

Anleggsvirksomhet og påvirkning på bekkesystemer

En undersøkelse av metallavrenning og
speciering i områder rundt nye E6
Oslo-Trondheim

Isabel Stubberud Næss

Kjemi

Innlevert: Mai 2013

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Sammendrag

Seks vassdrag har blitt studert med tanke på å finne ut hvordan og hvor mye vegarbeid påvirker nærliggende bekkesystemer. Det gjelder Ørbekken, Brøhaug og Labbelva med anleggsarbeid og Augla, Lauvåa og Skurdalsåa uten anleggsarbeid. Hovedfokus er på de elvene i nærheten av anleggsarbeid. Det er gjennomført metallanalyse, hardhetsberegninger, DOC-analyse, skumprøver, filterprøver og analyse av standardparametere. Det ble tatt prøver oppstrøms og nedstrøms i elvene i vegarbeidsområdet. Ut i fra de resultatene og korrelasjoner mellom metaller og de øvrige parameterne er spesiering av metaller vurdert. Det ble tatt i bruk DGT, men varierende vannstand gjorde disse analysene vanskelig. DGT-prøvene er likevel sammenliknet med de filtrerte prøvene, med varierende resultat.

Det ble funnet tendenser til sesongvariasjoner i enkelte metallkonsentrasjoner, spesielt i sesong med mye vann. Det ble funnet hardere vann med lavere konsentrasjoner av tungmetaller i bekkene utenfor område med anleggsarbeid. I Brøhaug ble det målt forhøyede konsentrasjoner av Ca, Mg, Sr og S nedstrøms. Den tredje prøverunden viste forhøyede konsentrasjoner av Al, As, Cd, Cr, Cu og Ni i Brøhaug. Labbelva og Ørbekken viste en generell økning i konsentrasjon fra første til siste prøverunde for stoffene As, Co, Fe, Mn, Sr og til dels Mg og Ni, men ingen trend på spesielt forhøyede konsentrasjoner nedstrøms. I Brøhaug ble det funnet tilfeller av forhøyet pH i prøvene tatt nedstrøms. Det er også funnet tilfeller av forhøyet ledningsevne nedstrøms i Ørbekken og Brøhaug. Det er i tillegg funnet Zn, Ni, Cu og noe Cd oppkonsentrert i skumprøvene. På filterprøvene ble det funnet høye konsentrasjoner av Fe, Al, Ca, Mn, Mg og S. Kun Cu og Hg viste enkelte konsentrasjoner i tilstandsklasse III, de resterende stoffene var enten i tilstandsklasse I eller II. Det kan virke som arbeid med å lage ny tunnel påvirker omkringliggende vassdrag i høyere grad enn generelt vegarbeid.

Abstract

Six streams have been studied to examine how and to what extent roadwork influences nearby stream systems. The streams are Ørbekken, Brøhaug and Labbelva close to roadworks and Augla, Lauvåa and Skurdalsåa outside the current roadwork area. The main focus has been on the streams inside the roadwork area. Metal analysis, water hardness calculations, DOC-analysis, foam samples, filter samples and analysis of standard parameters have all been carried out. Samples were taken upstream and downstream in the streams in the roadwork area. Speciation of metals is considered from the analysis results and correlations between metals and other parameters. DGT measurements were used, but varying water levels made the analysis difficult. The DGT samples were still compared to the filtered samples, with varying results.

Signs of seasonal variations were found in some metal concentrations, particularly during the rainy season. Water with higher hardness and lower concentrations of heavy metals were found in the streams outside the area with roadwork. In Brøhaug, elevated concentrations of Ca, Mg, Sr and S were measured downstream. The last testing period showed elevated concentrations of Al, As, Cd, Cr, Cu and Ni in Brøhaug. Labbelva and Ørbekken showed a general increase in concentrations from the first to the last testing period for As, Co, Fe, Mn, Sr and partly Mg and Ni, but no particular trend of elevated concentrations downstream was found. Brøhaug showed elevated pH downstream. Cases of elevated conductivity were also found downstream in Ørbekken and Brøhaug. The foam samples showed high levels of Zn, Ni, Cu and some Cd. In the filter samples high concentrations of Fe, Al, Ca, Mn, Mg and S were found. It seems that the construction work to build a new tunnel affects the surrounding waterways to a greater extent than general roadworks.

Forord

Jeg vil først og fremst takke professor i kjemi og min veileder Øyvind Mikkelsen, som gjennom alle studieår ved NTNU har vært en fantastisk rådgiver, motivator og til slutt tilrettelegger for at masterarbeidet skulle gå så smidig som mulig. Takk også til Hedda Vikan som ville stille som medveileder hos Vegvesenet. Tusen takk til Syverin Lierhagen, for hjelp med ICP-MS-analyser og for Excel-dokumenter som aldri svikter.

I tillegg går en stor takk til Siri Guldseth og Ola Kroken ved Vegvesenet på Minnesund, som har kjørt meg rundt på vegarbeidsområdet og gjort prøvetakingen til et lite eventyr i stort sett dårlig vær. Og takk for lunsjen. En takk går også til Sondre Meland og Jannicke Haug i Vegvesenet for hjelp i oppstartfasen av oppgaven og gode råd underveis.

Tusen takk til mamma og pappa, som brukte en hel feriedag på å hjelpe meg å samle prøver under prøverunden sommeren 2012, og for at de gjorde feltarbeidet i Gudbrandsdalen til en tur. Takk til mamma og Cecilie, som ble med på siste prøverunde, for hjelp med både vannprøvene, skumprøvene og fotografering av prøvepunktene. Og for å gjøre prøvetaking til en fin tur. Igjen. Til lillebror og mormor; takk for at dere tar telefonen når jeg må klage og trenger litt ros. Hver eneste gang.

Til slutt fortjener min kjære samboer Kjetil en stor takk for diskusjoner, gjennomlesing, Excel-opplæring og generell støtte og glede i hverdagen. Nå er spisebordet ryddet for kjemibøker. Endelig.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	I
Abstract	II
Forord	III
Oversikt over figurer	VII
Oversikt over tabeller	IX
1 Innledning.....	1
2 Presentasjon av området.....	2
2.1 Norwat.....	4
2.2 Lokale kilder til forurensning.....	5
2.3 Værstatistikk.....	11
2.4 Nedbørsfelt	12
2.5 Geologi i områdene	13
3 Teori	18
3.1 pH.....	18
3.2 Konduktivitet.....	20
3.3 O ₂ -metning	21
3.4 Turbiditet.....	21
3.5 Redokspotensial	23
3.6 Grunnstoffanalyse (inkludert hardhetsbestemmelse).....	25
3.7 NOM - Naturlig organisk materiale	28
3.8 DGT – diffusjonsgradienter i tynnfilmer	32
3.8.1 Beregning av metallkonsentrasjon	34
3.9 Kompleksdannelse	35
3.10 Filterprøver.....	36
3.11 Korrelasjonsanalyse	37
3.12 Tilstandsklasser for vann.....	37

3.13 Utføring av anleggsarbeid	39
3.14 Påvirkning på biologisk liv	40
4 Metode/eksperimentelt	42
4.1 Multimeter	42
4.2 Turbiditet	42
4.3 Skumprøver	42
4.4 Filterprøver	44
4.5 DOC	44
4.6 ICP-MS	44
4.7 DGT	44
5 Resultater og diskusjon	46
5.1 Elver med og uten anleggsarbeid	47
5.2 Filtrerte og ufiltrerte prøver	51
5.2.1 Aluminium	52
5.2.2 Arsen	54
5.2.3 Kalsium	55
5.2.4 Kadmium	57
5.2.5 Kobolt	59
5.2.6 Krom	61
5.2.7 Kobber	63
5.2.8 Jern	65
5.2.9 Kvikksølv	66
5.2.10 Magnesium	67
5.2.11 Mangan	68
5.2.12 Nikkel	69
5.2.13 Bly	71
5.2.14 Svovel	73

