnøye rundt manglende informasjon og dialog rundt de gjennomførte tiltakene.

Summary

Title: The metal mine effluent situation in Sulitjelma, Northern Norway: Investigations into critical limits toward freshwater fish, the marine environment and use and value-estimation of the area by the local population.

Year: 2012

Author: Kristensen, T., Nygaard S.H., Garmo, O.A., Kvassnes, A.S. and Iversen, E

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6065-6

The levels of waterborne metals from the closed mining operations in Sulitjelma, Northern Norway, have remained stable at relatively high levels during the period (2004-2011). Annual metal transport measured at the outlet of Lake Langvatnet (st. Hellarmo) has been 15-20 and 20-25 metric tons of Cu and Zn, respectively, and Cd transport in the range of 55-62 kg. The resulting concentration of Cu in the runoff has regularly exceeded the target concentration of 10 µg/l set by the Climate and Pollution Agency (Klif), and mean annual Cu concentrations have remained around 20 µg/l. The ongoing monitoring programme and additional biological surveys have targeted the upper areas (i.e. Lake Langvatnet). The present report addresses 3 separate issues of concern:

- 1) Effects of current metal levels in Lake Langvatnet on the fish population
- 2) Pollution status in the downstream marine/estuarine area of Fauskebukta
- 3) Impact of the pollution on use and value-estimation of the area by the local population.

The fish populations (*Salmo trutta* and *Salvelinus alpinus*) of Lake Langvatnet have previously been estimated to be viable despite the high impact of metal mining effluents (MME). To shed further light on the situation, the modifying effects of other water quality components such as water hardness, dissolved organic carbon content and pH on metal speciation and toxicity were studied. The Biotic Ligand Model (BLM) was applied to the monitoring data for Lake Langvatnet, supplemented with measurements of organic carbon and major ion composition. Diffusive Gradients in Thin films (DGT) passive samplers were used in situ during the autumn of 2011 to obtain data on the bioavailable metal fractions in Lake Langvatnet. The results from the BLM model showed a high dependency of toxicity on organic carbon content, and by including 3 DOC levels in the data set, exceedance of acute toxicity limits (LC50, 96h) were seen to occur less frequently, but still occasionally, with the most realistic DOC levels. DTG measurements showed time-dependent variation in free metal levels consistent with grab sample measurements, with realistic bioavailable fractions. Analysis of gill metals sampled during the period showed accumulation far above background. Taken together, the data show periodically high metal loads that may result in effects on the fish population.

The pollution situation in the downstream marine environment in 2011 was documented by metal analysis of sediments (9 stations), blue mussel (*Mytilus edulis*, 3 stations) and muscle and liver samples of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and assorted flatfish (*Hippoglossus hippoglossus*, *Pleuronectes platessa*, *Platichthys flesus*). Sediment samples from the two innermost stations had Cu levels in class III (moderate) in the Klif classification system, while the rest of the stations were in class I (background) or II (good) for all metals measured (Cu, Cd, Zn, Pb). Blue mussels at the northernmost station were in class II for Cu, and class I for the remaining stations for all metals. Metal levels in fish muscle were low, and the same was the case for cod liver. Pb was elevated in flatfish liver, but this may not constitute a large concern in terms of human consumption.

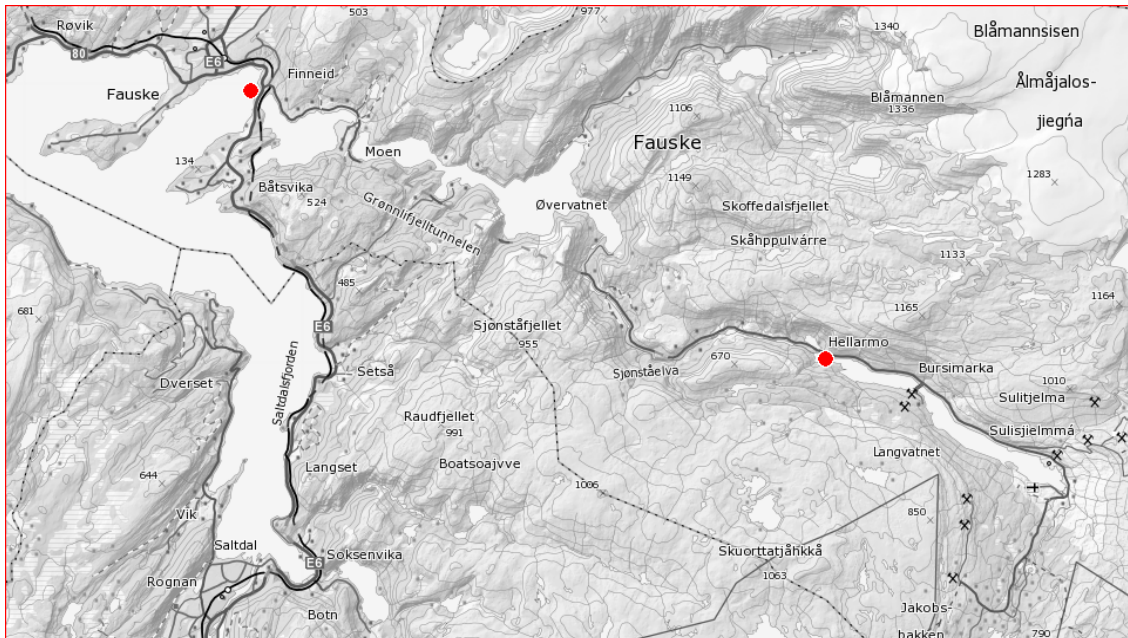
Depth-interviews and subsequent qualitative analysis attempted to reveal current area use, as well as the concerns and views of the users with regard to the pollution situation. How this had come to influence use, both for recreational and food acquisition purposes was investigated. The main findings

in the study were that the upper parts of the afflicted watershed, namely Lake Langvatnet, was very little used, and use increased downstream and in the fjord. This pattern of use was by many described as a consequence of the MEE pollution situation in combination with untreated sewage effluent. Available alternative areas for recreational use abound in the region, and this was argued by many as an additional reason for the lack of activity in connection with Lake Langvatnet. When asked about willingness to consume fish, most were skeptical to fish Lake Langvatnet, but less so towards fish from areas further down the watershed. When asked who was responsible for mitigating efforts, most replied that this was the responsibility of the national authorities, and that they neither had trust in, or were satisfied with the current efforts. Lack of, or insufficient, information about the mitigating efforts were mentioned by many.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og områdebeskrivelse

Gravedrift med utvinning av kobber, sink og svovelkis har en lang historie i Sulitjelma, og har i avgjørende grad bidratt til forming av samfunn, kultur og infrastruktur i området. Nedbørsfeltet (NVE nr. 164) er preget av vannkraftreguleringer, og det meste av vanntilførselen til Langvatnet skjer via kraftverkstuneller fra de regulerte innsjøsystemene oppstrøms (Lomi og Fagerli kraftverk). Langvatnet fungerte under driftsperioden som avgangsdeponi fra gravedriften, og er fortsatt resipient for avrenning fra punktkilder og mer diffus avrenning knyttet til tidligere gravedrift. Fra Langvatnet går vannet i all hovedsak via kraftverkstunell med utløp i østre del av Øvrevatnet (1 moh). Øvrevatnet er en svært dyp og langstrakt innsjø med oksygenfritt sjøvann fra 20-30 meters dyp. Videre går vannet til Nervatnet som er en relativt grunn innsjø med betydelig sjøvannspåvirkning. Fra Nervatnet skjer avrenning til Fauskebukta via Finneidstrømmen.

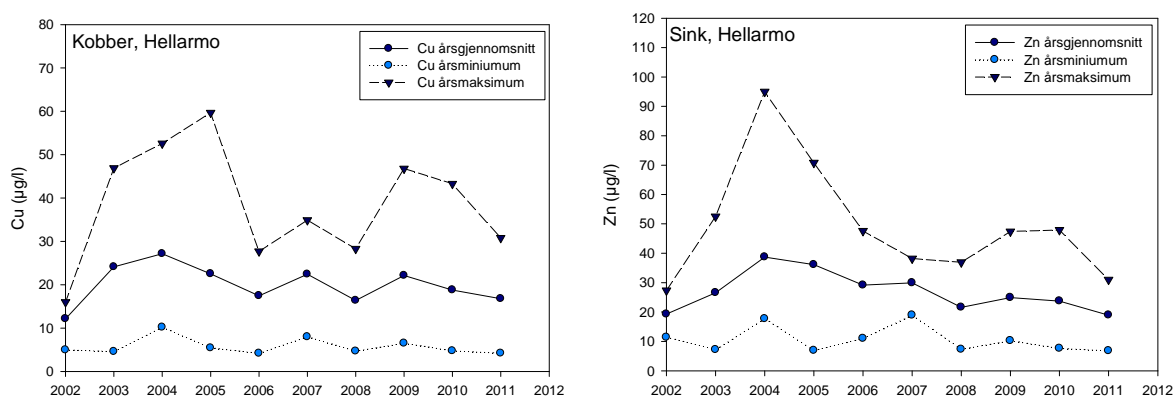


Figur 1. Oversiktskart over Sulitjelma-området. Røde punkter markerer studieområder i denne rapporten. Avrenning fra gruvefeltene tilføres Langvatnet. Derfra går vannet via kraftverkstunell til østenden av Øvrevatnet (1 moh.) og videre til Nervatnet og ut i Skjerstadfjorden via Finneidstraumen.

1.2 Forurensingsstatus i Langvatnet

Etter at gravedriften i Sulitjelma ble nedlagt i 1991 har oppryddingstiltakene pågått fram til 2004. I april 2005 ble det overløp fra gruvesystemet i Nordgruvefeltet etter at de endelige tiltakene i forbindelse med vannfyllingen ble avsluttet i november 2004. Overvåkingsprogrammet, som er gjennomført de siste 12 årene, har omfattet kontroll av vannkvalitet ved utløpet av Langvatnet på Hellarmo og overløpsvann fra Nordgruvefeltet ved Kjell Lund sjakt og i Grunnstollen. Det er også gjennomført kontroll av vannkvalitet ved en rekke andre forurensningskilder i Sydgruvefeltet og i Nordgruvefeltet. Utviklingen etter vannfyllingen av Jakobsbakken gruve i Sydgruvefeltet har også vært fulgt opp. Fram til og med 2002 viste kobber- og sinkkonsentrasjonene ved utløpet av Langvatnet en fallende tendens. I 2003 økte de merkbart igjen, og har siden holdt seg stort sett på dette nivå. En har ingen god forklaring på hvorfor nivåene økte i 2003. En har sjekket ut en rekke andre mulige kilder uten å kunne påvise noe unormalt. Mye tyder derfor på at forholdene har tilknytning til

hendelser i Nordgruvefeltet. Kobber- og sinknivåene er for tiden omkring halvparten av de nivåene en hadde i de siste årene mens gruvedriften pågikk. Naturlig bakgrunnstransport av kobber og sink utgjør ca 20 % av dagens årstransport. En kan derved anslå at metalltransporten til Langvatnet er redusert med i størrelsesorden 50 % i tiden etter at gruvedriften ble nedlagt. Nordgruvefeltet bidrar med inntil 50 % av metalltilførsel til Langvatnet, mens den resterende tilførselen fordeles på en rekke mindre og delvis diffuse kilder (Iversen m. fl., 2009). Tidligere oppfølging av forurensningssituasjonen i Sulitjelma gruvefelt (Iversen m.fl., 2009) viste at Langvatnet med tilstøtende bekker hadde moderat tetthet av ungfisk. Med beregnede tettheter på 30-60 individer pr 100 m², relativt korte elvestrekninger og et stort innsjøareal er det samlede produksjonsarealet lite i forhold til innsjøarealet. Rekruttering internt i innsjøpopulasjonen av ørret kan være begrenset av dette. Gytebekkene i nedre basseng virket relativt upåvirket. Nedre del av Lomi var sterkt påvirket av kloakkutslipp, men lite påvirket av tungmetallavrenning. Analyse av stikkprøver fra nedre del av Balmi viste at elva var sterkt påvirket av avrenning av kobber fra det gamle smeltehytteområdet. Balmi hadde en normal tetthet sammenlignet med de andre bekkene, og alle årsklasser representert i populasjonen. Dette var noe overraskende, gitt de høye metallverdiene målt i bekken. Garnfisket viste moderate tettheter av både ørret og røye, med stor spredning i størrelse. Metallinnholdet i muskel var lavt for begge arter, og viste ingen tendens til akkumulering med økende fiskestørrelse (alder). Signifikante forskjeller mellom artene på Cd og Cu indikerer større metalloptak hos ørret enn hos røye. Målte nivåer av metaller lå på nivå med tidlige rapporterte bakgrunnsnivåer. Undersøkelsen av bunndyrsamfunnenes sammensetning viste at forholdene i bunn sedimentene i Langvatnet har en tydelig negativ effekt på både tettheten og mangfoldet av bunndyr. Stort sett var faunaen bare representert med en dyregruppe (larver av fjærmygg). På dyp under 10 meter var det ikke bunndyr i prøvene som ble hentet inn. I Skjønståelva og i de to tilløpselvene Villumelva og Rupsi, var resultatene langt bedre. Vurdert opp mot foreløpige retningslinjer gitt for vurdering av økologisk tilstand i vanddirektivet, så var denne enten svært god eller god på alle stasjonene unntatt stasjonen nederst i Sjønståelva. Den økologiske tilstanden ble her klassifisert som moderat.



Figur 2. Årlige gjennomsnitt, minimums- og maksimumsverdier for kobber og sink (12 årlige prøver) ved Hellarmo i perioden etter avsluttede oppryddingstiltak. Gjennomsnittskonsentrasjonen av bly og kadmium var hhv 0,2 og 0,1 µg/l i samme periode.

Undersøkelser av fiskebestanden i Langvatnet i 2008 (Iversen m.fl., 2009) og 2009 (T. Kristensen, upubliserte data) indikerer at bestander av både ørret og røye ser ut til å reprodusere og overleve i Langvatnet. Disse funnene står i kontrast til en tidvis betydelig overskridelse av gjeldende grenseverdier for metalleksponering. Tradisjonelt har man i Norge forholdt seg til grenseverdier på kobber alene, selv om også andre metaller i avrenningen kan ha toksisk effekt. Fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) vurderes årsmiddelkonsentrasjoner i vassdrag lavere enn 20 µg/l som en totalverdi som ser ut til å ha liten skadeeffekt på fisk (http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/#A). Samtidig er kobberverdier over 6 µg/l betegnet som "meget sterkt forurenset" i klassifiseringssystemet

av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen m.fl. 1997). Vassdrag i områder som drenerer sulfidholdige bergarter vil kunne ha høye bakgrunnsverdier for metaller, spesielt kobber og sink som naturtilstand. Klif har som målsetning at utslipp av kobber fra gruver skal reduseres, slik at kobberkonsentrasjonen ikke overstiger 10 µg/l i nærmeste vassdrag (http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/).

1.2.1 Metallers giftighet for fisk

Det ble i 1990 foretatt en sammenstilling og vurdering av resultater som da var samlet inn fra NIVAs undersøkelser vedrørende effekter av metaller fra gruveforurensninger på biologiske forhold i vassdrag (Grande m.fl., 1991). Hovedvekten var lagt på effekter på fisk. Kobber, sink og kadmium er de av tungmetallene som forekommer vanligst i gruveresipienter og som kan tenkes å utøve giftvirkninger i noe større omfang. Av disse har kobber størst betydning. Dataene kunne tyde på at Cu-verdier gitt som årsmiddel (totalverdier) hadde ubetydelige skadevirkninger på fisk og invertebrater/bunndyr når konsentrasjonen var under ca 20 µg Cu/l. Spesielt følsomme arter i samfunnene av begroing og invertebrater kan være påvirket ved lavere konsentrasjoner av kobber. I enkelte lokaliteter viste dataene også at det var gode bestander av laksefisk i konsentrasjoner fra 30-50 µg Cu/l, men da gjerne i en vannkvalitet med noe høyere ledningsevne og organisk innhold (humus).

For å være giftige for fisk må metaller være i en biotilgjengelig form. Frie metallioner regnes for å være mest biotilgjengelig, og dermed mest giftig. Tilstandsformen (og dermed biotilgjengelighet/toksisitet) er avhengig av hvert enkelt metalls kjemiske egenskaper (Lydersen m.fl., 2002), samt andre vannkjemiske faktorer som vannets pH, alkalinitet/hardhet, saltholdighet, mengden oppløst organisk materiale og tilstedeværelsen av kompleksdannende substanser (Niyogi and Wood, 2004).

En god del arbeid gjort under norske forhold beskriver de toksiske virkningsmekanismene av metaller fra gruveavrenning og forsvarsmekanismene organismene benytter seg av (f.eks: Olsvik m.fl., 2001; Hansen m.fl., 2007). Siden toksisitet av metaller er sterkt avhengig av vannkjemiske faktorer, er det vanskelig å trekke noen generelle grenseverdier ut av litteraturen. I EU's risikovurderinger av enkeltmetaller søker man å introdusere korreksjonsfaktorer for effekten av ulike vannkjemiske komponenter som organisk materiale (ferskvann og sjøvann) og hardhet (ferskvann). Norske ferskvannsforekomster er generelt meget fattige på kalsium og magnesium (Skjelkvåle m.fl., 2001), hvis karbonater utgjør vannets hardhet/bufferkapasitet. Flere forsøk er derfor utført med representativ norsk vannkvalitet for å få tilstrekkelig kunnskap om den modifierende effekten av lav hardhet på giftighet av metaller (Källqvist m.fl., 2003; Haugen m.fl., 2007). Det er likevel problematisk å lese for mye ut av data fra forsøk med enkeltmetaller når en står overfor en situasjon med komplekse metallblandinger med mulighet for samvirkende og motvirkende effekter. Det er derfor anbefalt at risikovurdering bør gjøres i hvert enkelt tilfelle, hvor kunnskapen om den aktuelle vannkvaliteten brukes til å modifisere toksisitetsestimater av en gitt metallkonsentrasjon (Skei m.fl., 2010). En slik tilnærming er også tatt i bruk ved konsekvensutredning av gruveutslipp i Norge (Urke m.fl., 2011)

1.2.2 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet

Det er utviklet flere analytiske metoder for å bestemme andelen biotilgjengelige metaller, basert på fraksjonering av vannprøver vha. filtrering og ionebytting. Slike metoder kan anvendes både i felt (*in situ*) og på vannprøver innsendt til laboratorium samt i passive prøvetakere kalt DGT (Diffusional Gradients in Thin films) som absorberer frie metallioner over tid proporsjonalt med konsentrasjonen av labilt metall i vannfasen (Røyset m.fl., 2005). En får dermed et mål på gjennomsnittlig konsentrasjon av labilt metall for en bestemt tidsperiode. Ved å benytte seg av passive prøvetakere DGT, vil en få et mål på konsentrasjonen av metallioner som vil være reaktive mot biologiske overflater som gjeller og luktepitel hos fisk (Røyset m.fl., 2005). Kombinert med standard vannprøver fra overvåkningsprogrammet med en høyere tidsoppløsning i den aktuelle perioden, samt prøvetaking

av fisk for analyser av akkumulert metall i gjellevev, bedres mulighetene til gi et svar på den faktiske metallbelastningen fisken opplever under de rådende forhold. En annen tilnærming til bestemmelse av biotilgjengelighet er å analysere mengden metaller i relevante vev. For fisk er analyser av metallkonsentrasjoner i gjeller mye brukt, da dette vevet betraktes som hovedinnfallsporten for vannløste metaller. For metaller som tas opp gjennom føde og også kan akkumuleres i kroppen, er vev som muskel, nyre og lever mye brukt.

1.2.3 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons

For ferskvann har det blitt utviklet ulike biotilgjengelighetsmodeller for å beregne toksisitet, eksempelvis "Biotic ligand model"(BLM) (Niyogi and Wood 2004, Deleebeek m.fl., 2007), og denne typen modeller brukes nå av et økende antall organisasjoner f.eks i USA og EU. For slike modelltilnærminger antas det at gjellen (eller overflaten til organismen) inneholder ligander (bindingssteder) som konkurrerer med andre ligander i vannet om å binde metallet. Biotilgjengeligheten og giftigheten til et metall vil avhenge av aktiviteten til frie metallioner og konkurrerende ioner dersom man antar at det er tilnærmet likevekt mellom ioner i løsning og ioner bundet på overflaten, og at giftigheten er korrelert med mengden metall som er bundet av de «biotiske ligandene». BLM modellen er basert på dette konseptet, samt en rekke laboratoriestudier som har fremskaffet toksisitetsdata for ulike metaller. For fisk er regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) benyttet, en art som er beslektet med våre laksefisker.

1.2.4 Undersøkelser i 2011

Undersøkelsene i Langvatnet i 2011 hadde fokus av den øvrige vannkjemiens betydning for giftighet av kobber (og andre metaller). Det ble foretatt spesieringsundersøkelser parallelt med et utvidet vannprøvetakingsprogram, og prøvetaking av fisk med analyser av metaller på gjeller. I tillegg ble spesierings/biotilgjengelighetsmodellen BLM (Biotisk ligand modell) benyttet på hele tidsserien av vannkjemidata fra Langvatnet for å se på tidstrender, eksponeringsnivåer og modellert toksisitet.

1.3 Forurensingsstatus nedstrøms Langvatnet

Vannbåren transport av metaller fra Sulitjelma-feltene ender via Øvrevann og Nedrevann (fig 1) i Fauskebukta. Samlet årstransport ut av Langvatnet er beregnet til ca 20 tonn kobber, 24 tonn sink (Iversen m.fl., 2009). Vannkvaliteten i Øvrevann har ikke endret seg vesentlig mellom prøvetakinger i 1993 og 2008. Tungmetallnivåene faller nedover i saltvannslaget og særlig under 100 meters dyp der en har hydrogensulfid. Metallkonsentrasjonene i utløpet til marint miljø ved Finneidstraumen overvåkes ikke pr i dag. Siden restnedbørsfeltene nedstrøms Langvatnet og tilførsler fra Laksåga i Nordenden av Øvrevatn er relativt små sammenlignet med tilførslene fra Langvatnet, må en anta forhøyede metallkonsentrasjoner også her. Pågående overvåkning og tidligere biologiske undersøkelser har hatt fokus på øvre del av det påvirkede området (Langvatnet). All fisk som er undersøkt er laksefisk (ørret og røye) der det ikke er tradisjon for konsum av lever. Tungmetaller som kadmium og bly akkumuleres i fiskelever, og for marine fiskeslag der lever konsumeres kan metallakkumulering gi grunnlag for kostholdsrad. Det samme gjelder for skalldyr, der både organismegrupper som filtrerer ut føden fra vannmassene (f.eks blåskjell (*Mytilus edulis*)) og predatorer/åtselere (f.eks taskekrabbe (*Cancer pagurus*)) kan opptre med forhøyede tungmetallverdier i belastede områder (Greene m.fl., 2012). En undersøkelse fra 80-tallet (Frantzen, 1986) påviste høye nivåer av kobber, kadmium og sink i overflatesedimenter og fastsittende makroalger (tang) i Fauskebukta. Det er derfor mulig at fisk og skalldyr i området kan være belastet også i dag. Både fiskeslag der lever konsumeres av mennesker, samt skalldyr, kan i dette området derfor ha potensiale for overskridelse av gjeldende kostholdsrad.

1.3.1 Kostholdsråd og omsetningsgrenser for tungmetaller

I Norge er Mattilsynet ansvarlig myndighet for fastsettelse av kostholdsråd og tillatte omsetningsgrenser for miljøgifter i mat. I forhold til tilførsler fra Sulitjelma er metallene kadmium og bly mest aktuelle. EUs vitenskapskomité for mattrygghet, EFSA, har vurdert nye data om forekomst og helseeffekter av kadmium i mat. Konklusjonen er at EFSA senker grensen for tolerabelt ukentlig inntak fra 420 mikrogram/uke til 150 mikrogram/uke (EFSA, 2009). Cd er blant 11 prioriterte stoffer, kategori A, i Vannforskriften, som innebærer en formulert mållsetting om at utslipp og annen tilførsel skal opphøre innen 2020 (<http://vannportalen.no/enkel.aspx?m=31930&amid=1750386>). Kadmium er bioakkumulerende i fisk og pattedyr og har lang biologisk halveringstid i pattedyr. Under visse betingelser er miljøet spesielt sårbart for kadmium. Dette gjelder for eksempel ved lav pH og lav hardhet i vassdrag, noe som kan forekomme i nordiske land (Haugen m.fl., 2007). For bly er omsetningsgrensen i EU 1,5 mg/kg.

1.3.2 Undersøkelser i 2011

For å avklare hvorvidt metalltilførslene fra Sulitjelma har negativ påvirkning på marint miljø, og om tilførslene resulterer i akkumulering i fisk og skalldyr, ble det tatt prøver av fisk, skalldyr og sedimenter for analyse av metallinnhold høsten 2011.

1.4 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget

I tillegg til de biologiske forhold, dreier gruveavrenningen i Sulitjelma seg også om mennesker og påvirkning av folks adferd. Det kan være usikkerhet rundt forurensning fra tungmetaller. Forurensningen er ofte usynlig og risikooppfatningen hos folk kan avvike fra den reelle risikoen de utsetter seg for. På bakgrunn av dette har vi gjennomført en kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget for å prøve å avdekke både dagens bruk av området, hva brukerne er opptatt av, bekymringer og betraktninger knyttet til gruveavrenningen samt hvordan forhold knyttet til avrenningen har påvirket folks adferd og bruk av området. Vi ønsket å få svar på hvordan forurensningen påvirker folks atferd, matvaner, naturbruk og dagligliv. I tillegg ønsket vi å finne ut av hvordan brukerinteressene oppfattet informasjon om forurensningssituasjonen og konsekvensene av dette. Vi har basert kartleggingen av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget på gjennomføring av dybdeintervjuer med de viktigste brukerinteressene. Vassdraget omfatter Skjønstå fra Langvatnet (+Laksåga) ut til Fauskevika i Fauske kommune. Det er private grunneiere langs elvene samt Øvrevatnet og Nedrevatnet, ellers er Statskog grunneier. Materialet fra intervjuene er supplert med data fra SSB og friluftslivskartleggingen fra Salten Friluftsråd.

1.4.1 Trekk ved ressursen

Sulitjelma er et tettsted i Fauske kommune med 437 innbyggere per 1. januar 2011. Fauske kommune har totalt 9541 innbyggere per 1. januar 2011. Sulitjelmaområdet, med hundrevis av små og store vann, er et eldorado for sportsfiskere. Om sommeren, når man kan kjøre bil inn til Balvatn, er det kort avstand fra veien og til mange vann. Dette gjør også at området er meget familievennlig. Terrenget er småkupert og lett å gå i. Sulitjelmaområdet er i sin helhet reinbeiteområde. I Sulitjelmaområdet finnes det ca. 500 hytter, flere hundre naust og mange fritidsboliger. Både Sulitjelma Jeger- og Fiskeforening og Sulitjelma og Omegn Turistforening har flere utleiehytter i området.

Sulitjelmaområdet er omgitt av Junkerdal nasjonalpark i sør i tillegg til at både Rago og Sjunghatten nasjonalparker er nært i nord. Junkerdal nasjonalpark er vernet på grunn av spesiell geologi og flora og har en kalkrik grunn som gir en uvanlig artsrikdom. Det er et rikt fugleliv i området og man kan finne svært sjeldne planter her. Både bjørn, gaupe og jerv lever i området. Samisk kultur og tradisjon har også etterlatt en mengde spor og historier knyttet til området.

1.4.2 Trekk ved lokalsamfunnet

Fauske kommune er i tillegg til å være forbundet med den tidligere gruvedriften i Sulitjelma også en kraftkommune. Tabell 1 viser at sysselsettingen i Fauske kommune hovedsakelig er innenfor helse- og sosialtjenester (24,3 %), varehandel (16,5 %), undervisning (10,8 %), offentlig administrasjon (8,9 %), bygg og anleggsvirksomhet (8,8 %) samt transport og lagring (7,4 %). Kun 0,2 % av arbeidsplassene i Fauske kommune er i dag relatert til bergverksdrift og utvinning.

Tabell 1. Sysselsatte per 4. kvartal 2010, arbeidssted Fauske kommune. Kilde: SSB.

Sysselsatte per 4. kvartal 2010, arbeidssted Fauske kommune (SSB)		
	Antall	Prosentvis fordeling
01-03 Jordbruk, skogbruk og fiske	99	2,5
05-09 Bergverksdrift og utvinning	7	0,2
10-33 Industri	119	3,0
35-39 Elektrisitet, vann og renovasjon	137	3,5
41-43 Bygge- og anleggsvirksomhet	343	8,8
45-47 Varehandel, motorvognreparasjoner	647	16,5
49-53 Transport og lagring	288	7,4
55-56 Overnattings- og serveringsvirksomhet	114	2,9
58-63 Informasjon og kommunikasjon	54	1,4
64-66 Finansiering og forsikring	24	0,6
68-75 Teknisk tjenesteyting, eiendomsdrift	125	3,2
77-82 Forretningsmessig tjenesteyting	103	2,6
84 Offentlig administrasjon, forsvar, sosialforsikring	349	8,9
85 Undervisning	423	10,8
86-88 Helse- og sosialtjenester	951	24,3
90-99 Personlig tjenesteyting	109	2,8
00 Uoppgitt	23	0,6

I Fauskevika og Skjerstadjorden drives det både yrkesfiske og oppdrettsvirksomhet. Laks er den dominerende oppdrettsarten. Omsetningen for Saltens oppdrettsnæring inklusiv slakteriene og eksportbedrift var ca. 2,8 mrd kr i 2010 (Team Bodø 2011). Direkte sysselsatte utgjorde ca. 350 årsverk. Den indirekte verdiskapingen fra næringen er ikke tallfestet, men ut fra nasjonale undersøkelser vet en at den er betydelig. Hver krone som skapes i sjømatnæringen, fører til en verdiskaping på 1 krone i andre norske næringer. For hvert årsverk i kjerneaktiviteten skapes ca. 1 årsverk i annet næringsliv, viser den årlige landsomfattende undersøkelsen fra Sintef. Dette innebærer at det skapes ca. 350 årsverk i indirekte næringer på bakgrunn av oppdrettsaktiviteten i Salten. Salten-Aqua gruppen har store deler av sin aktivitet i Fauskevika og Skjerstadjorden. De sysselsetter ca. 83 årsverk og har en verdiskaping på 81 millioner kroner (Wenberg, pers. medd.).

1.4.3 Regler for bruk

Statskog er grunneier i området rundt Langvatnet og ned til Skjønståelva. Videre langs Skjønståelva og rundt Øvrevatnet og Nedrevatnet er det private grunneiere. Grunneier har enerett til fiske etter laks, sjøørret, sjøørøye og innlandsfisk i vatn og vassdrag (hjemlet i § 17 Lov om laksefisk og innlandsfisk). Fiskekort på Statskog sine områder fås kjøpt på iNatur. Fauske kommune har felles fiskekort på privat grunn. I Nedrevatn og Øvrevatn og fiskeførende elver mellom vannene er stangfiske tillatt hele året,

samt isfiske. Elven Laksåga som renner ut i Øvrevatnet er sjørørret og sjørøye førende ca. 7 km opp gjennom dalen. Ovenfor Storfossen er vassdraget definert som innlandsfiske. Fra Laksåga går det bil/traktorvei ca 10 km opp gjennom dalen til det første av tre vann.

2. Material og metode

2.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk

Overvåkingsserien fra Hellarmo viser klart høyest metallkonsentrasjoner i sommerhalvåret. En periode på sommer-høst anses som mest kritisk i forhold til eventuelle effekter på fisk, og ble derfor valgt for gjennomføring av studiene i 2011.

2.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet

DGT metoden ble benyttet sammen med tradisjonelle vannprøver og analyser av metallkonsentrasjon på fiskegjeller for å få et bedre bilde på den reelle metallbelastningen i Langvatnet. Fisk ble fanget inn ved garnfiske på samme sted, og prøvetatt for analyse av metallinnhold i gjeller. I Norge baseres analyser av gjellemetaller i hovedsak på å analysere en hel gjellebue, mens BLM modellen baseres på analyser av gjellevev der bruskbuen som gir gjellen dens strukturelle støtte er fjernet. For å sikre sammenlignbare data, og en evaluering av prediksjonen i BLM modellen, ble gjeller med og uten bruskbue analysert i prosjektet.

2.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons

Modellen BLM versjon 2.2.3 som er tilgjengelig på <http://www.hydroqual.com/>, ble brukt til å estimere hvilke konsentrasjoner av kobber og sink som ville gi akutte effekter (LC50, konsentrasjonen som vil forårsake 50 % dødelighet i et definert tidsrom (vanligvis 48 timer)) i vann med samme kvalitet som prøvene fra Hellarmo. Faktisk målt konsentrasjon ble sammenlignet med estimert LC50 for å gi en pekepinn på om konsentrasjonene kan antas å være giftige eller ikke. Det er nødvendig å kjenne alkalitet, konsentrasjonen av alle hovedioner og løst organisk karbon for å bruke BLM. Siden alkalitet og konsentrasjon av natrium, kalium, klorid og løst organisk karbon (DOC) kun er analysert i de supplerende vannprøvetakingsrundene høsten 2011, og ikke inngår i overvåkingsserien fra Hellarmo, var det nødvendig å estimere disse. Alkalitet ble estimert basert på målt pH og en antagelse om at vannet hadde en overmetning av CO₂ med en faktor på 2 sammenlignet med atmosfæren. Natrium og klor ble antatt å ha konstant konsentrasjon på henholdsvis 1,15 og 2,5 mg/L (tatt fra målinger av enkeltprøver), mens kaliumkonsentrasjonen ble antatt å være 40 % av målt magnesiumkonsentrasjon (basert på forholdet i enkeltprøver). Parameteren DOC har stor betydning for resultatet av simuleringen og denne ble derfor variert innenfor et realistisk konsentrasjonsområde.

2.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma

Innsamling av sedimentprøver og biologisk materiale (fisk og blåskjell) ble utført etter gjeldende retningslinjer (Green m.fl., 2012) i samarbeid med Universitetet i Nordland. Sedimentprøver ble hentet fra 40 til 120 meters dyp i et 3x3 grid sentrert i forhold til utløpet av Finneidstraumen. Prøvene ble analysert for innhold av kobber, sink, kadmium og bly, samt tørrstoff (%) og total organisk karbon (se vedlegg, rek. nr 2392). Blåskjell (30-40 stk pr lokalitet) ble samlet inn fra strandsonen på 3 stasjoner, Skjyskjellvik (sør), Finneidstrømmen (midt) og Indre Fauskevika (nord)(figur 1). Skjellene ble oppbevart og behandlet ihht standardisert prosedyre (Green m.fl., 2012) og analysert for innhold av kobber, kadmium, bly og sink på NIVA (Se vedlegg, rek. nr 3562). Fisk ble fanget på bunngarn og torskeruser satt i umiddelbar nærhet av Finneidstrømmen. Torsk og flatfisk ble valgt ut for analyser. En muskelprøve av skinnfri filet tatt ovenfor sentrallinjen under ryggfinneren ble tatt av hver fisk. Leverprøver ble deretter tatt ut. Begge prøvetyper bestod av ca 10-20 g. pr fisk. Prøvene ble deretter frosset ned og sendt til UMB for metallanalyser.

2.3 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget

2.3.1 Brukerinteresser

Brukerinteresser dreier seg i utgangspunktet om nytten ulike brukere har av vassdraget, og ikke minst endringen i nytte dersom vannkvaliteten endres. Nytte i samfunnsøkonomisk forstand vil si at nytteverdien er "et mål på den nytten mennesker har av vannkvalitetsforbedringer". Nyten fastsettes ut fra hvilken endring i velferd alle berørte individer opplever som følge av en endring for eksempel i vannmiljøkvalitet.

For å fastsette "den totale samfunnsøkonomiske verdien" av en endring i kvalitet eller mengde av for eksempel et miljøgode som vannkvalitet, forsøker vi å finne totalverdien av endringen. Miljøgodenes totalverdi eller totalnytte kan deles inn i følgende nyttekomponenter:

- **Bruksverdi** er verdien knyttet til bruk av godet. Bruksverdien kan deles i henholdsvis direkte og indirekte bruksverdi og opsjonsverdi. Direkte bruksverdi får vi fra vann f.eks. i form av verdien av fiskeressurser og evt. andre arter med kommersiell verdi, samt rekreasjon i form av fiske, bading og opphold ved vann. Indirekte bruksverdi refererer seg til nytte vi får fra funksjoner i vannøkosystemet som det å se på og fotografere vannmiljø, rensfunksjoner i vassdrag osv. Opsjonsverdi er den verdi folk som ikke bruker ressursen i dag, setter på muligheten til å bruke ressursen i fremtiden.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (eksistensverdi) og for fremtidige generasjoner (bevaringsverdi).