5.2.15 Strontium.....	74
5.2.16 Sink.....	75
5.2.17 Oppsummering filtrerte og ufiltrerte prøver.....	77
5.3 Standardparameterne	78
5.3.1 pH.....	79
5.3.2 Temperatur	82
5.3.3 Ledningsevne	83
5.3.4 Redokspotensial	84
5.3.5 Turbiditet.....	86
5.4 DOC	87
5.5 DGT.....	88
5.6 Skumprøver	103
5.7 Filterprøver.....	105
5.8 Korrelasjonsanalyse	111
5.9 Tilstandsklasser for vann.....	117
6 Konklusjon	120
7 Videre arbeid	122
8 Forkortelser	123
9 Referanser.....	124
Vedlegg A: Rådata for elver med anleggsarbeid.....	130
Vedlegg B: Elver uten anleggsarbeid	136

Oversikt over figurer

Figur 1: Kart over prøvetakingsområdet.	3
Figur 2: Prøvepunktene i Ørbekken.	6
Figur 3: Prøvepunktene i Brøhaug.	7
Figur 4: Prøvepunktet oppstrøms i Labbelva.	8
Figur 5: Prøvepunktet nedstrøms i Labbelva.	8
Figur 6: Prøvepunktet i Augla.	9
Figur 7: Prøvepunktet i Lauvåa.	10
Figur 8: Prøvepunktet i Skurdalsåa.	10
Figur 9: Berggrunnskart for området nord for Minnesund.	13
Figur 10: Berggrunnskart for området sør for Vinstra.	14
Figur 11: pE-pH-diagram for jern.	23
Figur 12: Eh-pH-diagram for mangan.	24
Figur 13: Skumprøvetaking.	43
Figur 14: DGT-prøvetaker.	45
Figur 15: Sammenlikning av tungmetallkonsentrasjoner.	47
Figur 16: Sammenlikning av hardhet.	49
Figur 17: Endringer i aluminiumkonsentrasjon.	53
Figur 18: Endringer i arsenkonsentrasjon.	54
Figur 19: Endringer i kalsiumkonsentrasjon.	56
Figur 20: Endringer i kadmiumkonsentrasjon.	58
Figur 21: Endringer i koboltkonsentrasjon.	60
Figur 22: Endringer i kromkonsentrasjon.	61
Figur 23: Endringer i kobberkonsentrasjon.	63
Figur 24: Endringer i jernkonsentrasjon.	65
Figur 25: Endringer i magnesiumkonsentrasjon.	67
Figur 26: Endringer i mangankonsentrasjon.	68
Figur 27: Endringer i nikkelkonsentrasjon.	70
Figur 28: Endringer i blykonsentrasjon.	71
Figur 29: Endringer i svovelkonsentrasjon.	73
Figur 30: Endringer i strontiumkonsentrasjon.	74
Figur 31: Endringer i sinkkonsentrasjon.	76
Figur 32: Tidsplot over pH.	79

Figur 33: Tidsplot for temperatur.....	82
Figur 34: Tidsplot for ledningsevne.....	83
Figur 35: Tidsplot for redokspotensial.....	84
Figur 36: Tidsplot for turbiditet.....	86
Figur 37: DGT og manuelle prøver for aluminium.....	90
Figur 38: DGT og manuelle prøver for kadmium.....	91
Figur 39: DGT og manuelle prøver for kobolt.....	92
Figur 40: DGT og manuelle prøver for krom.....	93
Figur 41: DGT og manuelle prøver for kobber.....	94
Figur 42: DGT og manuelle prøver for jern.....	95
Figur 43: DGT og manuelle prøver for mangan.....	96
Figur 44: DGT og manuelle prøver for nikkel.....	97
Figur 45: DGT og manuelle prøver for bly.....	98
Figur 46: DGT og manuelle prøver for sink.....	99
Figur 47: Filterprøve Ørbekken oppstrøms.....	106
Figur 48: Filterprøve Ørbekken nedstrøms.....	107
Figur 49: Filterprøve Brøhaug oppstrøms.....	108
Figur 50: Filterprøve Brøhaug nedstrøms.....	109
Figur 51: Filterprøve Labbelva oppstrøms.....	110
Figur 52: Filterprøve Labbelva nedstrøms.....	110
Figur 53: Korrelasjonsplot for redokspotensial og jern i Ørbekken.....	111
Figur 54: Korrelasjonsplot for redokspotensial og mangan i Ørbekken.....	112
Figur 55: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Ørbekken.....	113
Figur 56: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Brøhaug.....	113
Figur 57: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Labbelva.....	114
Figur 58: Korrelasjonsplot mellom pH og sink i Labbelva.....	116

Oversikt over tabeller

Tabell 1: Værstatistikk fra Minnesund i periodene før prøvetaking.	11
Tabell 2: Værstatistikk fra Vinstra i periodene før prøvetaking.	12
Tabell 3: Oversikt over innholdet i bergartene som finnes i området rundt Minnesund.	14
Tabell 4: Oversikt over innholdet i bergartene som finnes i området rundt Vinstra.	15
Tabell 5: Oversikt over innholdet i de ulike mineralene.	16
Tabell 6: Grenseverdier for pH i elver.	19
Tabell 7: Utvalgte deteksjonsgrenser ved analyse med ICP-MS.	26
Tabell 8: Klassifisering av tysk hardhetsgrad.	27
Tabell 9: Grenseverdier for Cd, Pb, Hg, Ni, Cu, Cr og Zn.	38
Tabell 10: Betydningen av de fem tilstandsklassene.	38
Tabell 11: Tysk hardhetsgrad.	50
Tabell 12: Konsentrasjonsendring fra oppstrøms til nedstrøms.	78
Tabell 13: pH i sammenheng med grenseverdier.	81
Tabell 14: DOC-resultater.	87
Tabell 15: Skumprøverresultater fra ICP-MS.	104
Tabell 16: Analyseresultater av DOC og UV samt beregnet SUVA-verdi.	105
Tabell 17: R ² -verdier fra korrelasjonsplot.	115
Tabell 18: Resultater fra første prøverunde med Klifs tilstandsklasser.	117
Tabell 19: Resultater fra andre prøverunde med Klifs tilstandsklasser.	118
Tabell 20: Resultater fra siste prøverunde med Klifs tilstandsklasser.	118

1 Innledning

Det er foretatt en studie av vannkvaliteten i bekkesystemer¹ i områder berørt eller planlagt berørt av anleggsvirksomhet rundt nye Europaveg 6 mellom Oslo-Trondheim og fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Aktuelle prøvesteder deles i to geografiske områder; 1) tre elver i et område hvor det ikke er påbegynt anleggsvirksomhet og 2) et område med pågående anleggsvirksomhet. I området med anleggsarbeid ble det tatt prøver oppstrøms og nedstrøms for pågående anleggsvirksomhet. Denne analysen er et ledd i Statens Vegvesens prosjekt NORWAT; Nordic Road Water, og deler av prøvetakingen er gjennomført sammen med ansatte i Vegvesenet i anleggsområdet på Minnesund. Analysen baserer seg på prøver fra seks bekker langs E6 fra Minnesund og nordover Gudbrandsdalen til Vinstra.

Det ble gjennomført tre runder med prøvetaking. Den første ble gjennomført like etter påsken 2012, 26. og 27. april, for å dokumentere elvene like etter snøsmelting. Andre runde ble gjennomført 3. august, i utgangspunktet for å dokumentere elvene etter en tørtperiode, men da sommeren 2012 viste seg å bli særdeles våt, var vannføringen større enn etter snøsmelting. Det ble likevel gjennomført prøvetaking, fordi prøver tatt i elver med så god vannføring kunne være verdifulle. Den tredje prøverunden ble gjennomført 5. oktober, for å dokumentere elvene under/etter bladfall.

I elvene ble det målt standardparametere som pH, O₂-metning, temperatur og konduktivitet. I tillegg ble det målt turbiditet, redokspotensial og DOC, samt at det ble tatt filterprøver, skumprøver og satt ut DGT. I grunnstoffanalysene ble fokuset rettet mot grunnstoffer som er viktige i forbindelse med vegarbeid. Med utgangspunkt i målingene ble det gjennomført spesieringsanalyser og korrelasjonsanalyser. Målet med oppgaven var å undersøke hvor mye og hvordan vegarbeid påvirker nærliggende bekkesystemer. Ordet spesiering er mye brukt, og forstås i denne sammenheng som kjemiske forekomstformer.

Oppgaven har fem seksjoner. Først kommer en seksjon med presentasjon av områdene hvor prøvene er tatt. Seksjon to er et teorikapittel og seksjon tre er en metodedel som tar for seg detaljer rundt analyser og prøvetaking. Seksjon fire er resultater og diskusjon. Disse er slått sammen for at leseren lettest mulig skal kunne følge resultatene og samtidig forstå betydningen av dem. Til slutt følger et konkluderende kapittel.

¹ Alle vannsystemene som omtales her kan gå under betegnelsen bekk, hvor Labbelva er den største hvilket også kommer fram av navnet. Ordene bekk og elv blir likevel brukt litt om hverandre, for variasjon.

2 Presentasjon av området

Dette kapitlet fokuserer på geologi, værstatistikk, informasjon om nedbørsfelt, kartlegging av vegutbygging og en presentasjon av NORWAT. For veiarbeid i Norge, både anleggs- og driftsarbeid, er den nasjonale transportplanen og vannforskriften styrende. Den nasjonale transportplanen gjennomgår ny høring i tidsrommet 2014-2023. Det betyr at den nåværende gjeldende versjonen er Stortingsmelding nr. 16; Nasjonal transportplan 2010-2019² (Samferdselsdepartementet, 2009). Vannforskriften er den norske lovgivningen som følger EUs rammedirektiv av 22. desember 2000 og trådte i kraft fra 1.1 2007 (Miljøverndepartementet, 2006).

Det kommer fram av planen at trygghet, regional utvikling og næringslivets transportbehov er sentrale områder for regjeringens transportstrategi. Det blir også lagt betydelig vekt på å gjennomføre nødvendige tiltak for å motvirke de negative konsekvensene transporten har på miljøet (Samferdselsdepartementet, 2009). Det er spesielt tatt hensyn til en langsiktig tilpasning av transportsystemet i lys av klimautfordringen.

² Det er ikke tatt høyde for den nye oppdateringen som ble lagt fram 12. april 2013.



Figur 1: Kart over prøvetakingsområdet.

Elvene er tegnet inn med svart strek, tre elver nær Minnesund og tre elver nord for Ringebu.

Prosjektet E6 Dal – Minnesund – Skaberud inneholder strekningen E6 Gardermoen – Kolomoen som er 66 km lang med en årsdøgntrafikk som varierer mellom 13000 og 23000 kjøretøy. Helge- og sommerdøgntrafikken er vesentlig høyere. Elvene Ørbekken, Brøhaug og Labbelva får nye bruer i forbindelse med utbyggingen på Minnesund. Dagens E6 går i Gudbrandsdalen gjennom tettstedene Ringebu, Hundorp, Harpefoss, Vinstra og Kvam. Årsdøgntrafikken varierer her mellom 5100 og 6700 kjøretøy, med en tungtrafikkandel på 16–20 prosent (Samferdselsdepartementet, 2009). Sommerdøgntrafikken er også her vesentlig høyere. Ny E6 blir lagt i ny trasé utenom disse tettstedene. Dette omfatter nye broer over Storåa på Kvam, Augla og Lauvåa. Samtidig får Skurdalsåa nytt løp og Givra på Vinstra omlegges helt. Planen er at dette skal bidra til bedre trafiksikkerhet og miljø, i tillegg til bedre framkommelighet (Vegvesen, 2010). Omleggingen vil føre til nedbygging av en del dyrkbar eller dyrket jord, i tillegg til inngrep i naturreservatområder.

Hovedmålet for miljø fra Nasjonal transportplan 2010–2019 er at «transportpolitikken skal bidra til å begrense klimagassutslipp, redusere miljøskadelige virkninger av transport, samt bidra til å oppfylle nasjonale mål og Norges internasjonale forpliktelser på miljøområdet» (Samferdselsdepartementet, 2009:290). Det innebærer blant annet at det skal arbeides for å stanse tapet av biologisk mangfold, begrense spredning av fremmede arter og sikre truede arter og naturtyper. Tapet av biologisk mangfold og klimaendringer fremstår som de to hovedutfordringene når det kommer til miljø innen transportsektoren. Av andre viktige utfordringer er forurensning av jord og vann, lokal luftforurensning, støy og nedbryting av dyrkbar mark. Omfanget av kjøkjøring, egenskaper ved infrastrukturen, kjørestil, hastighet og kapasitetsutnyttelse er alle faktorer som påvirker drivstofforbruket og dermed også utslippene av klimagasser. Det er et uttalt mål i transportplanen at man skal «unngå inngrep i viktige naturområder og ivareta viktige økologiske funksjoner» (Samferdselsdepartementet, 2009:305). I Gudbrandsdalen er Lågendeltaet et vernet område, som derfor i høyest mulig grad bør ivaretas.

2.1 Norwat

Nordic Road Water (Norwat), er et prosjekt for å lage «en vurdering av dagens kunnskapsstatus og identifisering av kunnskapsmangler om vannforurensning fra bygge- og driftsfasen av vegnettet, inkludert tunnelvaskevann» (Åstebøl et al., 2011:3). Dette er en systematisert videreføring av Staten Vegvesen sitt arbeid med problemstillinger rundt veg, vegutbygging, avrenning og forurensning.

Mengden forurensninger som transporteres med overvann er omtrent tilsvarende mengden forurensninger som avsettes på terreng langs veg. Det vil si at vegens sideterreng, med grøfter og sandfang inkludert, er viktig for å holde tilbake trafikkforurensninger. Utformingen av både grøfter og sandfang kan påvirke mengden forurensninger som holdes tilbake. Det vil ikke videre diskuteres her. Tilrenning av terrengvann til vegens grøfter og eventuelt også svakt utviklet vegetasjonsdekke vil øke utslippet av trafikkforurensninger til resipient³. I den påfølgende analysen vil det være vanskelig å skille mellom hva som er avrenning fra veg og hva som er anleggsdriftens påvirkning direkte ut i resipienten. Dette er fordi alle de aktuelle bekkene renner på tvers under E6. De vil dermed ha avrenning fra både selve veggen og avrenning fra det pågående anleggsarbeidet som mulige forureningskilder. Det testes

³ Resipient forstås her som luft, elv, vann, vassdrag eller havområde som mottar utslipp av forurensninger. Hentet fra: LEKSIKON, S. N. 2013d. Resipient – av forurensning. *Store norske leksikon*. http://snl.no/resipient/av_forurensning .

oppstrøms og nedstrøms for veiløpet, for å kunne dokumentere naturlig bakgrunn. Disse analysene kan dermed også ses på som en kvalitetssikring av de gjeldende tiltak for å minimere forurensning, både under anleggs- og driftsfasen.

Miljøgifter kan blant annet være fra vegtrafikken, fra vegdekket og andre vegtekniske installasjoner, fra drifts- og vedlikeholdsaktiviteter eller fra generelt atmosfærisk nedfall. Av disse er gjerne forbrenningsprodukter og slitasje av dekk de viktigste kildene. Karakteren på nedbørshendelser (intensitet, varighet etc.) vil påvirke avrenning fra disse kildene. Derfor vil resultatene blant annet bli tolket ut i fra været forut for prøvetaking og vannføring i bekkene. I tillegg vil terrengets utforming påvirke avrenningen. Terrenget er brattere ved bekkene rundt Minnesund enn hva det er rundt prøvebekkene oppover i Gudbrandsdalen. Brattere terreng vil kunne medføre økt erosjon.