Med nytte av endret vannkvalitet menes altså både nytte knyttet til praktisk bruk av vannforekomsten (for eksempel fordi man nå kan bade eller fiske i vannforekomsten eller har fått drikkevannskvalitet) og nytte knyttet til bevaring av god vannmiljøkvalitet selv om vannforekomsten ikke skal brukes til noe bestemt formål. Man kan tenke seg flere fremgangsmåter/metoder for å komme fram til nytteverdien av tiltak for bedre vannkvalitet. For å få de ulike nytteeffektene på en form som gjør dem mest mulig anvendelige som grunnlag for en samfunnsøkonomisk vurdering av tiltak, det vil si mest mulig sammenlignbare med kostnadene ved å gjennomføre tiltak, vil det ideelle være å få så mange som mulig av dem beskrevet i kroner. Det er imidlertid en erkjennelse at ikke alle virkninger meningsfylt kan verdsettes i kroner og at det er viktig å fange opp både de virkninger som kan prissettes og de som ikke prissettes for å gjøre fullstendige nyttevurderinger.

2.3.2 Tilnærminger til kvantifisering av nytte

Dersom man på en enkel måte vil forsøke å kvantifisere nytten brukerne har av vassdraget og eventuelle fremtidige opprydningstiltak, er en mulighet å ta utgangspunkt i beregnede totale kostnader for tiltak/opprydning og vurdere om nytten ser ut til å stå i forhold til kostnadene. Via nåverdiberegninger kan man regne seg frem til hva nytten eller betalingsvilligheten for hver husstand må være for at den skal være minst like stor som kostnadene ved opprydning.

Tallene man da kommer frem til kan så sammenlignes med betalingsvillighetsstudier som er gjennomført i andre vassdrag for å se om betalingsvilligheten som er funnet i disse er i samme størrelsesorden for det som kan være noenlunde tilsvarende vannmiljøendring og befolkningsgrunnlag. En landsomfattende brukerundersøkelse (Magnussen og Navrud 1992) viste for eksempel at hele 78 % av befolkningen over 15 år på landsbasis brukte vannforekomster i forbindelse med friluftsliv.

Gjennomsnittlig antall dager bruk per person/år var 23 mens 22 % av de spurte oppga at de ville bruke vannforekomstene mer hvis vannet ble renere.

I en undersøkelse fra 2008 (Barton m.fl. 2009), fant man at betalingsvilligheten for bedring i vannkvaliteten fra situasjonen i 2008 til "god økologisk tilstand" var vurdert til mellom kr 1070 og 2000 (*1,058 som er konsumprisindeks fra 2008-2011) per husstand per år for innsjøene Vansjø og Storefjorden i Østfold. Husstandenes betalingsvillighet sank med avstand mellom bolig og vassdrag med kr 25-70 per kilometer. Det vil si at de som bor nærmest har høyere betalingsvillighet for vassdraget enn de som bor langt unna. Vi ser av dette at betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedring i ett vassdrag er i størrelsesorden fra kr 600-2000 kroner per husstand per år.

Når man ikke har egne verdsettelsesestimater, men har oversikt over kostnadene, kan en slik tilnærming som illustrert over være nyttig for å vurdere lønnsomheten i form av nytte og kostnader. Man må imidlertid være oppmerksom på at dette forutsetter at betalingsvilligheten er omtrent lik i studieområdet og i området man overfører nytteestimatene fra. I mange tilfeller vil dette variere knyttet til lokale forhold.

2.3.3 Nyttevurderinger ved å beskrive nytten for ulike brukerinteresser

Å gå fra en beskrivelse i "antall kg eller tonn redusert forurensning" til et gitt kronebeløp knyttet til nytte, vil imidlertid være både vanskelig og ressurskrevende i mange tilfeller. Vi har derfor videre gjennomført nyttevurderinger ved å identifisere hvilke brukerinteresser som er berørt i det aktuelle området. For eksempel kan ulike forhold som egnethet som drikkevann, jordvanning, fiskemuligheter, bademuligheter og muligheter for fremtidig bruk av vannforekomsten bli bedret ved tiltak som reduserer avrenningen. Bedret vannkvalitet, kombinert med arealmessig tilrettelegging for atkomst og bruk av vassdragene kan ha næringspolitisk verdi. For utbyggingsområder kan attraktive vassdrag ha betydning for verdien av eiendommer langs vassdraget. Nedenfor er det satt opp en oversikt over "typiske" brukerinteresser knyttet til tiltak i vannforekomster:

Tabell 1. Total økonomisk verdi – typiske brukerinteresser

TOTAL ØKONOMISK VERDI AV (ENDRINGER I) MILJØGODER/ MILJØKVALITET
I. BRUKSVERDIER
Husstander
- Drikkevann
- Fritidsfiske
- Friluftsliv
- Bading (opplevd kvalitet)
- Annet friluftsliv
Industri og næringsliv
- Yrkesfiske
- Fiskeoppdrett
- Landbruk
- Vannkraft
- Annen industri og næringsliv
Indirekte bruksverdier
- Økosystemfunksjoner (F.eks. flomdemping, naturlig rensing og drenering m.v.)
II. OPSJONSVERDIER¹
- Opsjonsverdi av aktiviteter knyttet til vannkvalitet

¹ Den verdi folk setter på miljøgodet selv om de for tiden ikke bruker det, dvs. den verdi de tillegger godet fordi det kan tenkes at de ønsker å bruke det en gang i fremtiden.

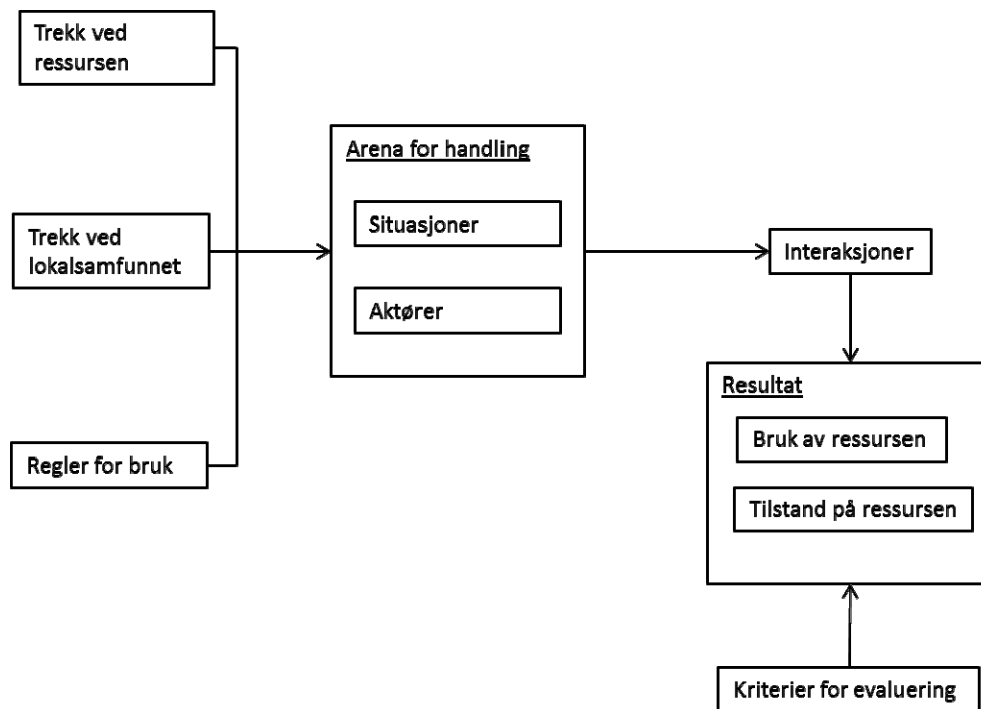
III. IKKE-BRUKSVERDIER (Eksistens – og bevaringsverdi av økosystemer i vann)

- Biomangfold
- Andre ikke-bruksverdier knyttet til vannmiljøkvalitet

For de aktuelle brukerinteressene kan man forsøke å kvantifisere endringene så godt som mulig. I samfunnsøkonomiske analyser er det velferds(nytte)effekt for samfunnet vi er ute etter å fange opp. Det vil si at både effekten for hvert individ og antall berørte individer er av betydning å kvantifisere. Gjennomføring av såkalte betalingsvillighetsundersøkelser er ressurskrevende og i denne utredningen har vi derfor tatt utgangspunkt i kvalitativ metode og dybdeintervjuer med brukerinteressene.

2.3.4 Rammeverk for analyse av bruken av vassdraget

For å analysere bruken av vassdraget og resultatene fra intervjuene, har vi benyttet oss av et rammeverk for institusjonelle analyser av ressursregimer og ressurs spørsmål basert på Ostrom m.fl. (1994) som vist i figur 1.



Figur 3. Rammeverk for analyse av ressursregimer og ressurs spørsmål (Bearbeidet og oversatt fra Ostrom m.fl. 1994).

Utgangspunktet for denne modellen er at en ressurs, i dette tilfellet vassdraget fra Langvatnet ned til Fauskebukta, har visse karakteristiske trekk. Det dreier seg om naturgitte forhold, forurensningsnivå, tilrettelegging etc. Dette påvirker folk og deres adferd og bruk av området. Trekk ved lokalsamfunnet som historie, kultur, tradisjon, næringsvei, innbyggerantall etc. påvirker også bruken av vassdraget. Lokalbefolkningen er i tillegg til dette påvirket av institusjoner - eller regler, slik som for eksempel eventuelle kostholdsråd, normer for bruk og utnyttelse av vassdraget samt generelle lover og regler. Disse faktorene utgjør bakgrunnen for en arena for adferd der ulike aktører opplever ulike situasjoner. Interaksjoner og kommunikasjon mellom ulike aktører både innad i lokalsamfunnet og utad med myndigheter, organisasjoner, forskning og forvaltning er også med på å påvirke folks adferd, og dermed både bruken av og tilstanden på vassdraget. Kriterier som rettferdighet, læring og utvikling vassdraget over tid, er noen av kriteriene som påvirker bruken av vassdraget.

2.3.5 Kvalitativ metode

Styrken til kvalitativ metode er at den gir muligheten til å gå i dybden og avdekke forhold som ikke er åpenbare. Et eksempel på dette er å avdekke de enkelte aktørers oppfatninger som ikke nødvendigvis stemmer overens med vitenskapelige fakta. Oppfatningene av området og forurensningssituasjonen er svært relevante for bruken og brukerinteressene, og vi forsøkte å avdekke disse ved hjelp av dybdeintervjuer. Vi har i hovedsak gjort intervjuer med ulike brukerinteresser tilknyttet Sulitjelmavassdraget og komplettert disse med intervjuer blant relevante forvaltningsaktører.

Metoden stiller imidlertid store krav til forskeren om å behandle data så objektivt som mulig. Forskeren må være bevisst på sin fremtreden, da også denne kan påvirke intervjusituasjonen. Man må også ta med i betraktningen at informanten av ulike grunner kan forsøke å påvirke resultatet av undersøkelsen og ikke alltid gi ærlige svar. Å vurdere hva som er taktiske og ikke- taktiske svar, er en stor utfordring i kvalitativ metode. Dette kan vanskelig kontrolleres på andre måter enn å ha gode faktakunnskaper om temaene som behandles, og gjennom å vurdere informasjon gitt av flere informanter opp mot hverandre.

2.3.6 Innhenting av informasjon

Dybdeintervju

Et dybdeintervju er et intervju som gjennomføres i en én til én situasjon, med en intervjuguide som utgangspunkt (Gripsrud og Olsson 2000). Det betyr at spørsmålene er åpne, og informanten fritt kan uttale seg om det aktuelle temaet. Vanligvis varer disse intervjuene i 1-1,5 timer. Individuelle intervjuer brukes tradisjonelt når det er temaer som er komplekse eller vanskelig lar seg behandle i ordinære spørreundersøkelser eller fokusgrupper.

Det finnes mange ulike måter å legge opp et dybdeintervju på. Det ene ytterpunktet er et sterkt strukturert intervju med ferdig formulerte spørsmål og svar. Denne formen for intervju gir liten fleksibilitet for intervjueren samtidig som den som svarer har liten valgfrihet. Fordelen med et slikt intervju er imidlertid at det er klare rammer for hva informant skal svare på, og det ikke er så lett å styre intervjuet for informanten. Konkrete spørsmål gjør det også enklere å sammenligne svar mellom informantene. I et svært strukturert intervju vil man imidlertid ikke alltid få frem alle momentene som kanskje er av betydning, og som man ikke hadde oversikt over i på forhånd. Det andre ytterpunktet er et åpent intervju nærmest uten struktur. I et åpent intervju er målsetningen at informantene skal fortelle mest mulig fritt om sine erfaringer. Her er ikke spørsmålene formulert på forhånd, og mer avhengig av at informantene er villige til å meddele seg. Kvale (1997) omtaler i sin bok en bestemt form for forskningsintervju som han omtaler som et halvstrukturert livsverden- intervju. Dette definerer han slik: «.. *et intervju som har mål å innhente beskrivelser av den intervjuedes livsverden, med henblikk på fortolkning av de beskrevne fenomenene.*» (Kvale 1997 s.21) Ved slike intervjuer er samtalen fokusert mot bestemte temaer forskeren har valgt ut på forhånd (Dalen 2004). Det er denne halvstrukturerte formen av et dybdeintervju vi har valgt å bruke i våre intervjuer.

Utvalg

Utvelgelsen av informanter var en avveining mellom at antallet informanter ikke kunne bli for stort og at intervjumaterialet måtte være av en slik kvalitet at det kunne gi tilstrekkelig grunnlag for tolkning og analyse. For å få maksimalt ut av det begrensede utvalget av informanter i en slik oppgave, er det viktig å finne de "riktige" representantene fra de ulike organene med de rette vervene, kompetansen og engasjementet for oppgavetemaet. Vi kom frem til vårt utvalg underveis bl.a. på bakgrunn av tips fra andre informanter, dvs. vi foretok et såkalt snøballutvalg (Gripsrud og Olsson 2000). Svakheten ved et snøballutvalg er at man kan få informanter fra et veldig likt miljø, slik at variasjonen i utvalget blir mindre. Dette anså vi imidlertid ikke for å være et problem, siden området og miljøet vi skulle ha informanter fra, i utgangspunktet var såpass lite. Vi var veldig bevisste på hvilket organ informanten

skulle representere i intervjusituasjonen. Å finne den rette personen i et lite miljø ved hjelp av et snøballutvalg, anså vi derfor ikke for å bli en trussel for variasjonen i utvalget.

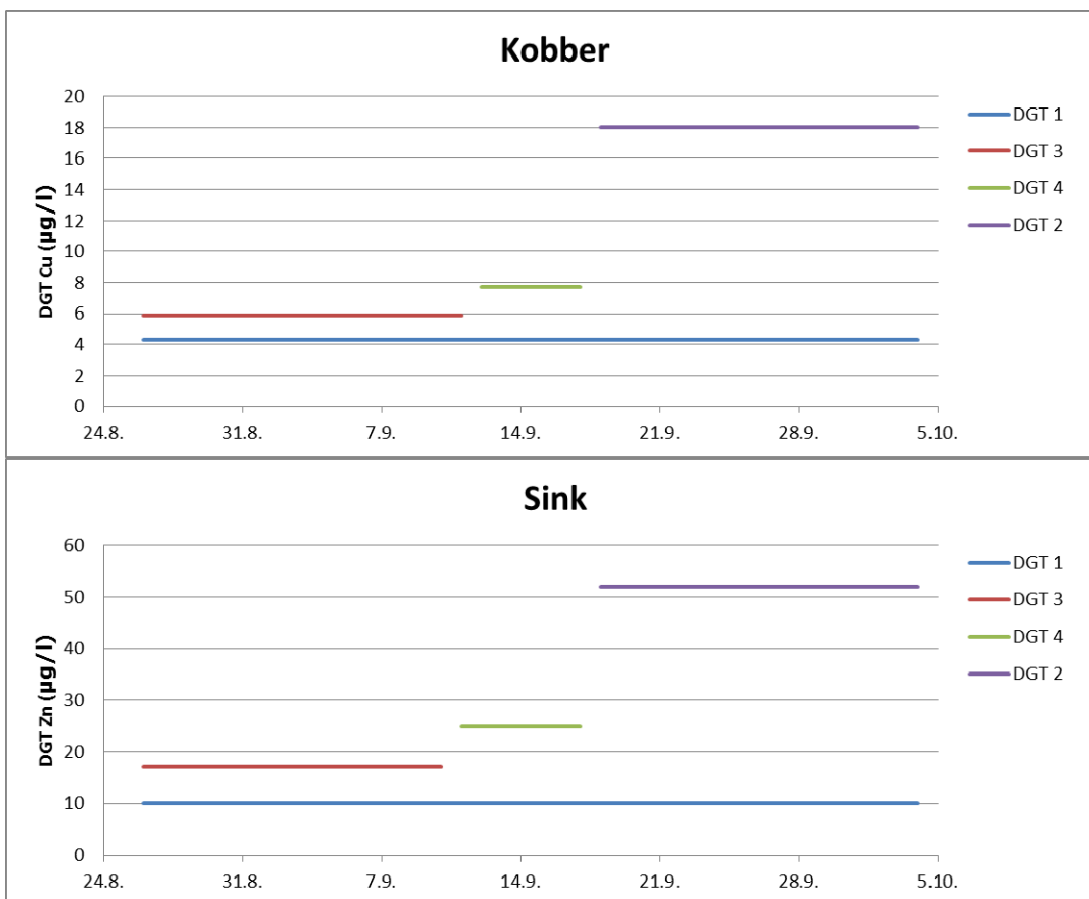
3. Resultater

3.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk

Alt feltarbeid ble utført av NIVA personell i perioden 26.08 til 04.10. 2011. Ved innhenting av vannprøver ble DGTer utplassert og innhentet på samme sted som prøver til overvåkningsprogrammet hentes fra. Innsamling av fiskemateriale ble utført ved garnfiske (8 garn, maskevidder fra 16-40 mm) i nedre del av Langvatnet 8-9 september. Vannkjemiske analyser og DGT analyser ble utført av NIVA og akkrediterte underleverandører. Analyser av metallinnhold på gjeller ble utført av UMB.

3.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet

4 DGTer ble benyttet, hvorav en var lå ute i hele perioden fra 26 august til 4 oktober. De tre andre lå ute i sekvensielle perioder på 8-16 dager.



Figur 4. DGT målinger av kobber og sink ved Hellarmo høsten 2011.

DGT målingene viser en stigende trend i metallnivåer gjennom perioden. DGT utplassert gjennom hele perioden lå trolig ute for lenge, slik at denne ble mettet opp med metaller og dermed ikke gir en representativ måling.

Tabell 2. Vannkjemiske analyser av prøver tatt på Hellarmo høsten 2011.

Analysevariabel	Prøvenr Enhet Metode	Hellarmo	Hellarmo	Hellarmo	Hellarmo
		24.08.11	10.09.11	18.09.11	04.10.11
Surhetsgrad	pH Ekstern	7,0	7,1	7,1	7,1
Konduktivitet	mS/m Ekstern	3,57	3,70	3,80	4,25
Turbiditet v/ 860 nm	FTU Ekstern	0,20	0,21	0,40	0,63
Karbon, organisk	mg C/l Ekstern	1,0	0,98	2,2	1,5
Sulfat	mg/l Ekstern	4,6	4,9	5,1	5,8
Aluminium	µg/l Ekstern	22	34	38	52
Kalsium	mg/l Ekstern	4,2	4,4	4,6	4,9
Kadmium	µg/l Ekstern	0,073	0,071	0,085	0,093
Kobber	µg/l Ekstern	18	18	24	34
Jern	µg/l Ekstern	29	53	64	76
Magnesium	mg/l Ekstern	0,57	0,60	0,63	0,69
Mangan	µg/l Ekstern	7,1	6,2	8,2	9,9
Nikkel	µg/l Ekstern	0,46	0,60	0,60	0,75
Bly	µg/l Ekstern	0,016	0,020	0,042	0,071
Sink	µg/l Ekstern	24	25	81	37

Målinger av vannkjemi fra samme periode (tabell 2) viser samme trend som DGT målingene, med økende nivåer av kobber og sink utover i perioden. Totalkonsentrasjonen av kobber i vannprøvene lå høyere enn DGT målinger på samme tidsperiode. DGT konsentrasjonen var omtrent 1/3 av totalkonsentrasjonen i de to første periodene, og 1/2 av totalkonsentrasjon i siste periode. For sink lå DGT konsentrasjonene noe lavere i den første perioden, mens de steg til langt høyere nivåer og lå over punktmålte konsentrasjoner gjennom siste periode.

Gjelleprøver ble sikret av all fisk (8 stk, fanget i garn 9 sept, og analysert med og uten bruskbue). Med en fangstnissats på omtrent 300 m² garn av ulik maskevidde var fangsten ikke stor, og dominert av eldre ørret.

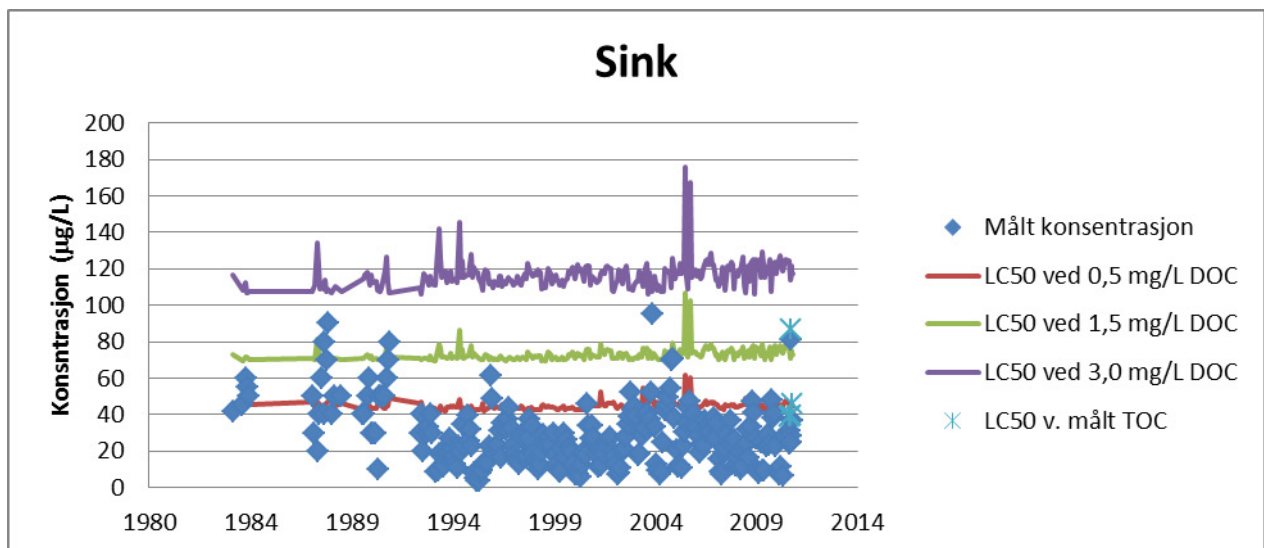
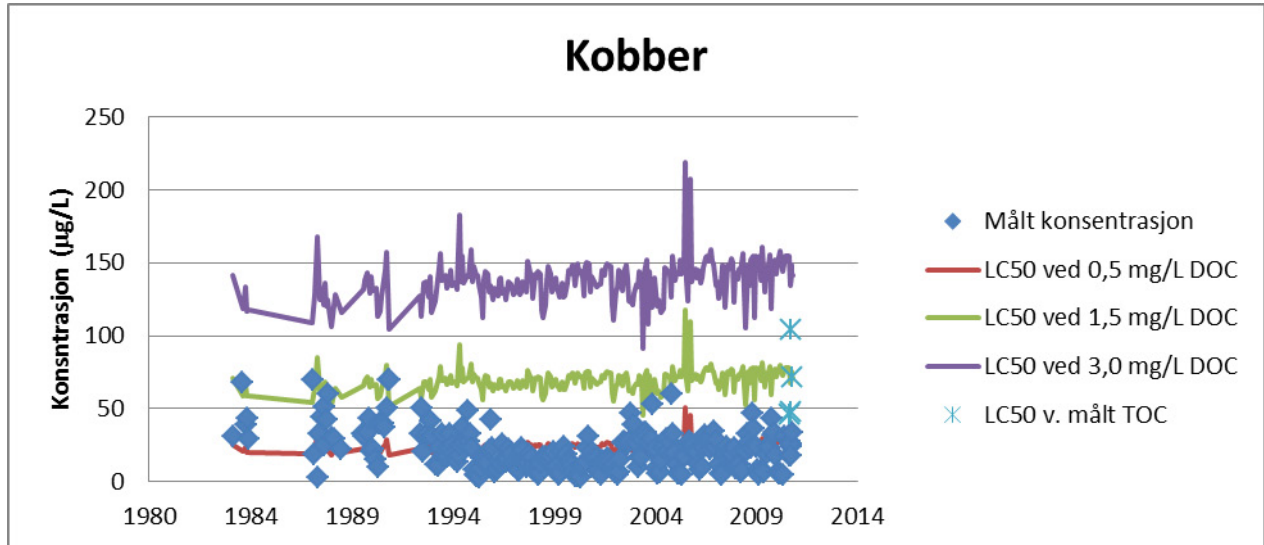
Tabell 3. Metallkonsentrasjoner i gjeller på fisk fanget i Langvatnet høsten 2011

Dato	Sted	Art	Lengde (cm)	Metallkonsentrasjon i gjeller (µg/g tørrvekt)							
				Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Cd	Pb
09.09.2011	Langvatn	Røye	16	30	451	15	379	0,4	72,0	4,06	0,11
09.09.2011	Langvatn	Røye	17,5	36	510	16	307	0,3	79,5	6,47	0,10
09.09.2011	Langvatn	Aure	37	24	288	27	1179	0,2	9,1	3,00	0,15
09.09.2011	Langvatn	Aure	40	5	68	4	118	0,1	8,1	1,49	0,18
09.09.2011	Langvatn	Aure	39	350	662	26	1752	0,5	17,0	3,26	0,22
09.09.2011	Langvatn	Aure	38	74	335	10	1136	0,2	8,7	3,09	1,85
09.09.2011	Langvatn	Aure	35	115	622	29	1157	0,2	21,4	3,99	0,61
09.09.2011	Langvatn	Aure	34	121	579	25	1190	0,2	11,9	4,30	1,94
			Gjennomsnitt	94	439	19	902	0,3	28,5	3,7	0,6

Tabell X gjengir resultater analysert med bruskbue etter norsk praksis. Forholdet mellom analyser med og uten bruskbue var tydelig høyere verdier uten bruskbue, der verdiene i tabell 3 utgjør gjennomsnittlig 48, 63, 51 og 77% av verdiene for kobber, sink, kadmium og bly, respektivt. Fra tabell 3 kan det se ut som om det er et ulikt forhold mellom kobber og sink hos de to artene, med høyere kobberakkumulering og lavere sinkakkumulering hos røye. Datamaterialet gir imidlertid ikke grunnlag for å si noe sikkert basert på et lite antall fisk av variabel størrelse.

3.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons

Generelt holdt vannparametrene seg innenfor området BLM modellen er validert for. Overvåkingsserien fra Hellarmo fra 1984 fram til og med 2011 ble benyttet som inngangsdata, supplert med tilleggsparemetre estimert fra vannprøver tatt høsten 2011 (tabell2)



Figur 5. BLM-estimerte LC_{50} (50% dødelighet, 48 timers eksponering) verdier for kobber og sink basert på måleserien fra Hellarmo ved 3 estimerte DOC konsentrasjoner.

Modellert akutt toksisitet ved 1,5 mg/l DOC, som er den mest realistiske konsentrasjonen av de tre valgte i framstillingen i figur 5, viser at en i all hovedsak ligger under dette nivået mesteparten av tiden. På enkelte tidspunkter predikerer modellen at grense for akutt dødelighet overskrides med dagens variasjonsbredde i vannkjemi både for kobber og sink. På ett av de ekstra prøvetakingstidspunktene høsten 2011 (18 september) er de modellerte grensene for akutt toksisitet overskredet for både kobber og sink.

For kobber er også BLM modellen satt opp for å gi tall på vannkvalitetskriterier for kronisk toksisitet, såkalt WQC. Dette tallet oppnås ved å ta utgangspunkt i en beregnet «Final Acute Value» for toksisitet i den aktuelle vannkvaliteten og definere en «trygg» vannkonsentrasjon som halvparten av denne. For Langvatnet ble gjennomsnittsestimatet 2,9 µg Cu/l ved 1,5 mg/l DOC.

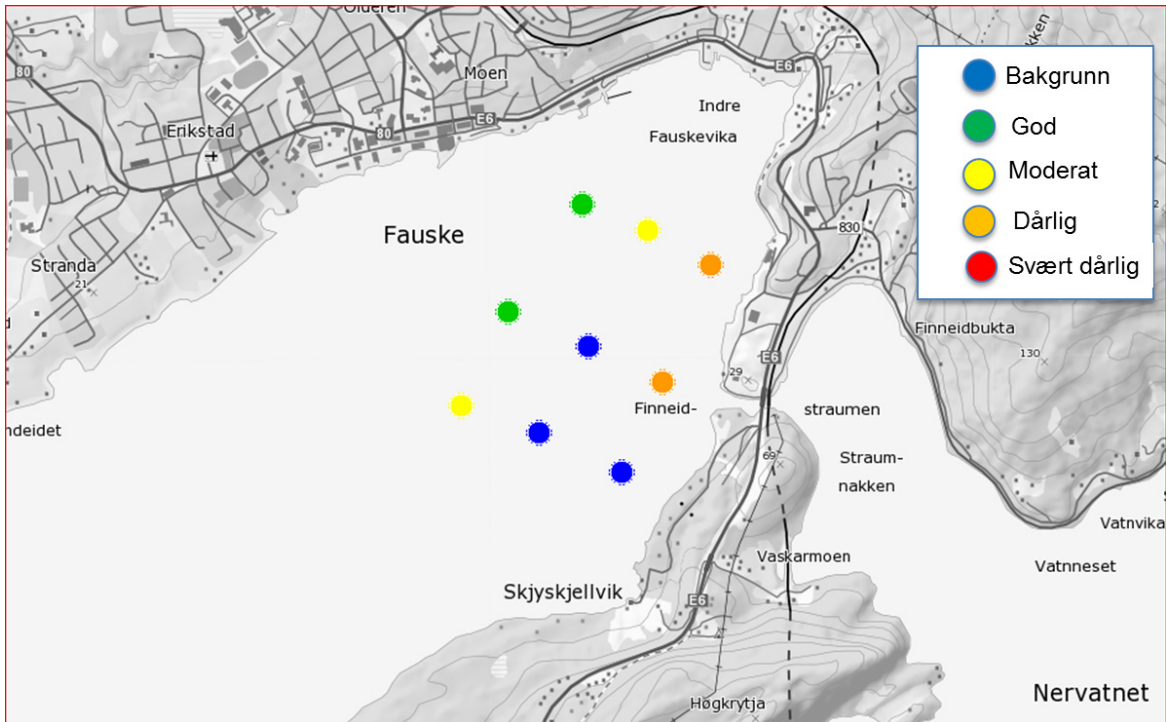
3.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma

Innsamling av sedimentprøver og biologiske prøver foregikk i perioden 4.10 til 20.12 2011 med bruk av båt og mannskap innleid fra Universitetet i Nordland. Sedimenter ble samlet inn ved standard grabbprøver på 9 stasjoner i Fauskebukta, mens fisk ble fanget på garn og torskeruser i umiddelbar

nærhet av Finneidstrømmen. Krabbeteiner (4 stk) samt trollgarn utgjorde en betydelig fangstsinnsats mot taskekrabbe, uten at dette ga fangst. Basert på samtidig krabbefiske lenger ute i fjorden ble det konkludert med at bestanden av denne arten i indre Skjerstadvik var så vidt lav at ytterligere fangstsinnsats ikke ble vurdert hensiktsmessig.

3.2.1 Metallinnhold i sedimenter

Sedimentprøver ble hentet fra 40 til 120 meters dyp i et 3x3 grid sentrert i forhold til utløpet av Finneidstraumen. Prøvene ble analysert for innhold av kobber, sink, kadmium og bly, samt tørrstoff (%) og total organisk karbon (se vedlegg, rek. nr 2392)

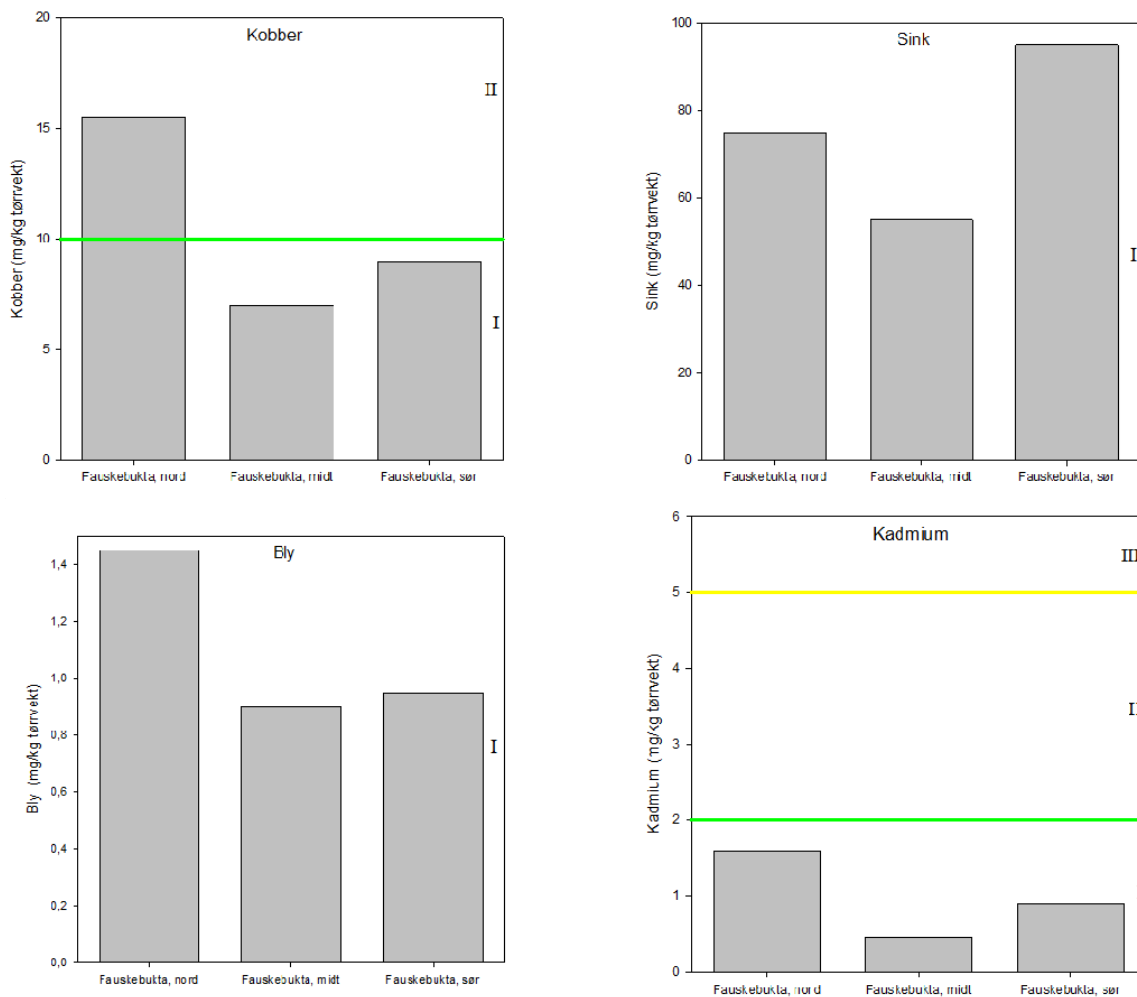


Figur 6. Innhold av kobber i sedimentprøver fra Fauskebukta klassifisert etter Klifs klassifiseringssystem for sedimenter (Molvær m.fl., 1997).

Høyeste verdi ble målt på prøvepunkt 6, rett utenfor Finneidstraumen, med en verdi på 200 mg Cu/kg. For de andre metallene var alle stasjoner i kategori God eller Bakgrunn. Stasjon 6 nærmest utslippspunktet hadde høyeste verdi for alle metaller, med hhv. 240, 23 og 5,8 mg/kg for sink, bly og kadmium.

3.2.2 Metallinnhold i fisk og skalldyr

Blåskjell (30-40 stk pr lokalitet) ble samlet inn fra strandsonen på 3 stasjoner, Skjyskjellvik (sør), Finneidstrømmen (midt) og Indre Fauskevika (nord)(figur 1). Skjellene ble oppbevart og behandlet ihht standardisert prosedyre (Greene m.fl., 2012) og analysert for innhold av kobber, kadmium, bly og sink på NIVA (Se vedlegg, rek. nr 3562).