Slitasje på dekk, vegdekke og bremseslag avgir blant annet tungmetaller som bly (avtagende), kobber, sink og til dels nikkel og krom. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (heretter PAH), er et produkt av ufullstendige forbrenningsreaksjoner, samt fra asfalt og oljeprodukter. Antimon, molybden og wolfram er miljøgifter fra piggdekk og palladium/platina fra katalysatorer. Det er vist direkte korrelasjon mellom mengden av disse trafikkrelaterte forurensningene og trafikkmengden (Åstebøl et al., 2011). NORWAT skal fokusere på hvilke kjemiske og biologiske effekter forurenset avrenningsvann har på vannmiljøet, samt hvilke tiltak som er best egnet til å redusere risikoen for skader på miljøet (Vikan, 2012).

2.2 Lokale kilder til forurensning

Lokale kilder til forurensning kan blant annet være gruvedrift, smelteverksvirksomhet og industriområder. Det er ikke tilfellet i de områdene det er tatt prøver her. Derimot er det en del jordbruk i områdene, spesielt rundt de tre bekkene nærmere Vinstra. Det er mer trafikk rundt de tre andre bekkene nær Minnesund. I tillegg vil geologien si noe om generell bakgrunn og geologien er forskjellig i de to områdene, se avsnitt 2.5. Av mer generelle kilder til forurensning kan langtransportert atmosfærisk nedfall nevnes, som er et problem som opptrer i sør og langs kysten i Norge (Steinnes, 1987). Det vil si at langtransportert atmosfærisk nedfall kan være av større betydning rundt Minnesund enn rundt Vinstra, men ingen av stedene ligger i hovedområdene til denne typen forurensning. På bildene som følger er prøvepunktene presentert og viser blant annet hvilke eventuelle kilder til forurensning som finnes akkurat på prøvepunktet.

Bildene er tatt under siste prøverunde, 5. oktober. Det ble ikke tatt bilder under de to første prøverundene, hvilket betyr at det ikke foreligger dokumentasjon på forskjellene i vannstand. For koordinater til prøvepunktene, se vedlegg B. Ørbekken renner gjennom områder med småtrær og rant tidligere gjennom hagen til en eiendom som nå er fjernet for å bygge nytt dobbeltspor til jernbanen. Bilder av prøvepunktene i Ørbekken er i figur 2. Ørbekken hadde gjennom alle prøverunder klart vann i godt fall på naturlig bunn og moderat til flyktig skumdannelse. Under andre prøverunde var det synlig stor vannføring.



Figur 2: Prøvepunktene i Ørbekken.

Bildet til venstre viser Ørbekken oppstrøms og bildet til høyre viser Ørbekken nedstrøms.

Broen på bildet til høyre er jernbanen, E6 ligger ovenfor denne.

Brøhaug renner gjennom en eiendom ved prøvepunktet oppstrøms, og er i den forbindelse ryddet og steinbelagt. Deretter renner Brøhaug gjennom et stort område med vegarbeid, hvor vegarbeidet pågikk gjennom alle prøverunder, før den renner under jernbanen. Prøvepunktet nedstrøms er på nedsiden av jernbanen. Bilder av prøvepunktene i Brøhaug er i figur 3.

Brøhaug hadde stor vannføring andre prøverunde, med litt grumsete og brunt vann nedstrøms. Under tredje prøverunde var det kommet en del rot nedstrøms, som bildet til høyre i figur 3 viser. Oppstrøms var vannet klart under alle prøveperioder.



Figur 3: Prøvepunktene i Brøhaug.

Bildet til venstre viser Brøhaug oppstrøms og bildet til høyre er Brøhaug nedstrøms.

Oppstrøms er Brøhaug ryddet, og ligger i tilknytning til gårds plass, med innkjøring som krysser elven. Slangen som ligger nedstrøms i Brøhaug er i forbindelse med tunnelen som drives like ovenfor.

Labbelva er den største av de tre vannsystemene som er undersøkt i området med vegarbeid.

Den renner hovedsakelig gjennom skog ved prøvepunktet oppstrøms, og videre renner den i et juv ned til prøvepunktet nedstrøms. Bilder av prøvepunktene i Labbelva er i figur 4 og 5.

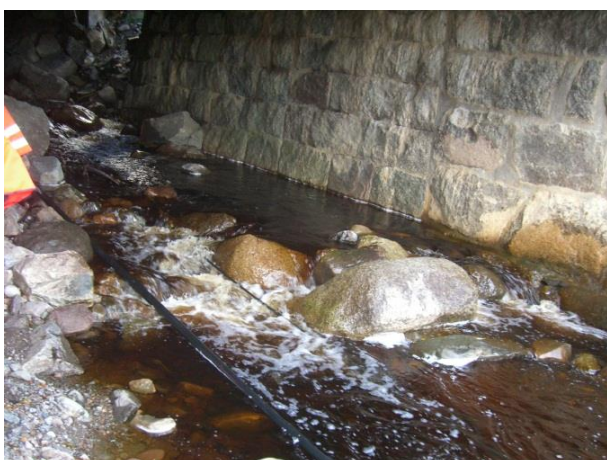
Labbelva har brunt vann og renner på sten- og jordbunn. Den har generelt god vannføring, men også den hadde mest vann under andre prøverunde. Labbelva hadde skumdannelse under alle prøverunder, mest under runde to. Før siste prøverunde fylte grunneier igjen store deler av elven oppstrøms, se bildet til høyre i figur 4. Da var også anleggsarbeidet i gang for fullt rundt denne elven, og det var lagt en del masser ned mot elveløpet mellom prøvepunktene. Nedstrøms ble det registrert grumsete vann og lite skum under siste prøverunde.



Figur 4: Prøvepunktet oppstrøms i Labbelva.

Bildet til venstre viser prøvepunktet oppstrøms i Labbelva. Bildet til høyre viser hvordan grunneier hadde fylt igjen denne delen av elven før siste prøverunde. Tidligere gikk veien rett frem og inn i skogen, og elven var bredere.

Prøvepunktet nedstrøms i Labbelva er på nedsiden av E6 og lokalvegen, men på oversiden av jernbanelinja. Bildet i figur 5 viser dette prøvepunktet.



Figur 5: Prøvepunktet nedstrøms i Labbelva.

Prøvepunktet nedstrøms i Labbelva. Bildet viser prøvepunktet nedstrøms i Labbelva. Her ligger det også rør, samt at prøvene er tatt under bro på lokalveg nedenfor E6.

De tre elvene som ligger utenfor vegarbeidsområdet ligger mellom Harpefoss og Vinstra. Augla og Lauvåa ligger på samme side av Lågen som E6, mens Skurdalsåa ligger på motsatt side. Skurdalsåa er undersøkt fordi ny E6 vil føre til omlegging av denne. Bilde av

prøvepunktet i Augla er i figur 6. Augla har god vannføring, uten påvirkning fra anleggsplanlegging.



Figur 6: Prøvepunktet i Augla.

Augla er sammen med Lauvåa den bekken som så renest ut. Augla renner over stein- og jordgrunn, mens Lauvåa renner hovedsakelig over stein. Augla og Lauvåa har helt klart vann og flyktig skum. Prøvepunktet for Augla er ca. 30 meter nedstrøms fra jernbanebro. Lauvåa er undersøkt ca. 50 meter nedstrøms for E6-bro. Alle de tre bekkesystemene utenfor anleggsområdet renner langsmed store jordbruksområder. Bilde av prøvepunktet i Lauvåa er i figur 7.



Figur 7: Prøvepunktet i Lauvåa.

Lauvåa er den minste av de undersøkte bekkene med en snau meter bredde og ca. 10 cm. dyp. Figur 7 viser tydelig liten vannstand i denne bekken. Området rundt prøvepunktet til Skurdalsåa var tett krattskog og på prøvepunktet var det en stram lukt av kloakk. Det foregikk gravearbeid og gårdsdrift oppstrøms for prøvepunktet og vannet var brunt, men med god vannføring. Bilde av prøvepunktet i Skurdalsåa er i figur 8. Det var flyktig skumdannelse i Skurdalsåa gjennom alle prøverunder.



Figur 8: Prøvepunktet i Skurdalsåa.

2.3 Værstatistikk

Værstatistikk for periodene før prøvetaking er presentert i tabell 1 for Minnesund og i tabell 2 for Vinstra. Merk at det før prøvetaking i august er valgt å bruke data fra juli, da det er data på månedsbasis og prøvetakingen var så tidlig i august. For prøvetakingen i oktober er det valgt å bruke data fra september.

Tabell 1: Værstatistikk fra Minnesund i periodene før prøvetaking.

Data er hentet fra yr.no (yr.no, 2012a).

Prøvedato	27. April	03. August Verdier fra juli	05. Oktober Verdier fra sept.
Gjennomsnittstemp. måned	3,3 °C	14,4 °C	9,9 °C
Max. temp	14,7 °C (29. april)	24,1 °C (5. juli)	20,6 °C (4. sept.)
Min. temp	-7,0 °C (3. april)	6,6 °C (21. juli)	-1,1 °C (21. sept.)
Total mengde nedbør måned (Normal tot. nedbør)	77 mm (48 mm)	163 mm (79 mm)	92 mm (96 mm)
Max. nedbør	18 mm (27. april)	52 mm (29. juli)	26 mm (26. sept.)

Før andre prøverunde kom det mest nedbør på et døgn den 29. juli, altså veldig tett på prøvetakingsdatoen, med 52 mm. Det forklarer den voldsomme vannføringen. Værstatistikk for prøveområdet utenfor anleggsarbeid er hentet fra Vinstra, i nærheten av prøvepunktene. Se tabell 2.

Tabell 2: Værstatistikk fra Vinstra i periodene før prøvetaking.

Data er hentet fra yr.no (yr.no, 2012b).

Prøvedato	27. April	03. August	05. Oktober
		Verdier fra juli	Verdier fra sept.
Gjennomsnittstemp. måned	-2,4 °C	10,2 °C	4,4 °C
Max. temp	9,6 °C (30. april)	21,1 °C (6. juli)	17,1 °C (2. sept.)
Min. temp	-13,3 °C (7. april)	-1,5 °C (21. juli)	-6,1 °C (21. sept.)
Total mengde nedbør måned	55 mm	148 mm	39 mm
(Normal tot. nedbør)	(29 mm)	(87 mm)	(70 mm)
Max. nedbør	10 mm (27. april)	28 mm (9. juli)	7 mm (12. sept.)

Det vil med andre ord si at det forventede utgangspunktet med en «tørr» prøvetakingsrunde i begynnelsen av august og en «våt» prøvetaking i begynnelsen av oktober, viste seg å bli omvendt. Det vil vise seg i resultatene, da det ble planlagt blant annet skumprøver under den siste runden, og ikke under prøvetakingen på sommeren. Sett i ettertid burde det vært tatt skumprøver i august, da det var runden med definitivt mest vann. Men, skumprøver ble dog gjennomført i oktober, med varierende resultat på grunn av til tider veldig lav vannføring og flyktig skumdannelse.

2.4 Nedbørsfelt

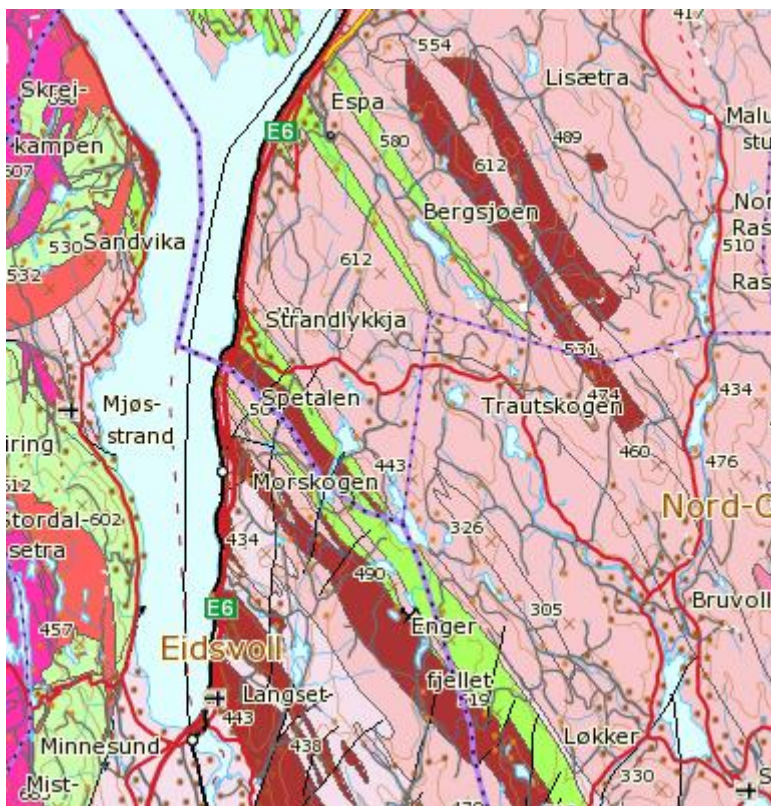
Strekningen fra Minnesund forbi Espa omfatter bekker med beskjedne nedbørsarealer, hvilket betyr at nedbørsdata er viktig for vurderingen av vannmengdene langs vegarbeidstraséen.

Området rundt Espa som omfatter Labbelva har et nedbørsfeltareal på 8,02 km², og en høyde på maks 600 m. o. h. Området Brøhaug har et nedbørsfeltareal på 1,62 km² og høyde på maks 420 m. o. h. Området Støjordet omfatter blant annet Ørbekken og har et nedbørsfeltareal på 1,92 km² og høyde på maksimalt 360 m. o. h. (Eidsvoll kommune, 2010). Augla har et nedbørsfelt på 15,6 km² og middelvannføring på 3,75 m³/s. Lauvåa har et nedbørsfelt på 4,6 km² og middelvannføring på 1,11 m³/s. Skurdalsåa har et nedbørsfelt på 14,4 km² og middelvannføring på 3,46 m³/s (Vegvesen, 2010). I Norge er den kjemiske sammensetningen

av nedbør hovedsakelig en kombinasjon av langtransporterte forurensninger og bidrag fra sjøsalter (Skjelkvåle et al., 1996). Konsentrasjonen av sjøsalter i nedbøren avtar fra kysten og innover i landet, slik at det hovedsakelig er de langtransporterte forurensningene som bidrar i det aktuelle området her (Skjelkvåle et al., 1996).

2.5 Geologi i områdene

De to aktuelle områdene har veldig forskjellig geologi. Rundt Minnesund er det hovedsakelig magmatisk berggrunn, mens det rundt Vinstra er hovedsakelig metamorf berggrunn. Figur 9 viser et bilde på geologien like nord for Minnesund.



Figur 9: Berggrunnskart for området nord for Minnesund.