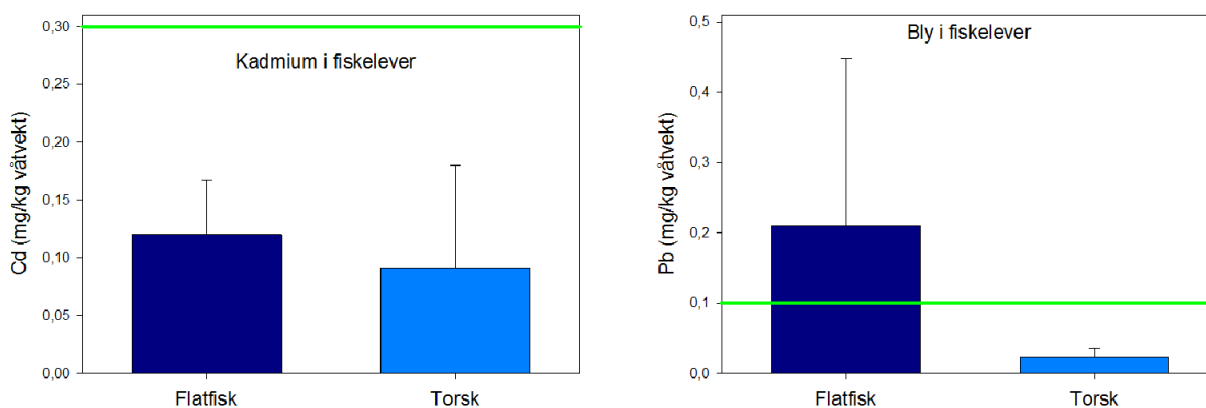
Figur 7. Metallinnhold i blåskjell fra tre stasjoner i Fauskebukta høsten 2011. Klifs tilstandsklasser er indikert til høyre i figurene og grense mellom tilstandsklasser med horisontale linjer.

For kobber var blåskjell fra stasjon indre Fauskevika moderat forhøyet og havnet i tilstandsklasse II, for de andre metallene var alle stasjoner i tilstandsklasse I. Alle blåskjellstasjoner kom under EUs grenseverdier for konsum på 1,5 og 1 mg/kg våtvekt for bly og kadmium, respektivt (det er da benyttet en omregningsfaktor på 5 mellom tørrvekt og våtvekt).

Fisk ble hovedsakelig fanget på bunn garn (5. okt 2011), og fangstene inkluderte alle de vanligste torskefiskene (torsk, sei, hyse) og flatfiskene (rødspette, skrubbe, kveite) man kunne forvente fangst av. Torsk og flatfisk ble valgt ut for analyser. En muskelprøve av skinnfri filet tatt ovenfor sentrallinjen under ryggfinner ble tatt av hver fisk. Leverprøver ble deretter tatt ut. Begge prøvetyper bestod av ca 10-20 g. pr fisk. Prøvene ble deretter frosset ned og sendt til UMB for metallanalyser. Prøveresultater er gjengitt som konsentrasjon pr gram våtvekt.

Tabell 4. Konsentrasjon av kobber, sink, kadmium og bly i muskel og lever fra marin fisk fra Fauskebukta høsten 2011.

Gruppe	Nr	L	V	Metallkonsentrasjon i muskel og lever av torsk og flatfisk (µg/g)							
				Cu muskel	Zn muskel	Cd muskel	Pb muskel	Cu lever	Zn lever	Cd lever	Pb lever
Torsk	1	410	900	0,09	4,42	0,0003	0,16	12,29	34,26	0,03	0,01
Torsk	2	565	1450	0,08	3,72	0,0007	0,01	6,41	17,47	0,03	0,01
Torsk	3	690	3500	0,14	4,16	0,0003	0,25	9,65	21,03	0,01	0,01
Torsk	4	570	1600	0,12	4,38	0,0004	0,07	11,86	25,24	0,03	0,02
Torsk	5	535	1300	0,06	2,63	0,0002	0,01	6,32	48,34	0,31	0,02
Torsk	6	430	850	0,10	3,47	0,0004	0,03	13,63	32,18	0,12	0,04
Torsk	7	260	250	0,12	3,81	0,0004	0,01	3,96	33,28	0,09	0,03
Torsk	8	300	250	0,12	3,83	0,0004	0,03	7,41	33,82	0,14	0,05
Torsk	9	235	150	0,15	4,58	0,0002	0,02	7,67	36,03	0,08	0,03
Torsk	10	220	100	0,19	5,15	0,0009	0,03	8,50	32,68	0,07	0,01
Flatfisk	11	450	1100	-	-	-	-	2,39	33,66	0,16	0,64
Flatfisk	12	540	1750	0,12	5,65	0,0003	0,09	2,14	47,28	0,12	0,23
Flatfisk	13	305	250	0,12	3,60	0,0002	0,02	12,08	56,27	0,05	0,04
Flatfisk	14	280	200	0,19	3,99	0,0005	0,06	7,54	41,03	0,08	0,28
Flatfisk	15	365	450	0,14	4,11	0,0003	0,01	8,78	42,85	0,13	0,05
Flatfisk	16	350	450	0,16	4,37	0,0006	0,03	15,05	53,62	0,18	0,02



Figur 8. Konsentrasjoner av kadmium og bly i lever av torsk og flatfisk fra Fauskebukta. Horisontal linje markerer Mattilsynets grense for kostholdsrad.

Ingen metaller viste nivåer i muskel som tydet på bioakkumulering av metaller, mens for blynivå i lever hos flatfisk var nivåene over grenseverdien (figur 8). For kadmium var nivåene i lever på linje med høye bakgrunnsnivåer (Greene m.fl., 2012)

3.3 Kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget

Det ble gjennomført i alt 13 intervjuer med brukerinteresser i tillegg til oppstartsmøtet med Nordland Fylkeskommune, Fylkesmannen i Nordland og Mattilsynet. Intervjuene ble gjennomført i to runder høsten 2011. Den første runden ble gjennomført 25.-26. august 2011. Den andre runden ble gjennomført fra 3.-5. oktober 2011. Intervjuene ble hovedsakelig gjennomført ansikt til ansikt på Fauske og i Sulitjelma. Alle informantene ble kontaktet per telefon i forkant av intervjuene og all deltakelse baserte seg på frivillighet fra informantens side. I tillegg ble tre intervjuer gjennomført per telefon i etterkant av besøkene. Vi startet med å gjennomføre møter med Nordland Fylkeskommune, Fylkesmannen i Nordland og Fauske kommune og fikk gjennom denne kontakten hjelp til å foreta utvalg av informanter. I tillegg har vi fått tips fra informantene underveis i intervjuene og slik altså foretatt et såkalt snøballutvalg. Vi har altså fokusert på brukerinteresser tilknyttet vassdraget fra Langvatnet ut til Fauskebukta, inkludert Øvrevatnet og Nervatnet. Utvalg av informanter er i tillegg basert på et mål om at så mange som mulig ulike naturbrukstyper og brukerinteresser skulle være representert. Snøballutvalg der potensielle informanter ble anbefalt underveis, gjorde dette mulig.

3.3.1 Gjennomføring av intervjuene

De fleste av intervjuene ble gjennomført på kontoret/arbeidsplassen til informantene. To intervjuer ble gjennomført på kafè mens 3 intervjuer ble gjennomført på telefon i etterkant av intervjuene i felt. Det er tatt notater under intervjuene som er skrevet ut i etterkant.

En intervjuguide ble laget som en sjekklister for de halvstrukturerte intervjuene (se vedlegg). Intervjuguiden omfattet sentrale temaer og spørsmål som til sammen skulle kartlegge bruken av vassdraget og området i dag, oppfatninger av effekten av gruveavrenningen og forhold knyttet til dette. I utarbeidelsen av intervjuguiden brukte vi traktprinsippet (Dalen 2004). Det vil si at intervjuene starter med spørsmål som ligger i grenseområdet til de mer sentrale og kanskje mer følelseladete temaene som skal belyses. Etter hvert fokuserte spørsmålene mer mot de mest sentrale temaene før de mot slutten igjen ble rettet mot mer generelle forhold. I utarbeidelsen av vår intervjuguide var problemstillingene sentrale for hvilke hovedtemaer vi valgte i intervjuet (Kvale 1997). Vi utarbeidet mange konkrete intervju spørsmål for å belyse problemstillingene våre fra flere vinkler. Intervju spørsmålene ble brukt som en veileder for oss i intervjusituasjonen, og i tillegg spurte vi oppfølgingsspørsmål underveis ut i fra det som kom frem under intervjuet. Vi lagde i utgangspunktet kun en intervjuguide. Denne ble tilpasset de forskjellige informantene våre. Vi var imidlertid veldig konsekvente på å være innom de samme temaene i alle intervjuene. Et halvstrukturert intervju med individuelle tilpasninger, ga oss muligheten til å følge opp forhold vi avdekket underveis samtidig som vi kunne komme med oppfølgingsspørsmål som var avgjørende for å få frem nyanser hos informantene.

3.3.2 Interesser knyttet til vassdraget

Oversikt over aktuelle brukerinteresser i vassdraget Skjønstå fra Langvatnet ut til Fauskevika er i henhold til våre intervjuer hovedsakelig fritidsfiske, yrkesfiske, akvakultur, vannkraft, turisme, rekreasjon, friluftsliv og naturvern.

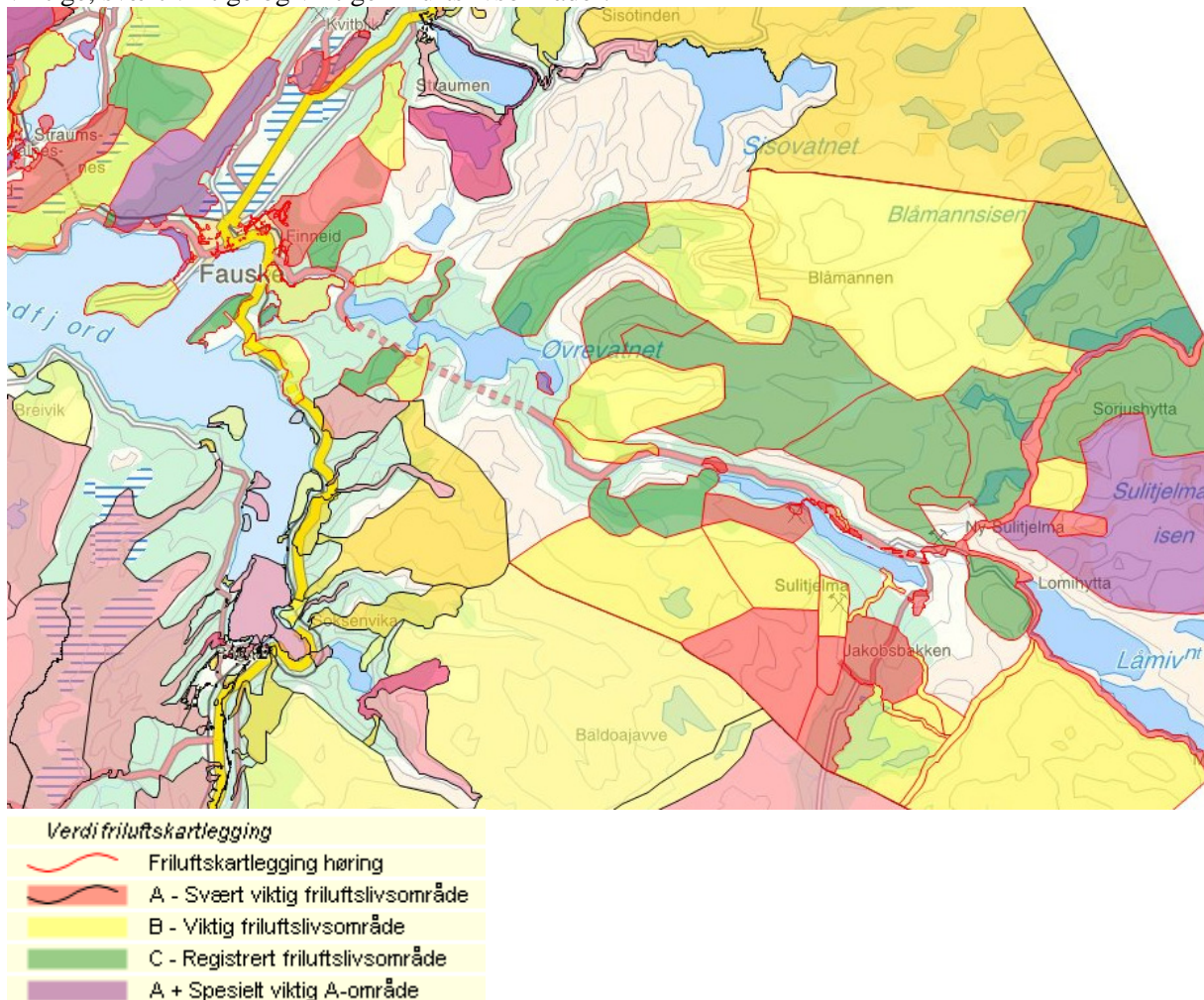
Tabell 5. Oversikt over nytteeffekter og mulige fysiske måleenheter i vassdraget Skjønstå fra Langvatnet ut til Fauskevika.

Nytteeffekt	Mulig fysisk måleenhet	Aktuelle brukerinteresser i vassdraget i dag
Fritidsfiske	Utbytte, kg fisk, antall solgte fiskekort	Liten grad i Langvatnet og Øvrevatnet, noe i Skjønstå og Laksåga samt en god del aktivitet både i Nedrevatnet og i Fauskevika.
Yrkesfiske	Utbytte, kg fisk	Aktuelt i Fauskevika men mest aktuelt i Skjerstadvatnet
Akvakultur	Utbytte, kg/hl fisk og skalldyr	Lakseoppdrett i Fauskevika og Skjerstadvatnet
Landbruk	Utbytte	Reindrift i området men man har ikke kunnskap om at avrenningen fra gruvefeltene har noen negativ effekt på dette.
Vannkraft	Produksjon, kWh	Salten kraftsamband AS driver kraftutbygging i området og vannet går i tunell ned til Skjønstå. 20-25 % av produksjonen i Sulitjelmaverkene kommer fra dette vassdraget.
Annen industri og næringsliv	Verdi av tomter, turisme, andre fordeler for industri og næringsliv	Sulitjelma Mineral har sikret seg rettigheter til malmen og ønsker oppstart av ny gruve drift i Sulitjelma. Bosetning langs vassdraget og noen turistbedrifter. Turismen i Sulitjelma

		fokuserer imidlertid mye på fjellområdene.
Rekreasjon og friluftsliv	Antall badeplasser, tilrettelagte plasser og områder, antall bruksdøgn	Friluftslivskartleggingen viser at vassdraget omgis av flere spesielt viktige, svært viktige og viktige friluftslivsområder. Badeplass ved Koppsteinen ved Nedrevatn.
Naturvern (ikke-prissatte)	Antall km/km ² intakt vannforekomst, antall bevarte biotoper og arter, bioproduksjon etc.	Sulitjelmaområdet har en spesiell geologi, og har en kalkrik grunn som gir en uvanlig artsrikdom. Det er et rikt fugleliv i området og man kan finne svært sjeldne planter her. Både bjørn, gaupe og jerv lever i området.

3.3.3 Friluftslivskartleggingen

Som vi ser fra kartet under, viser friluftslivskartleggingen i Salten at vassdraget omgis av flere spesielt viktige, svært viktige og viktige friluftslivsområder.



Figur 9. Utsnitt fra friluftslivskartleggingen i Salten. Kilde: Salten Friluftsråd (2011).

Området Suliskongen helt i vest, er merket som spesielt viktig med spesielle natur- og kulturhistoriske opplevelseskvaliteter og et spesielt landskap. Området brukes spesielt mye på våren, og Suliskongen er en kjent toppstur. Område Furuhaugen sør for Langvatnet er registrert som svært viktig turområde for Bursimarka. Området brukes også av skolen og det er tilrettelagt med blant annet gapahuk.

Området Lilly – Avolunchokka rundt Jakobsbakken er også registrert som et viktig friluftsområde. Området er et rikt botanisk høyfjellsområde med stor utfart. Det er mange hytter i området. Hellarmo er et annet svært viktig friluftsområde. Her er det tilrettelagt for fiske og satt opp en gapahuk. Lett tilgjengelig og fin sti. Hellarmo brukes mye av skoleklasser etc. til undervisning. Området Skjønstå er et gammelt og vedlikeholdt gårdstun med café om sommeren. Gårdstunet benyttes også til ulike arrangementer. Området har en kulturhistorisk verdi samt lett tilgjengelige og familievennlige uteområder for friluftsliv. Skjønstå kategoriseres som et svært viktig friluftslivsområde. Skofferdalen øst for Øvrevatnet er karakterisert som et viktig friluftsområde med sti i vakre omgivelser ved elv og vann. Området rundt elva Laksåga ned til Øvrevatnet er registrert friluftsområde med mange fritidsboliger og et lakseførende vassdrag. Området Solvika – Svartvatnet er registrert som viktig friluftslivsområde. Det er lett tilgjengelig med opparbeidet traktorvei fra Solvika og helt opp til Svartvatnet. Her finnes noen hytter og flere stier samt fiskemuligheter i Svartvatnet. Rismålstuva er en fin toppur øst for Finneid og området er registrert som viktig friluftslivsområde. Området Nedrevatnet er registrert som viktig friluftslivsområde med bakgrunn i at det er et viktig nærturterreng for en del befolkning og at Nedrevatnet brukes en del til fiske. På Fauske er området Finneidfjellet registrert som svært viktig friluftslivsområde med stor bruk og lysløype, tursti, gapahuker, trimkasse, stier etc. Klungsetmarka og Klungsetleira i Fauske er registrert som spesielt viktig A-områder på grunn av at de er meget viktige friluftsområder for Fauske sin lokalbefolkning. Klungsetmarka fungerer også som gjennomfartsåre for turer videre innover skogen og fjellet. Området vurderes som svært viktig da det brukes ofte, er lett tilgjengelig og har mange opplevelseskvaliteter. På Klungsetleira har man laget en meget tursti helt nede ved sjøen som benyttes mye. Området er relativt inngrepsfritt og har et stort potensial med sin gode tilgjengelighet fra Fauske sentrum. Området vurderes som svært viktig da det brukes svært ofte og er lett tilgjengelig.

3.3.4 Om bruken av området i dag

Informantene karakteriserer generelt bruken av vassdraget Skjønstå fra Langvatnet ut til Fauskevika som relativt liten, og da spesielt de øvre deler av vassdraget. Det meldes om at det er veldig liten benyttelse av Langvatnet. Her er det ingen stor fiskeaktivitet, men en og annen båt er observert. En av informantene sier det slik:

«Sulitjelmasamfunnet har på en måte levd med ryggen til Langvatnet. Lokalbefolkningen oppfatter vannet som skittent med avrenning fra gruve-feltene og kloakk fra befolkningen.»

En informant nevner også at veibygging etc. har ført til at vannet er utilgjengelig pga. bratte terskler og at det ikke er så lett å sette ut båt etc. Det nevnes også at det er lite tilrettelegging for at bruken skal økes.

Det rapporteres imidlertid om stor bruk av Hellarmo friluftsområde. Her har Statskog tilrettelagt for fiske og satt opp en gapahuk. Hellarmo brukes mye av skoleklasser etc. til undervisning, og området er svært populært for isfiske på vinteren. Her peker flere av informantene på at fiskebestanden er god og man kan få fin fisk. Noen nevner også at fiskebestanden er forbedret etter nedleggelsen av gruvedriften.

I Øvrevatnet rapporteres det om relativt liten fiskeaktivitet, men i Nedrevatnet rapporteres det om en fin fiskebestand med stor både ørret og røye i tillegg til blant annet torsk, kveite og rødspette. Her fiskes det en del både av grunneiere og andre.

Når lokalbefolkningen i Sulitjelma snakker om rekreasjon knyttet til vann og fiske, nevnes heller de mange fjellvannene i området som karakteriseres som et eldorado for sportsfiskere. I mange av de største vannene er det dessuten tillatt å fiske med garn og oter. Mange av disse er lett tilgjengelig bare noen minutters kjøretur fra Sulitjelma. I tillegg er det mye lett tilgjengelig skogs- og høyfjellsterreng i umiddelbar nærhet for Sulitjelma sine innbyggere, og på grunn av dette er man generelt ikke så opptatt

av å bruke Langvatnet. Sommerstid er det for eksempel bilvei helt inn til Balvatnet og dette gjør at det er kort avstand fra vei til mange vann.

«Vi drar inn i fjellet for å fiske både på grunn av villmarksopplevelsen, og at vassdraget er forurenset. Gruveaktiviteten har gjort disse områdene tilgjengelige med veier.»

Fjellturisme i Sulitjelmaområdet er det som hovedsakelig markedsføres i reiselivssammenheng. For Sulitjelma er også den nedlagte gruvedriften en viktig turistattraksjon og man kombinerer fjellturisme med formidling av lokal kulturhistorie. Man peker på at historie og natur er mer interessant for besøkende enn bare natur. Fiske rapporteres som en populær aktivitet blant turister i Sulitjelmaområdet. Her er det mest interessante fiske etter ørret og røye i de mange fjellvannene. Det presiseres at en del veier fra gruvedriften har gjort at Sulitjelma er en tilgjengelig innfallsport til flere fjellområder, også svenske som Paddilanta og Sarek. Sulitjelmaområdet er også nært flyplass og er derfor relativt lett tilgjengelig. Sulitjelma og Omegn Turistforening har 180 kilometer med merket sti i området og ca. 1500 registrerte overnattinger på sine hytter i året.

Det fiskes ikke svært mye i Fauskevika. Dette er et industriområde som ikke innbyr så mye til fiske. Informanter viser imidlertid til at det har vært en forbedring av fiskeressursen i Fauskevika i årene etter gruvedriften i Sulitjelma ble stengt. Man har sett mer fisk og fisk av bedre kvalitet. Det er også akvakultur i området der det er regulert hvor nærme men kan gå. Det er derfor naturlig at yrkesfiskere holder seg lengre ut. I Fauskevika har en brukt mye ressurser på å etablere en strandpromenade med småbåthavn. En informant peker på viktigheten av tilrettelegging for bruk av sjøen:

«Før snudde folket ryggen til sjøen. Promenaden har inkludert sjøen i byen og det har skjedd en holdningsendring.»

Dette viser at det i enkelte tilfeller er viktig med tilrettelegging for både oppfatning og bruk av en vannressurs.

3.3.5 Om opplevelse av forurensningssituasjonen og effekter av gruveavrenningen

Friluftslivet i området er påvirket ved at vassdraget er forurenset. Langvatnet karakteriseres av informantene som forurenset både fra kloakk og avrenning fra gruvefeltene.

«All kloakk fra Sulitjelma renner ut i Langvatnet. Det er nok den viktigste årsaken til at det sitter i hodet at man ikke benytter vannet.»

De fleste er imidlertid ikke sikre på nivået av tungmetaller:

«Folk fisker ved Skjønstå, men vannet kommer fra Langvatnet. Det er et paradoks.»

Flere av informantene ville ikke spist fisk fra vassdraget i det hele tatt. De fleste av informantene ville ikke spist fisk fra Langvatnet, mens noen av informantene kunne spist fisk fra Øvrevatn og spesielt Nedrevatn. Flere nevner at de spiser fisk fra Nedrevatn fordi mange andre fisker og spiser fisk derfra i dag. Informantene som i teorien ville kunne spise fisk fra vassdraget, gjorde i stor grad ikke det i praksis på grunn av mange andre muligheter for tilgang på fisk i området:

«Forurensningsproblematikken i Langvatnet ville vært mye sterkere et sted man ikke har 500 andre rene vann i umiddelbar nærhet.»

Dersom turister spør, anbefaler ikke lokalbefolkningen dem å fiske i Langvatnet, både på grunn av forurensningen fra gruvene og metallnivåer i fisken, men også at kloakken renner ut i Langvatnet. Det er uaktuelt for lokalbefolkningen å servere lokal fisk fra Langvatnet i næringsøyemed.

«Dersom Langvatnet ikke var forurenset, kunne det gitt muligheter for både innhenting av lokalmat, muligheter for kajakk, båt, isbading og sportsfiske for turistbedrifter».

Lokalbefolkningen er stolte av sin bygd og historie, og føler stort sett ikke at friluftslivet har blitt veldig negativt påvirket av gruvedriften. De poengterer at uten gruvedriften og kraftutbyggingen ville ikke de fantastiske fjellområdene vært så tilgjengelige. Det at man har forurensning i Langvatnet er ikke i fokus på grunn av alle andre muligheter for fiske og rekreasjon tilknyttet vann i umiddelbar nærhet. De fleste informantene peker også på hvilke fordeler gruvedriften har hatt for stedet og en sier det slik:

«Noen sår må vi akseptere fra industrien».

Det presiseres av enkelte at det er vanskelig å si noe om effekten av avrenningen fra gravene direkte:

«Kraftutvinning preger også vassdraget og er en premissleverandør for friluftsliv. Vanskelig å isolere avrenningsproblematikk fra kraftproblematikk og kloakkproblematikk.»

Dette understrekes videre av en annen informant, som mener at også andre aspekter en avrenning fra graven påvirker folk sin bruk av vannet:

«Med tilrettelegging kunne vannet blitt et midtpunkt i Sulitjelma i stedet for at man har ryggen vendt mot vannet. I dag omkranses Langvatnet av bratte raskanter pga. jernbane og veibygging. Det er ikke tilrettelagt for å kjøre ut båt. Etter gruvestenginga ble det en oppvåkning av bruken av Langvatnet, og i kommunedelplan var det til og med forslag om å legge ut nausttomter. Men det var ingen etterspørsel etter slike tomter og fokuset har dabbet. Båtene som lå på Langvatnet har også slitt med at jernutfelling fra elva i Sandnes har satt seg på båtredekapler og tau.»

Det presiseres fra flere av informantene at bruken av Langvatnet ville vært en helt annen uten avrenning fra gruvefeltene. Vannet og vassdraget hadde nok da i større grad blitt benyttet til turistrelaterte aktiviteter. Vannet ligger i sentrum av Sulitjelma, og er omkranset av både boligområder, hotell, gruvemuseum etc. I hverdagen er nærheten viktig for bruk da man ofte ikke har tid og energi til å reise langt av sted eller sette seg i bilen igjen. Det pekes også på at det kunne være fint for barna. En av informantene karakteriserer det slik:

«Om man ikke hadde hatt en situasjon med avrenning, og et ikke forurenset vann, hadde det jo vært fint å tusle en tur ned til vannet etter jobb og fiske seg et par fine ørreter.»

En nevner viktigheten av vassdraget og dets potensiale:

«Vassdraget er lett tilgjengelig og nært vei. Vassdraget er også svært næringsrikt som gir potensiale for stor produksjon. Dermed kunne vassdraget vært svært attraktivt både for turister og lokalbefolkning dersom det var uten forurensning og forvaltet på en god måte. Naturbasert reiseliv har et stort potensial i området, og lett tilgjengelige vann og vassdrag er svært viktig i den sammenheng».

En annen nevner muligheten for at man kunne lagt til rette for trofèfiske og «fang-slipp» i Langvatnet, men at dette ville kreve en forvaltning som la til rette for dette:

«Det er ellers en tradisjon for høstingsfiske i lokalmiljøet og har ikke vært en stor interesse for slike fiskeformer.»

Det vises til at det har vært noe mer aktivitet av båter utpå Langvatnet de siste årene etter gruvedriften ble nedlagt. Økende grad av fiske kan også være på grunn av økt besøk av utenbygdsboende som ikke har samme negative forhold til vassdraget som fastboende. Mens gruvedriften pågikk, var det også skiltet ved vannet at man ikke kunne drikke vannet, og det gjorde det lite attraktivt å bedrive rekreasjonsaktiviteter der. En informant etterlyser skilt med «forurensa vassdrag» av bekymring for turistene som ikke kjenner vassdraget også i dag.

Det er i dag et visuelt problem med jernutfelling og farget vann som renner ut i Langvatnet. Men dette har også blitt en turistattraksjon. Folk stopper for å ta bilde av den gule utfellingen i elva ned til Langvatnet og virker i følge flere av våre informanter mer opptatt av historien enn forurensningen.

Det har i følge informantene ikke vært mye informasjon om forurensningssituasjonen med gruveavrenning fra Sulitjelmafeltene utover enkelte avisoppslag, og det er stor usikkerhet når det gjelder forurensningssituasjonen, om man kan bade, spise fisken derfra etc. En informant nevner at det ikke er like sterk bevissthet om forurensningen til vassdraget i Fauske som i Sulitjelma. Enkelte stiller imidlertid spørsmål om gruveavrenningen når helt ned til Fauskevika og om man kan se effekter på fisken der.

Denne usikkerheten kommer til også til syne hos en annen informant som var av en annen oppfatning. Denne informanten kjente til undersøkelser som har blitt gjort av forurensningssituasjonen og innholdet av tungmetaller i fisken i vassdraget. Informanten viste til at Nedrevatn er fiskerikt med fisk av veldig god kvalitet. Fauskefisken går også opp i Nedrevatn og gyter. Informanten mente at fisken ikke hadde forhøyede nivåer av metaller annet enn i fiskeleveren. Dermed fisket informanten mye både torsk, kveite og rødspette i Nedrevatn og spiste fisk derfra så ofte som annenhver eller tredje hver dag, og ville heller ikke ha problemer med å spise fisk fra andre deler av vassdraget. Informanten kunne også fortelle at det fiskes en del sjøørret i Nedrevatn.

En informant viser til at akvakulturnæringen per i dag ikke har noen oppfatning av at avrenningen har ført til forhøyede nivåer av tungmetaller i fisken i Fauskevika. De viser også til at det er gjort undersøkelser av fiskens tungmetallnivå i andre sammenhenger som bekrefter dette. Mattilsynet har flere programmer for overvåking og kontroll. I tillegg kontrolleres laksen av både kjøpere og andre lands myndigheter. Man tenker seg at det meste av avrenningen deponeres og tynnes ut til det når Fauskevika. Det slås imidlertid fast at avrenning fra gammel eller ny gruvedrift er bekymringsfullt for akvakulturnæringen i fjorden dersom det medfører en forhøyning av metallnivåene, og de er litt usikre på hva som faktisk er status. Russland truet i 2005 med å stanse all import av norsk laks fordi de mente det var funnet farlig høye nivåer av bly og kadmium i fisken, og slike saker viser at det er svært viktig at fisken ikke inneholder forhøyede verdier av tungmetaller eller at det eksisterer usikkerhet rundt dette.

Et annet moment ved den uavklarte forurensningssituasjonen er i forhold til eventuell oppstart av ny gruvedrift i Sulitjelma. Sulitjelma Mineral AS har sikret seg rettigheter til malmen i området og vært i dialog med investorer og gruveselskaper. Det er imidlertid et problem med å få med investorer fordi ansvaret for håndtering av den gamle forurensningen er uavklart. Man har vært i kontakt med Klima- og forurensningsdirektoratet og avventer tilbakemelding derfra på hvilke betingelser som vil gjelde for oppstart av ny virksomhet.

Når det gjelder reindrift har Balvatnet reinbeitedistrikt beiteområder helt ned mot vassdraget, og spesielt vårbeite går helt ned mot vassdraget. Dalsidene overfor Langvatnet er mye brukt også på høsten på grunn av tilgang på sopp. Det er imidlertid ingen kjent problemstilling hos reindriftnæringen at reinen påvirkes av avrenning fra gruva, men man understreker at man ikke har nok kunnskap om hvorvidt reinen påvirkes av å drikke forurenset vann fra gruvefeltene. Reineierne har fiskerett til alle vann i sitt reinbeitedistrikt, men fisker hovedsakelig i vann inne i fjellet.

3.3.6 Om fremtiden og opprydningstiltak

Kommunen og lokalbefolkningen vil ha orden på avrenningen fra Sulitjelma feltene. Det er imidlertid usikkerhet om hvor ille det er. Flere av informantene understreker at usikkerheten er stor blant folk. En informant oppsummerer dette:

«Forurensningssituasjonen med gruveavrenning fra Sulitjelma feltene i dag er uavklart. Man føler ikke tillit til de som har gjennomført tiltakene. Har vært en del uheldige episoder og informasjon har enten vært utrolig dårlig eller fraværende.»

De aller fleste av informantene ville ikke være villige til å betale en årlig sum til tiltak som hadde redusert/fjernet gruveavrenningen fra Sulitjelma eller betalt en ekstra fiskeavgift dersom man kunne garantere at det ikke eksisterte avrenning fra gruva. Man viser til at forurenser skal betale, og det er en utbredt holdning at det er Staten sitt ansvar å rydde opp i dette. Allikevel ville enkelte aktører bidratt også økonomisk dersom Staten hadde tatt initiativ til en storstilt opprydning. Flere tenker seg også at det ville være en god del arbeidsvilje lokalt for å bidra dersom Staten hadde tatt initiativ til å få en løsning på problemet.

Det nevnes også at man burde sett på muligheter for å rense avrenningen siden mineralene er en ressurs og vil kunne bli solgt videre. Enkelte informanter tenker at dette ville kunne være en måte å dekke inn noe av kostnadene med opprydningen på. Mange tenker også at ny gruvedrift vil ta hånd om dette og at det er den eneste muligheten for å få satt en stopper for avrenningen fra gruvene.

De fleste informantene har uttrykt misnøye med opprydningstiltakene. En av informantene sier det slik:

«Gruvene hjemfalt til staten. Staten er både bukken og havresekken. Staten har lagt kommunen i stikken. Folk mener at staten burde rydda opp i forurensning fra gruve-feltene. Hadde problemeier vært et privat selskap, hadde vi nok sett helt andre krav til opprydning.»

Det er en oppfatning av at det ikke er noen synlig informasjon om forurensningssituasjonen. Det er heller ingen aktive naturvernorganisasjoner etc. lokalt som har tatt tak i dette. Noen har hørt om at NIVA eller andre har gjort undersøkelser i området, men få er sikre på hvilke funn som har blitt gjort. Enkelte vet at det er blitt gjennomført tiltak, andre er svært usikre på hva som har blitt gjennomført.

Informantene er stort sett positive til ny gruvedrift, forutsatt at det da ryddes opp i avrenningsproblematikken og at det stilles strenge miljøkrav til driften.

Det vises til at kommunen har tatt opp saken med statlige myndigheter uten at så mye har skjedd. En av informantene avslutter slik:

«Håper ikke at forurensningen overlates til seg selv og Sulitjelmas innbyggere.»

4. Diskusjon

4.1 Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk

4.1.1 Analytiske metoder for bestemmelse av biotilgjengelighet

DGT verdiene for kobber og sink samsvarer i stor grad med standard vannprøveanalyser gjennom perioden, ved at en på begge metoder ser en kraftig økning i metallkonsentrasjonene mot slutten av forsøksperioden. Både totalkonsentrasjon og biotilgjengelighet (DGT målt) konsentrasjon av bly og

kadmium var lav. DGT verdiene viser at biotilgjengelig andel av kobber ligger på mellom 25-50% av totalkonsentrasjon i perioden, mens tallene for sink viser noe høyere andel biotilgjengelig fraksjon. Gitt sink sin mye lavere pH-avhengighet i forhold til speciering og biotilgjengelighet (Lydersen m.fl., 2002) er dette ikke et uventet resultat. DGT målingene indikerer også en relativt høyere andel biotilgjengelig kobber og sink ved høye totalkonsentrasjoner i siste periode. Dette indikerer en enda større variabilitet i eksponeringsforhold over tid enn det som totalkonsentrasjoner alene tilsier. DGT-1 som stod ute i hele perioden ble «mettet opp» underveis, slik at denne ga en for lav verdi for totalperioden. En maksimalt 1-2 ukers eksponeringstid må derfor beregnes for standard DGTer i slike eksponeringsmiljø. I forhold til gjelleverdiene på tidspunktet for prøvetaking 9. september (8 µg/l fritt Cu) mot en gjelleakkumulering på rundt 30 µg/g gjellevev, samsvarer godt med resultater ved bruk av in situ fraksjoneringsteknikk (Kristensen m.fl., 2009). En kan derfor foreløpig anslå et 1:3 forhold mellom biotilgjengelig kobber (DGT) og gjellekonsentrasjon (målt på hele gjellebuen og som tørrvekt), selv om dette tallet har behov for betydelig validering. Oppsummert så DGTer ut til å fungere fint i et gruvepåvirket miljø og ga realistiske konsentrasjoner av biotilgjengelige metaller. Man kan ikke forvente 100% samsvar mellom vannprøver og DGT prøver, da DGTene vil akkumulere opp over en tidsperiode og «få med» topper og bunner i konsentrasjoner også mellom prøvetakingstidspunkter for standard vannprøver. Samtidig mister en variasjonsbredden i vannkjemien ved for lang eksponeringstid med DGTer. Vi anslår derfor en eksponeringstid på ca en uke som optimalt for å oppnå relevant datafangst. DGTer kan dermed benyttes som et «beredskapsverktøy» for å fange opp biotilgjengelig metallkonsentrasjon ved spesielle hendelser eller under spesielle miljøforhold.

Metallnivåene i gjeller viste høy grad av akkumulering utover bakgrunnsverdier. For kobber anslås bakgrunnsverdier å være >2 µg/g tørrvekt. Nivåer på 20-30 µg/g som observeres i denne undersøkelsen er vist å gi akutt dødelighet på laksesmolt (Kristensen m.fl., 2009) ved lav pH/hardhet og fysiologiske responser på regulering av salt/vannbalansen (Kristensen m.fl., *in prep*). Det kan derfor tyde på at kronisk eksponert ørret og røye har høyere toleranse og/eller et annet akkumuleringsmønster en korttidseksponert laks. Det samme argumentet kan for så vidt brukes på BLM basert toksisitetmodellering av responser hos regnbueørret. Kronisk eksponert fisk er vist å ha en annen respons på ny eksponering (Hansen m.fl., 2007), og trolig forbedrede forsvarsmekanismer mot metaller. Også aluminium, sink og kadmium viser forhøyede gjellekonsentrasjoner. Ved den høye pH en har i Langvatnet er trolig aluminat den dominerende formen av aluminium, og denne er langt mindre toksisk enn positivt ladde Al former ved lavere pH (Poleo og Hytterød, 2003). Bakgrunnsnivåene av Sink i gjeller er høye, ofte 400-600 µg/g, og med stor individuell og livsstadie variasjon. Dette gjør det vanskelig å vurdere effekten av sink. For kadmium viser tall fra en rekke europeiske sjøer at Cd i gjeller er godt korrelert med Cd akkumulering i nyre. Sammenlignet med disse dataene er verdiene i fisken fra Langvatnet svært høye. Dette indikerer en betydelig bioakkumulering av kadmium i organismene, uten at dette manifesteres ved høye nivåer i muskel og dermed potensielle kostholdsrestriksjoner (Iversen m.fl., 2009). Gjelleverdiene av metaller indikerer tydelig at fiskebestandene i Langvatnet eksponeres for, og akkumulerer, metaller. Hvorvidt eksponeringen tidvis utløser fiskedød er ikke dokumentert, men fiskebestanden må pr i dag sies å være i grenseland i forhold til tålegrenser for metaller.