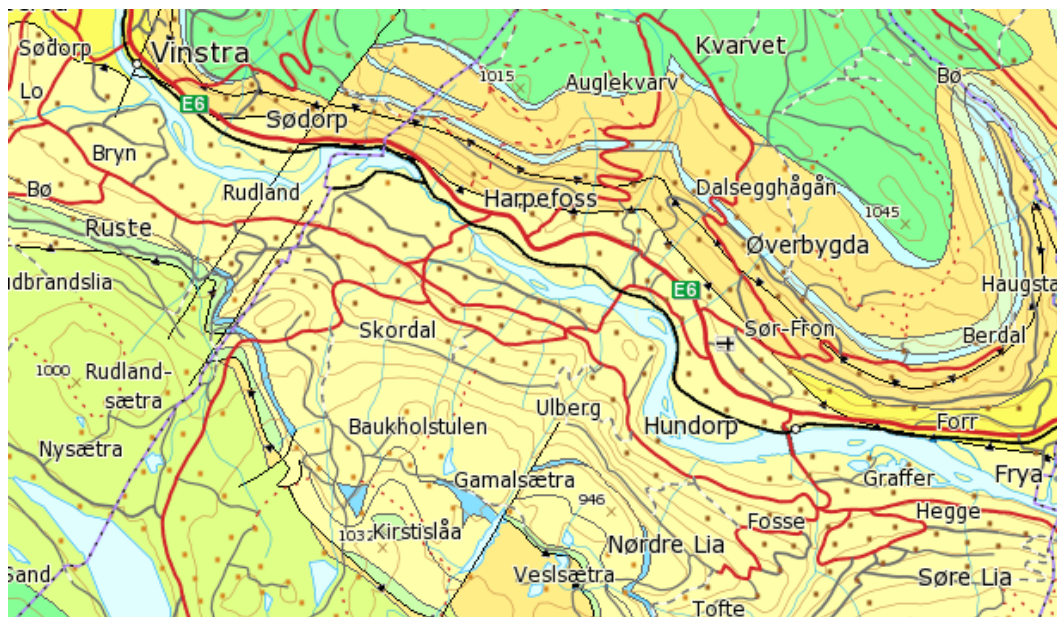
Mørk rød er gabbro, rosa er granittisk gneis, grønn er glimmerskifer (NGU, 2012a).

Området fra Minnesund og nordover til Espa består av flere typer berggrunn. På Minnesund finnes en del gabbro/amfibolitt, litt øyegneis/granitt nordover i tillegg til stedvis glimmergneis og glimmerskifer (NGU, 2012a). De ulike typene berggrunn og hva de inneholder er presentert i tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over innholdet i bergartene som finnes i området rundt Minnesund.

Berggrunn	Innhold
Gabbro (Marshak, 2005)	Kalsium, Olivin ((Mg, Fe) ₂ SiO ₄) og Pyroxen
Pyroxen (Leksikon, 2013c)	XY(Si, Al) ₂ O ₆ , hvor X ofte er Ca, Na, Fe ²⁺ , Mg eller Zn, Mn og Li og Y ofte er Cr, Al, Fe ³⁺ , Mg, Mn
Granitt/Øyegneis (Marshak, 2005)	Natrium, Kvarts, Kaliumfeltspat (Al, Ca, Na, K)
Glimmergneis/-skifer (miljolare.no, 2012)	Ca, Mg, Fe

Glimmerskifer og gabbro forvitrer relativt raskt (miljolare.no, 2012). I området rundt Vinstra er det berggrunn som ikke forvitrer like raskt. Figur 10 viser berggrunnkart for området rundt Vinstra.



Figur 10: Berggrunnkart for området sør for Vinstra.

Lys gul er grå sandstein, grønn gul nede til venstre er fyllitt, mørk gul er feltspatførende sandstein og grønn er fyllitt og fyllittisk sandstein (NGU, 2012a).

Området rundt Hundorp og Harpefoss i nærheten av Vinstra i Gudbrandsdalen består hovedsakelig av sedimentære bergarter, spesielt sandstein, fyllitt og metasandstein/glimmerskifer (NGU, 2012a). Sandstein er en ugjennomtrengelig berggrunnstype, slik at det typisk dannes elver, bekker og innsjøer i områder med sandstein. Sandstein er en bergart som forvitrer meget sent, og bidrar dermed lite med næringsstoffer til overliggende jord og til nærliggende vassdrag (miljolare.no, 2012). Innholdet av bergartene som finnes nærmere Vinstra er presentert i tabell 4.

Tabell 4: Oversikt over innholdet i bergartene som finnes i området rundt Vinstra.

Berggrunn	Innhold
Sandstein (NGU, 2012a)	Kvarts (SiO_2)
Fyllitt (Leksikon, 2013b)	SiO_2 , Kloritt (ClO_2^-), Pyritt (FeS_2), CO_3^{2-}

Berggrunnen rundt Minnesund er som sagt berggrunn som lettere forvitrer. Det er derfor mer sannsynlig at berggrunnen har betydning for hva som finnes i vannsystemene på Minnesund, enn på Vinstra (NGU, 2012a).

Løsmasser er materiale som ligger over berggrunnen og er en av de aller viktigste ikke-fornybare naturressursene. I denne oppgaven tjener informasjonen om løsmassene som bakgrunn for hva man kan forvente å finne i elvevannet. Det er i tillegg tatt i betraktning hva slags mineralressurser som finnes på de aktuelle områdene. I mineralressursdatabasen til Norges geologiske undersøkelse (NGU) finnes informasjon om dominerende metaller, som kan forklare konsentrasjonsvariasjoner i metallanalysen utført på elvevannet (NGU, 2012b). Ved Minnesund dominerer breelvavsetninger, mens nordover langs Mjøsa endrer løsmasseforholdene seg til å bestå av hovedsakelig bart fjell med et tynt dekke av løsmasser. Når det gjelder berggrunnen er den viktig for det biologiske mangfoldet, og Labbelva er viktig i den sammenheng da det er gjort flere funn av rødlistede vedboende sopper der (Eidsvoll kommune, 2007). I tillegg er Labbelva en viktig elv for ørret og harr. Det er sannsynlig at det finnes mjøsørret og mjøsharr også i de nedre delene av øvrige småbekker langs Mjøsa, men dette er ikke tidligere undersøkt (Eidsvoll kommune, 2007).

Et hovedprinsipp fra Vegvesenets side er at bekker skal passere både E6, lokalveg og Dovrebanen minst mulig påvirket av prosjektet. Men som nevnt er det et bratt terreng i dette

området, med høye skjæringer på østsiden av E6. Det vil derfor ikke være fysisk mulig å unngå midlertidige eller permanente bekkelukkinger. Ørbekken er funnet å ha liten verdi for fisk, men har til tider stor vannføring. Det er besluttet å lukke bekken under E6 og Dovrebanen med til sammen ca. 190 meter bekkelukking. På oversiden av E6 åpnes bekken fram, på nedsiden vil den fortsatt renne åpen ut i Mjøsa. Brøhaug består av to bekker, en søndre og en nordre. Den nordre bekken er den største og vil omtales her. Brøhaug Nordre vil legges åpen langs lokalveg i felles kulvert under E6 og vil tilrettelegges for fiskevandring. Den vil lukkes i korte bekkelukkinger, som optimaliseres for fiskevandring og den renner åpen i eksisterende trasé ut i Mjøsa (Eidsvoll kommune, 2010).

Kart over mineralgeologi deles inn i grupper med jernmetaller, jernlegeringsmetaller og basemetaller. For innhold i de forskjellige mineralgruppene, se tabell 5 under, hentet fra NGU sine nettsider (NGU, 2011). Mineralgeologien rundt Ørbekken viser at bekken renner gjennom et relativt stort område med jernmetaller rundt prøvepunkt. Et stykke ovenfor prøvepunkt er det en del basemetaller. Bekken renner i tillegg gjennom basemetaller like før prøvepunktet nedstrøms. Brøhaug renner gjennom flere større områder med jernmetaller og enkelte områder med basemetaller. Labbelva renner gjennom et stort område med jernmetaller der det ble tatt prøver oppstrøms. Videre renner elva gjennom flere områder av jernmetaller og en del områder med basemetaller. På prøvetakingspunktet nedstrøms er det et område med jernlegeringsmetaller (NGU, 2011).

Tabell 5: Oversikt over innholdet i de ulike mineralene.