4.1.2 Modeller for biotilgjengelighet og biologisk respons

BLM modellkjøringene viste at grenser for akutt toksisitet ofte var overskredet dersom en la til grunn laveste nivå av DOC (0,5 mg/l), og av og til overskredet ved en mer realistisk DOC konsentrasjon (1,5 mg/l). Høsten 2011 ga noen av de høyeste metallnivåene i den senere tid, og BLM modellen kjørt på målt TOC på disse tidspunktene ga overskridelse av toksisitetsgrensen for både kobber og sink. Dette tyder på en vannkvalitet som kan ha gitt effekter på fiskebestanden, uten at dette er dokumentert i prosjektet.

Gjennomsnittlig grense for akutt toksisitet (\pm Standard avvik) i tidsserien ved de tre DOC nivåene var henholdsvis 24 ± 3 , 69 ± 8 og 138 ± 14 $\mu\text{g Cu/l}$. Selv om disse tallene ikke bør ses på som absolutte grenser, og en må legge inn sikkerhetsmarginer for kronisk toksisitet og andre dyregruppers følsomhet, understøtter resultatene vurderingen i Skei m.fl., 2010:

«Nåværende praksis med å benytte seg av en fast grenseverdi for ett metall (kobber, 10 $\mu\text{g/L}$) vil i mange tilfeller virke villedende».

Supplerende vannanalyser i prosjektet dekket foreløpig behovet for input-parametre som modellen krever, men på sikt bør spesielt TOC/DOC vurderes inkludert i overvåkingsprogrammene for gruver, da modellert toksisitet var svært følsom for innholdet i organisk materiale. Både mangel på toksisitetsdata fra de aktuelle norske fiskeslagene og det faktum at typiske norske vannkvaliteter ligger i ytterkant av spekteret av vannkvaliteter modellen er validert for, tilsier at resultater ikke må overtolkes. I en evaluering av BLM modellen for svenske forhold utført av det svenske miljøinstituttet (IVL), konkluderes det med at BLM modellen kan og bør inngå som et element i risikovurderinger av metaller (Cousins m.fl., 2009). NIVA er av samme oppfatning, gitt at det arbeides for å kvalitetssikre data for norske arter og vannkjemiske forhold.

En bør vurdere hvorvidt filtrering av vannprøver ($0,45\mu\text{m}$) bør innføres. BLM modellen baserer seg i utgangspunktet på verdier fra filtrerte vannprøver. Av prioriterte stoffer i vanndirektivet (200/60/EC) er metallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) og nikkel (Ni) inkludert. EQS (environmental quality standards) verdier er utarbeidet for disse, og for Cd er også hardhetskategorier (oppgitt som mg CaCO_3/l) inkludert. For de prioriterte metallene kan det være verd å merke seg at spesifisert prøvetakingsmetodikk er filtrert prøve (348/60/EC). Krav om analyse på en filtrert prøve medfører at man får en mer realistisk verdi, men ikke nødvendigvis den giftige fraksjonen. Det er derfor god grunn til å vurdere hvorvidt filtrering av prøver bør introduseres i gruveovervåkingsammenheng for å kunne oppnå bedre input-data i modelleringsammenheng og bedre dokumentasjonsgrunnlag i forhold til tiltaksarbeid for oppnåelse av målet om god vannkvalitet i vannforskriften.

4.2 Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma

4.2.1 Metallinnhold i sedimenter

Sedimentprøver fra to stasjoner nærmest tilførselspunktet havnet i tilstandsklasse III (moderat) i Klifs klassifiseringssystem på grunn av forhøyede kobberkonsentrasjoner, mens de øvrige stasjonene var i tilstandsklasse I (bakgrunn) eller II (god). For de øvrige metallene (sink, kadmium og bly) var alle stasjonene i tilstandsklasse I eller II. Dette resultatet innebærer at avrenningen fra Sulitjelma ikke har hatt stor påvirkning på metallverdiene i sedimentene. Det er opp til miljømyndighetene å avgjøre hvorvidt en kategorisering i tilstandsklasse III på bakgrunn av forhøyede kobberverdier utløser et krav om tiltak. Opprydning i marine sedimenter er ofte relativt kostbart, så en ytterligere avgrensning av det aktuelle området vil være påkrevd før eventuelle tiltak iverksettes.

4.2.2 Metallinnhold i fisk og skalldyr

Metallinnholdet i blåskjell var i tilstandsklasse II for nordligste stasjon for kobber, mens resterende stasjoner var i tilstandsklasse I. For de andre metallene var alle stasjoner i tilstandsklasse I. Nivåene av metaller i fiskemuskel var som forventet lave. Det samme var tilfellet for kadmium i fiskelever, som lå godt under EUs omsetningsgrenser og gjeldende kostholdsråd. For bly var nivåene i lever av flatfisk over omsetningsgrense, mens nivåene i torsk var godt under denne grensen. Oppsummert synes metalltilførslene fra Sulitjelma å ha liten betydning for miljøet i Fauskebukta generelt, men med noe lokal kobberakkumulering i sedimenter nærmest tilførselspunktet. For fisk og skalldyr var de målte metallkonsentrasjonene ikke problematiske i forhold til konsum, med unntak av bly i lever fra flatfisk (som trolig ikke konsumeres).

4.3 Kartlegging av brukerinteresser langs Sulitjelmavassdraget

4.3.1 Trekk ved ressursen

Langvatnet har vært utsatt for forurensning fra gruveavrenning gjennom årtier. I tillegg har kloakken gått direkte ut i Langvatnet og det er ikke tilrettelagt spesielt for aktiviteter her. Terskler fra vei og jernbane har bygd opp enda flere barrierer for bruk. Man ser imidlertid at det er bruken av Langvatnet som er sterkest preget av avrenningen. Allerede på Hellarmo ser man en økt aktivitet av både fiske og friluftsliv. Her er det imidlertid tilrettelagt for dette. Uendelig tilgang på nære og lett tilgjengelige fjellområder og fiskevann har nok imidlertid gjort at man ikke er så opptatt av forurensningssituasjonen i dette vassdraget som man ville vært på et sted hvor ikke alternativene til fiske og friluftsliv er så mange.

4.3.2 Trekk ved lokalsamfunnet

Sulitjelmasamfunnet er et gammelt gruvesamfunn, og innbyggerne er svært stolte av og opptatte av sin historie med gruvedrift. Gruvedriften er en viktig del av Sulitjelma sin identitet. Dette markedsføres også i reiselivssammenheng, og man fokuserer på kombinasjonen av natur og kultur. I og med at samfunnets eksistens i stor grad var avhengig av nettopp gruvedriften, er man litt forsiktig med å være for negativ i forhold til driftens negative konsekvenser. I en tid der også ny gruvevirksomhet vurderes, vil man kanskje vegre seg for å være for negativ da de fleste ønsker ny aktivitet i gravene. Man tenker at ny aktivitet i gravene vil kunne gi bygda arbeidsplasser, aktivitet og vekst. De fleste er imidlertid enige i at staten burde ryddet opp i forurensningssituasjonen, og håpet er nå at ny aktivitet kanskje kan føre til at dette blir gjort. Den uavklarte forurensningssituasjonen er også et problem i forhold til nettopp oppstart av ny virksomhet. Det er problematisk å skaffe investorer eller gruveselskaper før ansvaret for håndtering av den gamle forurensningen er avklart, og det er derfor viktig at man får en tilbakemelding fra myndighetene på hvilke betingelser som vil gjelde for oppstart av ny virksomhet.

4.3.3 Regler for bruk

Forurensningen av Langvatnet gjennom årenes løp med både gruveavrenning og kloakk har ført til normer om at man ikke bruker vannet, og lokalbefolkningen advarer turister mot bading og fiske. Dermed har det heller ikke blitt attraktivt for båtbruk etc. Det som er interessant er at lengre ned i vassdraget er det ikke så sterke negative holdninger til bruk av vassdraget. Allerede på Hellarmo og ved Skjønstå fiskes det i større grad, og her tas også skoleklasser med for å fiske. Kanskje er noe av grunnen at det her er tilrettelagt for bruk og at fiskeplassen ved Hellarmo er litt nedenfor «hovedbassenget» av Langvatnet. Det er imidlertid interessant at det er det samme vannet som renner forbi Hellarmo. Dette viser at det er andre elementer enn kun avrenning fra gravene som påvirker bruken av vassdraget.

Man har altså sett en svakt tiltakende fiskeaktivitet knyttet til vassdraget i årene etter gruva ble lagt ned. Noe av grunnen kan være at man får større avstand til gruvedriften og at enkelte kjenner til undersøkelser som har vist at det er trygt å spise fisken. En annen grunn kan være at det er flere besøkende og turister som fisker og som ikke har gruvedriften og forurensningen «i ryggmargen». Man ser også effekten av «andres atferd». Enkelte informanter regnet det som trygt å spise fisk fra Nedrevatn på grunn av at man har observert en del fiskeaktivitet der.

4.3.4 Arena for handling og interaksjoner

Det er imidlertid svært interessant å se hvor mye usikkerhet det er knyttet til forurensningssituasjonen. Enkelte er skeptiske til å spise fisk fra hele vassdraget, noen er til og med skeptiske til å spise fisk fra Fauskevika, mens de fleste er meget skeptiske til å spise fisk fra Langvatnet. Enkelte mener imidlertid det er trygt å spise fisken fra hele vassdraget. Noen kjenner ikke til at det har vært gjort studier av

vannkvalitet og innholdet av miljøgifter i fisken, noen vet at det er gjennomført undersøkelser men er usikker på konklusjonene. Kun en av informantene kjente til NIVA rapporten fra 2009 som konkluderer med at innholdet av miljøgifter i fisken ikke er over grenseverdier som tilsvarer spesielle kostholdsråd. Usikkerheten knyttet til forurensningssituasjonen er nok hovedgrunnen til at bruken er så liten som den er i dag. Det viser nødvendigheten av å få fram klar og tydelig informasjon. Her er det mange aktører som kunne bidra, og det er nettopp kombinasjonen av mange aktører uten klare ansvarsforhold som kanskje gjør at det ikke kommer ut klar og tydelig informasjon. Man viser til enkelte avisoppslag, forskning/utredning fra ulike aktører, og mange ulike oppfatninger.

Første bud for å øke bruken av vassdraget er at forurensningssituasjonen undersøkes og følges opp. Videre har selvfølgelig forskere som gjennomfører undersøkelsene en viktig rolle når det gjelder å informere om resultatene. Det samme har mediene og offentlig forvaltning. Man kan se for seg flere måter å bedre informasjonen på. En måte kan være at en lokal aktør kan koordinere informasjonen. En annen måte kan være at nasjonale myndigheter koordinerer informasjonen. Flere av informantene peker på at her som Staten både er problemeier og forurensningsmyndighet og slik også oppdragsgiver for undersøkelsene, ville det være nærliggende at nettopp Statlige myndigheter kunne ha en slik rolle.

4.3.5 Ressursbruk og tilstand på ressursen

De øvre delene av vassdraget (Langvatnet) er altså svært lite brukt, men bruken tiltar i Øvrevatn og spesielt Nedrevatn. Allerede på Hellarmo ser man en økt aktivitet av både fiske og friluftsliv, men her er det også tilrettelagt for dette. Bruksmønsteret blir av intervjuobjektene tilskrevet historikken med gruveavrenning, men også andre forhold som kloakkutslipp til Langvatnet og lite tilrettelegging samt stor lokal tilgang på alternative områder for utøvelse av fiske og friluftsliv. Brukerne var generelt skeptiske til å spise fisk fra Langvatnet, mens denne skepsisen avtok lenger nede i vassdraget.

På spørsmål om ansvarsforhold for dagens situasjon, var brukerne klare på at dette var et nasjonalt ansvar, og at lokale myndigheter ikke var blitt tilstrekkelig hørt i saken. Tillitsforholdet til tiltakshaver og utførte tiltak var lav, og det ble fra mange brukere uttrykt misnøye rundt manglende informasjon og dialog rundt de gjennomførte tiltakene.

4.3.6 Kriterier for evaluering

Det er viktig for et samfunn som har levd med inngrep og forurensning at det i det minste er klarhet i forurensningssituasjonen slik at man vet hva man skal forholde seg til. Risikooppfatningen hos folk vil uansett være subjektiv, men med grundig informasjon vil man redusere unødvendig frykt. Fra Fauskevika har en sett at også tilrettelegging og «innlemming av sjøen i byen» har vært viktig for folks oppfatning og bruk av sjøen. Økt informasjon og tilrettelegging vil derfor være viktig for å øke bruken av vassdraget i fremtiden og bygge ned de normer som har etablert seg gjennom årene på at vassdraget er urent og ikke kan brukes. Vann og vassdrag er i utgangspunktet positive elementer i et lokalsamfunn, og det reduserer kvaliteten på lokalsamfunnet at de lever med ryggen til det de karakteriserer som et skittent vann.

Det aller viktigste for Sulitjelmasamfunnet og brukerinteressene langs vassdraget vil nok allikevel være at Staten tar tak i situasjonen og gjør tiltak for å redusere avrenningen. Man føler i dag en avmakt, spesielt fordi det er Staten som både er problemeier og forurensningsmyndighet. Dersom Staten hadde vært mer åpen i forhold til aktuelle og pågående tiltak, hvorfor det er vanskelig å få til gode løsninger etc., ville man kanskje heller ikke vært så dømmende mot dem. Informanter nevner at dersom Staten hadde «brettet opp ermene», kunne også lokalbefolkningen bidratt på sin måte.

Økt kunnskap ville nok over tid endret bruken av vassdraget. Grundig overvåkning og oppfølging av forurensningssituasjonen med påfølgende grundig og klar informasjon til befolkningen ville nok lagt grunnlag for en større bruk av vassdraget som i dag anses for å være skittent. Et levende vassdrag ville blitt benyttet av lokalbefolkningen og økt kvaliteten på lokalsamfunnet.

Det er i dag målsetninger om bærekraft og rettferdighet også i bergverksindustrien og da er det viktig at driften er bærekraftig og at ikke private bedrifter og staten tar ut ressurser og tjener penger, mens lokalbefolkningen blir sittende igjen med store kostnader i form av redusert bruk og verdiskapingspotensialet sine nærområder.

5. Oppsummering og anbefalinger

5.1 Fiskebestand og biologisk tilstand i Langvatnet

Resultatene fra modellkjøringene viste at høye pH verdier og hardhet (kalsium og magnesium konsentrasjoner) i Langvatnet bidrar til å redusere toksisiteten av kobber og sink for fisk. Modellert metallfølsomhet er også svært avhengig av innholdet av organisk materiale, som ikke var spesielt høyt. Ved å legge inn ulike DOC nivåer i modellkjøringene ble det vist at grenseverdiene for akutt toksisitet (LC50, 96h) fortsatt episodevis overskrides i Langvatnet, men langt sjeldnere med en realistisk DOC konsentrasjon i vannet. DGT målingene viste stor variasjon i innholdet av frie metallioner gjennom høsten, noe som kan tilskrives svært variabel fortykning på grunn av kjøringsregimet til vannkraftregulanten (SKS). Dette er en kompliserende faktor i vassdraget som vanskelig kan avhjelpes. Fisken hadde høsten 2011 akkumulert metaller i gjellene langt over bakgrunnsverdier, og kan i perioder høsten 2011 ha vært negativt påvirket, uten at dette ble tydelig dokumentert i prosjektet.

NIVA har følgende anbefalinger i forhold til oppfølging av situasjonen:

- Modellberegninger (BLM) bør tas inn som et kostnadseffektivt supplement for estimering av toksisitet av gruveavrenning. For å kunne gjøre dette på en best mulig måte bør to modifikasjoner av overvåkingsprogrammet vurderes:
 - Inkludering av TOC/DOC analyser i overvåkingsprogrammet for sikrere estimater av toksisitet.
 - Innføring av filtrering (0,45µm) av vannprøver for bedre kompatibilitet med både BLM modellen og vannforskriften
- Gitt de dokumenterte høye metallbelastningene høsten 2011, samt usikkerhet rundt hvorvidt endringer i avrenningsmønster gir økte belastninger fremover bør status på fiskebestandene avklares.

5.2 Forurensingsstatus i Fauskebukta

Metallanalyser av prøver fra sediment og biota i Fauskebukta viser at metalltilførslene trolig har lokal påvirkning i sedimenter nært tilførselspunktet, og at akkumulering i fisk og skalldyr er så vidt lav at det ikke er et problem i forhold til mattrygghet. Dette resultatet tilsier at framtidig fokus bør rettes mot forhøyede nivåer i sedimenter nært tilførselspunktet. NIVA har følgende anbefaling i forhold til oppfølging av situasjonen:

- En bør søke å avklare utstrekning av området som havner i tilstandsklasse III med tanke på fremtidige tiltak.