Mineral	Innhold
Jernmetaller	Fe, Mn, Cr, Ni, Co
Jernlegeringsmetaller	Cr, Mn, Ni, W, V
Basemetaller	Cu, Zn, Pb, Sb, As, Sn

Augla, Lauvåa og Skurdalsåa renner hovedsakelig gjennom områder med dyrket mark. Jordbruk har blitt forbundet med utslipp av gjødsel og erosjon av partikler av kontaminert jord gjennom lang tid. Alt landbruk (jordbruk, skogdrift) påvirker omkringliggende elvers økosystem, gjennom utslipp av suspendert materiale, næringsstoffer, metaller og surgjøring (Jones et al., 2007). Dette kan kontrolleres gjennom blant annet sedimentbassenger eller

bufferzoner. Det viser seg at det er viktigere miljøproblemer knyttet til jordbruk enn disse, som skyldes ubalanse eller mangel på lukkede næringskjeder (Brufau and Tacon, 1999). Det er imidlertid vist at utslipp fra jordbruk kan forurense overflatevann i større grad enn utslipp fra industri, men forhøyede metallkonsentrasjoner blir i hovedsak sett i sammenheng med industri (Ogedengbe and Akinbile, 2010). Det er gjort en undersøkelse på skogdrift hvor det poengteres at det kan forårsake metallforurensing. Forurensningen skjer gjerne i form av aluminium og jern, i områder med spesifikke geokjemiske egenskaper (Vuori et al., 2003). Intensiv skogdrift kan øke mobiliteten og utlekking av metaller til bekker. Lauvåa har opprinnelse i et område med jernminerale, og renner gjennom flere tilsvarende områder på vei ned til Lågen. I tillegg renner både Lauvåa og Augla gjennom områder med jernlegeringsmetaller. Augla har opprinnelse i et stort område med basemetaller (NGU, 2011).

Nikkel og sink er metaller med forholdsvis lav affinitet⁴ for jordpartikler og/eller naturlig organisk materiale (heretter NOM). De reagerer raskere på forandringer i avsetningsmønster enn de metallene med høyere affinitet til NOM eller organo-metalliske kolloider (for eksempel As, Pb, Cu og Cr) (Huser et al., 2011). Erosjon er et viktig poeng i forbindelse med jordbruk og i forbindelse med bygningsarbeider. Fjerning av omkringliggende vegetasjon kan føre til økt erosjon og dermed økt mengde sedimenter i elvevannet, spesielt i perioder med mye regn (PSC, 2011).

⁴ Affinitet forstås her som kjemiske stoffers tilbøyelighet til å forbinde seg. Hentet fra: BOKMÅLSORDBOKA 2013. Affinitet. <http://www.nob-ordbok.uio.no/perl/ordbok.cgi?OPP=affinitet&bokmaal=+&ordbok=bokmaal>.

3 Teori

For å undersøke hvorvidt anleggsarbeid forringer vannkvalitet, er fokuset i denne analysen rettet mot måling av pH, konduktivitet, O₂-metning, turbiditet, redokspotensial, metaller, DOC, UV og SUVA. Metallanalysene, med fokus på de metaller som er sentrale rundt vegbygging og trafikk, er utført med ICP-MS og DGT. Ut fra resultatene fra grunnstoffanalysen er det beregnet hardhet. Fokuset blir i denne delen først rettet mot parameterne som er analysert i felt; pH, konduktivitet, O₂-metning, turbiditet og redokspotensial. Deretter introduseres analysene relatert til laboratoriet; ICP-MS, hardhet, DOC, UV, SUVA og DGT. For hver analysemetode vil mulige feilkilder omtales, samt at deteksjonsgrensene for hver metode vil presenteres.

3.1 pH

pH er definert som den negative logaritmen til konsentrasjonen av H⁺-ioner:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+] \quad (1)$$

Ved pH-målinger i elver og bekker er det spesielt viktig å være nøye med målingene, da dette er systemer som har pH rundt nøytralt samtidig som de ofte har lav ionestyrke. Det resulterer i lav bufferkapasitet, som gjør at det er lite som skal til før det blir feil i målingene (Skoog et al., 2004:622).

Partikkeloverflater har ladning, og partikler i naturlig vann er negativt ladet. På grunn av ladningen binder de ofte ioner fra vannet, og på grunn av den negative ladningen binder de ofte kationer og da gjerne metaller. Ved lav pH derimot, vil H⁺-ionene konkurrere i sterkere grad med metallionene, slik at metallene i mindre og/eller svakere grad bindes til partiklene. Det vil si at pH også påvirker bindingsgraden av metaller i vannet; lavere pH gir svakere binding til metallet (Stumm and Morgan, 1996:539). Ved overflatebinding av metaller til ligander, vil også metallenes ladning spille en rolle. Jo høyere ladning metallet har, jo sterkere binder det til liganden. Det vil si at krom (Cr³⁺) binder sterkere enn både bly (Pb²⁺), kobber (Cu²⁺), kadmium (Cd²⁺), sink (Zn²⁺), nikkel (Ni²⁺) og kalsium (Ca²⁺), som igjen binder sterkere enn hydrogen (H⁺) (Stumm and Morgan, 1996:543).

Hvordan metallene foreligger i vannet er avhengig av pH. Stumm og Morgan (1996) peker på at blant annet sink viser en sterk avhengighet av pH. Ved økning i pH forekommer en

nedgang i konsentrasjonen av sink (Stumm and Morgan, 1996:655). Det kan blant annet forklares med følgende reaksjon:



Reaksjon 1 viser at det blir surere ved binding av metallet, da dette frigjør H^+ -ioner. En liknende pH-trend eksisterer for kadmium og bly, mens kobber ikke viser en like tydelig trend.

I norske naturlige vann ligger pH normalt i området 6-8 (Skjelkvåle et al., 1996). Endringer i pH skyldes i større grad lokale kilder og området rundt enn årstidsvariasjoner. For eksempel vil alkalisk berggrunn som løses opp, øke pH ved avrenning. Det antas likevel at snøsmelting påvirker pH.

Totalkonsentrasjoner av metallene kobber, sink, kadmium og aluminium har tidligere vist seg å være høyest under tidlig vårflom og under regnepisoder på sommeren og høsten. Disse metallene er også de metallene som mest sannsynlig når giftige konsentrasjoner i ferskvann. Episoder med lav pH kan føre til økt giftighet av metallforurensingen, på grunn av at svært giftige metallioner som Cu^{2+} frigis fra komplekser i den oppløste fraksjonen (Gundersen and Steinnes, 2001). Klima og forurensningsdirektoratet (heretter Klif) sine grenseverdier for ulike tilstandsklasser for pH i elver er gitt i tabell 6.

Tabell 6: Grenseverdier for pH i elver.

Hentet fra veiledning om gjennomføring av vanddirektivet (Direktoratsgruppen, 2009).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Skog		Sv. kalkfattige, klare	>6,4	6,3	6,2	6,0	5,8
Skog		Sv. kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Fjell		Sv. kalkfattige, klare	>6,2	6,0	5,9	5,6	5,3
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,1	5,5	5,0

Det er her gjort pH-målinger med en glasselektrode og denne metoden har flere feilkilder. Skoog et. al. (2004) lister blant annet opp seks feil, hvorav den første er den alkaliske feilen. Den alkaliske feilen bygger på at glasselektroden kan tendere mot å gi ekstra respons for

alkalimetallioner. Det resulterer i for lave pH-målinger ved pH over 9 (Skoog et al., 2004:622). Den andre feilen som nevnes er syrefeilen, som betyr at pH-målinger viser seg å bli litt for høye når pH synker under 0,5. Dehydrering er den tredje feilen, og betyr simpelthen at dehydrering kan føre til feilmålinger. Den fjerde feilen bygger på feil i løsninger med lav ionestyrke. I systemer med lav ionestyrke, som ferskvann (elver og bekker) er det påvist feil så store som 1-2 pH-enheter ved bruk av glassselektroden eller kalomelelektroden. En femte og fundamental kilde til feil er variasjon i overgangspotensialet, som de fleste nyere pH-elektroder korrigerer for. Denne feilkilden stammer fra forskjeller mellom sammensetning i standardløsningen og sammensetning i den ukjente løsningen, og skyldes at små ioner diffunderer raskere enn store ioner, og at diffusjonshastigheten inni saltbroen og i løsningen er ulike. Den siste feilkilden som det pekes på er feil i standardbufferenes pH. Utgangspunktet her er at enhver unøyaktighet i forberedelsen av bufferen som brukes til kalibrering vil forplante seg videre til de aktuelle målingene.