5.3 Brukerinteresser og bruksmønster langs vassdraget

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsen var at de øvre delene av vassdraget (Langvatnet) var svært lite brukt, og at bruken tiltok i Øvrevatn og spesielt Nedrevatn. Bruksmønsteret ble av intervjuobjektene tilskrevet historikken med gruveavrenning, men andre forhold som kloakkutslipp til Langvatnet og lite tilrettelegging ble også påpekt. Stor lokal tilgang på alternative områder for utøvelse av fiske og friluftsliv ble angitt som viktige elementer i bruksmønsteret. Brukerne var generelt skeptiske til å spise fisk fra Langvatnet, mens denne skepsisen avtok lenger nede i vassdraget. På spørsmål om ansvarsforhold for dagens situasjon, var brukerne klare på at dette var et nasjonalt ansvar, og at lokale myndigheter ikke var blitt tilstrekkelig hørt i saken. Tillitsforholdet til tiltakshaver og utførte tiltak var lav, og det ble fra mange brukere uttrykt misnøye rundt manglende informasjon og dialog rundt de gjennomførte tiltakene. NIVA har følgende anbefaling i forhold til oppfølging av situasjonen:

- Informasjonstiltak der både dagens tiltak og dagens tilstand beskrives bør iverksettes på lokalt plan

6. Referanser

- Anon, 2011. Innhold av kadmium i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) i området fra Nordarnøya (Gildeskål) til Leinesfjorden (Steigen) I 2010 og 2011. Mattilsynet DK Salten. 06.10.2011, 10 s.
- Barton, D.N., Navrud, S., Lande, N., Bugge Mills, A. (2009). Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case study report. Norway. NIVA report 5732-2009, Norwegian Institute for Water Research.
- Cousins, A.P., Jonsson, A and Iverfeldt, Å. (2009). Testing the biotic ligand model for Swedish surface water conditions- a pilot study to investigate the applicability of BLM in Sweden. IVL report 1858, 57 pp.
- Dalen, M. (2004). Intervju som forskningsmetode- en kvalitativ tilnærming. Universitetsforlaget, Oslo.
- Deleebeeck, N., De Schampelaere, K. and Janssen, C., (2007). A bioavailability model predicting the toxicity of nickel to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in synthetic and natural waters. *Ecotox. Environ. Safe.*, 67, 1-13.
- EFSA 2009. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *The EFSA Journal* (2009) 980, 1-139.
- Grande (1991). Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA rapport nr 2562, ISBN 82-577-1878-5, 136s.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Beylich, B., Håvardstun, J., Rogne, Å.K.G., Tveiten, L., 2011. Hazardous substances in fjords and coastal waters -2010. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. Klif rapportnr. 1111/2011, 229 s.

Gripsrud, G. og U.H. Olsson (2000). Markedsanalyse. Høgskoleforlaget AS, Kristiansand.

Hansen, B. H., Garmo, Ø. A., Olsvik, P. A. and Andersen, R. A. (2007), Gill metal binding and stress gene transcription in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to metal environments: The effect of preexposure in natural populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 944–953.

Haugen, T., Kristensen, T., Kroglund, K., Håvardstun, J. and Kleiven, E. 2007. Study of the effect of cadmium on the early life stages of brown trout (*Salmo trutta*) at different levels of water hardness. NIVA Report, Serial No. 5468-2007, 47 pp. ISBN 978-82-577-5203-3.

Holte, F. C. (1972). Sosialøkonomi, 3. utg. Universitetsforlaget, Oslo.

Iversen, E., Kristensen, T. og Aanes, K.J. (2009). Oppfølging av forurensningssituasjonen i Sulitjelma gruvedfelt, Fauske kommune. Undersøkelser i 2008. Niva Rapport nummer 5750-2009. ISBN nr. ISBN 82-577-5485-3.

Källqvist, T., Rosseland, B.O., Hytterød, S. and Kristensen, T. (2003). Effects of zinc on the early life stage of brown trout (*Salmo trutta*) at different levels of water hardness. NIVA Report, Serial No. 4678-2003, 34 pp. ISBN 82-577-4344-5

Kvale, S. (1997). Det kvalitative forskningsintervju. Ad Notam Gyldendal, Oslo.

Kristensen, T., H. A. Urke, H. C. Teien, P. Adolfsen, B. Salbu, S. Stefansson, T. O. Nilsen, B. O. Rosseland, F. Kroglund and Å. Åtland. (2009). Increased susceptibility to metal mine discharges during the smolt stage of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) Proceedings 8 ICARD International Conference on Acid Rock Drainage. Skellefteå Sweden June 2009.

Kroglund, F., Finstad, B., Pettersen, K., Teien, H-C., Salbu, B., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Ebbesson, L.O.E., Nilsen, R, Bjørn, P.A. and Kristensen, T. 2011. Recovery of Atlantic salmon smolts following aluminum exposure defined by changes in blood physiology and seawater tolerance. *Aquaculture* (2011), doi:10.1016/j.aquaculture.2011.04.041

Lydersen, E., Lofgren, S. and Arnesen, R.T. (2002). Metals in scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 73-295.

Magnussen, K. og S. Navrud (1992). Verdsetting av redusert forurensning til Nordsjøen. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, rapport B-015-92. Oslo.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Norwegian Pollution Control Authority. TA no. TA-1467/1997. 36 pp. ISBN 82-7655-367-2.

Niyogi S and Wood CM. (2004). The Biotic Ligand Model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology*, 38, 6177-6192.

Olsvik, P.A., Gundersen, P., Andersen, R.A. and Zachariassen, K.E. (2001). Metal accumulation and metallothionein in brown trout, *Salmo trutta*, from two Norwegian rivers differently contaminated with Cd, Cu and Zn. *Comparative Biochemistry and Physiology C*, 128, 189-201.

Ostrom, E., R. Gardner and J. Walker (1994). Rules, Games, and Common-Pool Resources. Ann Arbor, MI. University of Michigan Press.

Poléo, A.B.S. & S. Hytterød. 2003. The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water. *Journal of Inorganic Biochemistry* 97, 89-96.

Røyset, O., Rosseland, B.O, Kristensen, T., Kroglund, F., Garmo, Ø.A. and Steines, E. (2005). Diffusive Gradient in Thin Films sampler predict stress in brown trout (*Salmo trutta* L.) exposed to aluminium in acid fresh waters. *Environmental Science and Technology*, 39, 1167 – 1174.

Skei, J., Iversen, E., Kristensen, T., Aanes, K.J., Fosså, J.H., Van der Meeren, T., Jensen, Rye, H., Løkeland, M., Thornhill, M., Bøe, R., Dekko, T., Dalen, M., Sørby, H., Storbraaten, G., Braastad, G. 2010. Mining industry and tailing disposal. Status, environmental challenges and gaps of knowledge. Klif – Climate and pollution agency. Report no 2715-2010. pp 104. In Norwegian, Abstract in English.

Skjelkvale, B.L., T. Andersen, E. Fjeld, J. Mannio, A. Wilander, K. Johansson, J.P. Jensen, and T. Moiseenko, (2001). Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits. *Ambio*, 30, 2-10.

Team Bodø (2011). Status over havbruksnæringen i Salten. (<http://teambodo.no/om-team-bodo/nyheter/1-nyheter-fra-tb/706-havbruksnaeringen-i-salten.html>) 26.10.11

Urke, H.A., Kristensen, T., Daae, K.L., Bergan, M., Ulvund, J.B., and Alfredsen, J.A. 2011. Assessment of possible impacts of marine mine tailings deposit in Repparfjord, Northern Norway, on anadromous salmonids. NIVA report, serial no. 6176. ISBN 978-82-577-5883-7. In Norwegian, Abstract in English., 152 pp.

7. Vedlegg

Vedlegg 1: Analyserapporter på analyser utført hos NIVA.

Rekvisisjonsnummer 2011-2357: Diffusion Gradients in Thin films (DGT) tungmetallanalyser fra Hellarmo, Langvatnet, høsten 2011

Rekvisisjonsnummer 2011-2389: Vannanalyser fra Hellarmo, Langvatnet, høsten 2011

Rekvisisjonsnummer 2011-2392: Tungmetallinnhold i sedimenter fra Fauskebukta, 2011

Rekvisisjonsnummer 2011-3262: Tungmetallinnhold i blåskjell fra Fauskebukta, 2011

Informantliste, Brukerundersøkelse

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sulitjelma 2011**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2011-2357

04.06.2012

O.nr. O 11256

DGT Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Hellarmo 1	26/8-4/10	2011.10.11	2011.11.06-2011.11.06
2	Hellarmo 2	18/9-4/10	2011.10.11	2011.11.06-2011.11.06
3	Hellarmo 3	26/8-11/9	2011.10.11	2011.11.06-2011.11.06
4	Hellarmo 4	10/918/9	2011.10.11	2011.11.06-2011.11.06

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3	4
	Enhet	Metode				
Aluminium	µg/l	E 8-3	4,9	23	23	14
Kalsium	µg/l	E 8-3*	250	680	410	1200
Kadmium	µg/l	E 8-3	0,033	0,17	0,055	0,062
Kobber	µg/l	E 8-3	4,3	18	5,9	7,7
Jern	µg/l	E 8-3	1	2	25	6
Magnesium	µg/l	E 8-3*	22	52	41	140
Mangan	µg/l	E 8-3	2,6	14	4,9	6,1
Nikkel	µg/l	E 8-3	0,19	1,0	0,369	0,45
Bly	µg/l	E 8-3	0,0057	0,015	0,014	0,038
Sink	µg/l	E 8-3	10	52	17	25
DGT10		Intern*		✓	✓	✓

✓ : Analysen utført.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Linda Skryseth
Forskningsassistent

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sulitjelma 2011**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2011-2389
 O.nr. O 11256

04.06.2012

Vannprøvene ble levert ved NIVAs laboratorium merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Hellarmo	2011.08.24	2011.10.12	2011.10.25-2011.11.04
2	Hellarmo	2011.09.10	2011.10.12	2011.10.25-2011.11.04
3	Hellarmo	2011.09.18	2011.10.12	2011.10.25-2011.11.04
4	Hellarmo	2011.10.04	2011.10.12	2011.10.25-2011.11.04

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3	4
	Enhet	Metode				
Surhetsgrad	pH	Ekstern	7,0	7,1	7,1	7,1
Konduktivitet	mS/m	Ekstern	3,57	3,70	3,80	4,25
Turbiditet v/ 860 nm	FTU	Ekstern	0,20	0,21	0,40	0,63
Karbon, organisk	mg C/l	Ekstern		0,98	2,2	1,5
Karbon, organisk	mg/l	Ekstern	1,0			
Sulfat	mg/l	Ekstern	4,6	4,9	5,1	5,8
Aluminium	µg/l	Ekstern	22	34	38	52
Kalsium	mg/l	Ekstern	4,2	4,4	4,6	4,9
Kadmium	µg/l	Ekstern	0,073	0,071	0,085	0,093
Kobber	µg/l	Ekstern	18	18	24	34
Jern	µg/l	Ekstern	29	53	64	76
Magnesium	mg/l	Ekstern	0,57	0,60	0,63	0,69
Mangan	µg/l	Ekstern	7,1	6,2	8,2	9,9
Nikkel	µg/l	Ekstern	0,46	0,60	0,60	0,75
Bly	µg/l	Ekstern	0,016	0,020	0,042	0,071
Sink	µg/l	Ekstern	24	25	81	37

Kommentarer

1 Sendt til Eurofins.

Norsk institutt for vannforskning

Linda Skryseth
Forskningsassistent

Side nr.45/50

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sulitjelma 2011**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2011-2392

04.06.2012

O.nr. O 11256

Sedimentprøvene ble levert ved NIVAs laboratorium merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøve nr	Prøve merket	Koordinater		Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA
		Nord	Øst		
1	Fauskebukta St.1	67.15.241	15.25.008	2011.10.04	2011.10.12
2	Fauskebukta St.2	67.15.289	15.24.644	2011.10.04	2011.10.12
3	Fauskebukta St.3	67.15.322	15.24.202	2011.10.04	2011.10.12
4	Fauskebukta St.4	67.15.077	15.23.922	2011.10.04	2011.10.12
5	Fauskebukta St.5	67.15.049	15.24.340	2011.10.04	2011.10.12
6	Fauskebukta St.6	67.14.951	15.24.905	2011.10.04	2011.10.12
7	Fauskebukta St.7	67.14.647	15.24.818	2011.10.04	2011.10.12
8	Fauskebukta St.8	67.14.790	15.24.199	2011.10.04	2011.10.12
9	Fauskebukta St.9	67.15.886	15.24.537	2011.10.04	2011.10.12

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	Prøvenr				
			1	2	3	4	5
Tørrstoff	%	Ekstern	68	66	66	69	72
Karbon, org. total	µg C/mg TS G 6	Ekstern	6,0	6,6	5,3	5,9	5,4
Kadmium	mg/kg	Ekstern	0,10	0,037	0,026	0,027	0,022
Kobber	mg/kg	Ekstern	120	55	44	41	28
Bly	mg/kg	Ekstern	16	12	10	12	8,0
Sink	mg/kg	Ekstern	110	64	52	53	39
Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	Prøvenr				
			6	7	8	9	
Tørrstoff	%	Ekstern	75	75	70	59	
Karbon, org. total	µg C/mg TS G 6	Ekstern	5,8	4,9	5,4	9,9	
Kadmium	mg/kg	Ekstern	0,38	0,33	0,024	0,036	
Kobber	mg/kg	Ekstern	200	28	30	55	
Bly	mg/kg	Ekstern	23	9,1	9,9	20	
Sink	mg/kg	Ekstern	240	180	44	80	

Kommentarer

1 Prøvene er analysert hos Eurofins.

Side nr.46/50

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sulitjelma 2011**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2011-3262

04.06.2012

O.nr. O 11256

Prøver av blåskjell ble levert ved NIVAs laboratorium merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St A Fauskebukta sør	2011.12.20	2011.12.20	2012.01.12-2012.01.12
2	St B Fauskebukta nord	2011.12.20	2011.12.20	2012.01.12-2012.01.12
7	St 6 Fauskebukta midt	2011.12.20	2011.12.20	2012.01.12-2012.01.12

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	7
			Kadmium	µg/g v.v. E 8-3	0,18
Kobber	µg/g v.v. E 8-3	1,8	3,1	1,4	
Bly	µg/g v.v. E 8-3	0,19	0,29	0,18	
Sink	µg/g v.v. E 8-3	19	15	11	

Norsk institutt for vannforskning

Linda Skryseth
Forskningsassistent

Informantliste,

Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene

Salten Kraftsamband AS v/Cato Lund
Nordlandsmuseet (Sulitjelma Besøksgruve, Sulitjelma Gruvemuseum) v/Wenche Spjelkavik
Balvatn reinbeitedistrikt v/reineier Per Olof Blind,
Reindriftsforvaltningen Nordland v/ Jo Vidar Nordhaug og Ing-Lill Pavall
Forum for natur og friluftsliv Nordland v/ Sylvi Brandsæter
Sulitjelma Jeger- og Fiskeforening v/ Jan Petter Nilsen
Sulitjelma og Omegn Turistforening (SOT) v/Tore Okkenhaug og Einar Schilliås
Sulitjelma Hotell v/Britt Linda Hansen
Sulitjelma Turistsenter v/Jan Olsen og Jon Gunnar Olsen
Statskog v/Harald Rundhaug
Fauske kommune v/Gudrun Hagalinsdottir og Jan Nystad
Wenberg Fiskeoppdrett v/Ørjan Wenberg
Salten Friluftsråd v/Trond Loge
Grunneier Kjell Even Bakken, Fauske
Sulitjelma Mineral AS v/Kjell Sture Hugaås.

Intervjuguide

Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene

Presentasjon og innledning

Oppdragsgiver

Direktoratet for mineralforvaltning, som har uttrykt ønske om å få undersøkt flere aspekter av dagens forurensningssituasjon.

Område

Området omfatter Langvatnet og vassdraget Skjønstå fra Langvatnet (+Laksåga) og ut til Fauskevika, inkludert Øvrevatnet og Nedrevatnet.

Arbeidspakker

1. Dagens metallnivåer i Langvatnet: Effekter på fisk
2. Kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget
3. Nedstrøms påvirkning av gruveavrenning fra Sulitjelma

Om bruk av intervjuene og godkjenning av å stå som informant i utredningen

Dato for intervju: _____

Personalialia og virksomhet

1. Navn:
2. Yrke:
3. Virksomhet:
4. Beskrivelse av virksomhet:
5. Interesser knyttet til vassdraget:
6. Har du/dere direkte inntekter knyttet til vassdraget?

Om bruken av området i dag

1. Hvordan vil du karakterisere bruken av området tilknyttet vassdraget i dag?
 - i. Friluftsliv, jakt, fiske, turgåing, tilrettelegging, kano/kajakk, turisme, landbruk etc.
2. Hvordan er området tilrettelagt for friluftsliv, jakt og fiske etc.?
3. Hvordan markedsføres området i reiselivssammenheng?
4. Hva vil du si er de viktigste brukerinteressene knyttet til dette vassdraget?

Om opplevelse av forurensningssituasjonen

1. Hvordan opplever du forurensningssituasjonen med gruve-avrenning fra Sulitjelma feltene i dag?
2. Hvordan vil du si at dagens forurensningssituasjon påvirker aktiviteten langs vassdraget?
3. Spiser du fisk/ville du kunne spise fisk fra området i dag?
 - a. Langvatnet
 - b. Øvrevatnet
 - c. Nedrevatnet

- d. Fauskebukta
 - e.hvis nei, hvorfor ikke?
4. Hvordan har informasjonen rundt forurensningssituasjonen vært?

Om effekten av gruve-avrenningen fra Sulitjelma-feltene

1. Hvordan vil du si at området er påvirket av den tidligere gruvedriften i Sulitjelma? Hvordan er turisme/friluftsliv påvirket?
2. Har bruken av området endret seg i årene etter gruvedriften ble nedlagt?
3. Hvilke følger har gruve-avrenningen for din/deres aktivitet?
4. Har nedleggelsen av gruven endret muligheten for å drive aktiviteter knyttet til vassdraget?
5. I hvilken grad vil du si at spesielle brukerinteresser er påvirket av gruve-avrenning fra Sulitjelma feltene?
6. Hva vil du si har vært de største konfliktene knyttet til avrenning fra gruven og brukerinteresser?
7. Tror du vi ville sett en annen type bruk av og aktivitet i området dersom man ikke hadde hatt avrenning fra gruve feltene?
8. Opplever du at turister/besøkende er opptatt av gruve-avrenning fra Sulitjelma-feltene?
 - a. I så fall, i forbindelse med hvilke aktiviteter?
9. Hvordan vil du si at gruve-avrenning fra Sulitjelma-feltene har påvirket fisket i vassdraget fra Langvatnet og ned til Fauskevika (Fiskebestand og fritidsfiske).
10. Ville du spist mer fisk fra vassdraget/ fisket mer dersom man kunne garantere at det ikke eksisterte avrenning fra den nedlagte gruva?

Om fremtiden og opprydningstiltak

1. Hvilke arter og fiskeformer tror du har det største potensialet for fritidsfiske/fisketurisme i området?
2. Hvilke verdier ser du på som de største i området/vassdraget med hensyn på turisme?
3. Hadde du vært villig til å betale en årlig sum til tiltak som hadde redusert/fjernet gruveavrenningen fra Sulitjelma-feltene?
 - a. Hvorfor/hvorfor ikke?
 - b. Hvis ja, hvor mye?
4. Kjenner du til opprydningstiltak etter gruvedriften ble nedlagt?
5. Hvem vil du si har ansvaret for opprydningen?
6. Mener du det er gjort tilstrekkelig innsats for å redusere gruve-avrenningen?
7. Hva tror du vil skje med gruveavrenningen i fremtiden?

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no