3.2 Konduktivitet

Konduktiviteten, eller ledningsevnen, er et mål på vannets totale saltinnhold og måles i mS/m (NRA, 2002). Plutselige endringer i ledningsevne i vann er uheldig fordi vannlevende organismer er sensitive når det gjelder saltinnholdet i vannet (Manahan, 2010:212-214). Høye verdier kan blant annet skyldes kontakt med saltholdig vann eller avrenning fra bergarter (NRA, 2002). De aktuelle vannsystemene er ferskvannsystemer uten kontakt med saltholdig vann, slik at det først og fremst er avrenning fra bergarter som bidrar til eventuell høy konduktivitet her.

Elektrisk ledningsevne i vann skyldes forflytning av ladning mellom ioner i vannet (Manahan, 2010:212-214). Ledningsevne er en temperaturavhengig parameter og gir som nevnt en indikasjon på ione- og saltinnholdet i vannet og dermed også på totalt oppløst stoff. Ved økt temperatur øker diffusjonen av ioner og dermed ledningsevnen. De fleste instrumenter korrigerer for dette og oppgir konsentrasjoner ved 25 °C. Lite forurensninger vil gi lav ledningsevne.

Det er i flere elver påvist et markert årstidsmønster i ioneinnhold med maksimum om vinteren og minimum på sommeren. Dette skyldes vesentlig redusert nedbør og vannføring og økt innflytelse fra grunnvannet. Det er vanlig at ledningsevnen ligger et sted mellom 10-250 µS/cm. Hvis den aktuelle elven ligger i et område med berggrunn med lav forvittringsgrad vil

den få et lavt innhold av ioner og derav lav konduktivitet (Løvhøiden, 1993). Konsentrasjonen av oppløste metaller i et elvesystem går ned som følge av mye nedbør, på grunn av nedbørens fortynnende effekt. Med andre ord avhenger metallkonsentrasjonen sterkt av vannstrømmen, og er negativt korrelert med denne. I motsetning til oppløst stoff viste partikulært metall ingen korrelasjon med vannstrøm i en undersøkelse av Hindon River i India (Jain and Sharma, 2001). Måling av konduktivitet i vann har flere feilkilder. Nøyaktigheten og repeterbarheten av målingene påvirkes blant annet av elektronisk stabilitet, nøyaktighet i temperaturmålingene og korreksjon for temperatureffekter i løsningen (Hunt, 1995).

3.3 O₂-metning

Oksygen i vann er livsviktig for de fleste organismer som lever der og uten et akseptabelt nivå av oppløst oksygen i vannet ville mange av disse ikke eksistere (Manahan, 2010:54). I mange tilfeller av fiskedød er det ikke den direkte giftigheten av forurensninger som er årsaken, men heller mangel på oksygen fordi det forbrukes i biodegraderingen av forurensninger.

Løseligheten av oksygen i vann avhenger av vanntemperaturen, partielltrykket til oksygen i atmosfæren og saltinnholdet i vannet. Ved å representere biologisk materiale med [CH₂O], kan oksygenforbruket ved nedbryting av organisk materiale formuleres på følgende måte (Manahan, 2010:55):



3.4 Turbiditet

Turbiditet brukes som et mål på uklarheten i vannet og måles blant annet med måleenheten Formazine Nephelometric Unit, heretter FNU, som er måleenheten som brukes i norske forskrifter. En annen vanlig måleenhet for turbiditet er Nephelometric Turbidity Unit (NTU), som blir benyttet her (Profinor, 2010). Turbiditet kan skyldes leire, sand og silt i vannet, bakterier eller kjemiske bunnfall (WHO, 2013). Mye partikulært materiale, altså høy turbiditet, kan blant annet absorbere UV-lys og dermed føre til dårlig lysintensitet. I tillegg gir uklart vann et dårlig estetisk bilde (Vann, 2013).

Grensesnittet mellom fast fase og vann, som i all hovedsak etableres av partikler i vannet, spiller en viktig rolle i reguleringen av spormetallkonsentrasjonen i naturlige vann. Vanligvis er konsentrasjonen av spormetaller høyere i fast fase og på overflater enn hva den er i vannfase. Det er med andre ord viktig å ta hensyn til partiklers evne til å binde spormetaller (ionebytte, adsorpsjon) i tillegg til oppløste kompleksdannere når det gjelder speciering av

spormetaller (Stumm and Morgan, 1996:648). I naturlige vannsystemer finnes en rekke forskjellige partikler, blant annet leirematerialer, organiske partikler som humus, makromolekyler og biologisk materiale og uorganiske partikler dekket med et lag av organisk materiale. Partikkeloverflatene er bærere av funksjonelle grupper⁵, hvor reaksjonene skjer. Elver inneholder oppsiktsvekkende lave konsentrasjoner av oppløste metallioner, i noen tilfeller helt ned i størrelsesorden 10^{-11} M. Metallkonsentrasjonen i elver kommer fra geokjemien i berggrunnen i nedfallsområdet (altså metaller som slippes ut i vannet gjennom forvitring), fra antropogen forurensning og fra elvekjemien (partikler og andre overflater som adsorberer metallioner) (Stumm and Morgan, 1996:655).

Store deler av kadmium, kobber, bly og sink foreligger adsorbent på partikler i store, ikke-forurensede elver. De elvene som analyseres her er små og i sterk tilknytning til godt trafikkert vei. Det er derfor grunn til å anta at de vil være under menneskelig påvirkning og forurenset i forskjellig grad fra antropogene kilder. Det påpekes at i mindre elver under antropogen metallforurensning kan det ventes lav turbiditet og en større andel oppløste metallioner (Stumm and Morgan, 1996:655). Metallioner kan lett adsorberes på partikler og går da over til å sitte på partikulærfasen. Mindre partikulært materiale gir færre adsorpsjonssteder som kan resultere i større andel oppløste metallioner. Turbiditet påvirkes av fint kolloidalt materiale oppløst i vannkolonnen. Erfaring har vist at turbiditet som skyldes oppløste kolloider er vanskelig å håndtere og at sedimentfeller er ineffektive når det gjelder å redusere turbiditet (Shailes, 2012).

Turbiditet kan måles med enten et elektronisk turbidimeter eller med en turbiditetstube. En fordel med det elektroniske turbidimeteret er at det gir nøyaktige målinger selv ved lave konsentrasjoner, men dette er et dyrt apparat som lett kan ødelegges og som trenger batteri eller strømforsyning. Alternativt kan det benyttes en turbiditetstube, som er billigere og som ikke ødelegges like lett, men som ei heller er like presist og ikke kan måle like lave konsentrasjoner (WHO, 2013). Nøyaktigheten til turbiditetsmålinger påvirkes blant annet av partikkelform, partikkelstørrelse og fordelingen av partikler i vannet. Dette kan føre til forvirrende målinger, med over- eller underestimering av verdiene (Sadar, 2004). Kyvetten som benyttes må være absolutt ren ved måling. Det kan dannes luftbobler i prøven som påvirker målingen ved at de gir det innførte lyset en utvidende effekt. Store luftbobler

⁵ Funksjonelle grupper kan være for eksempel $-\text{COOH}$, $-\text{OH}$, $-\text{SH}$ og $-\text{COH}$.

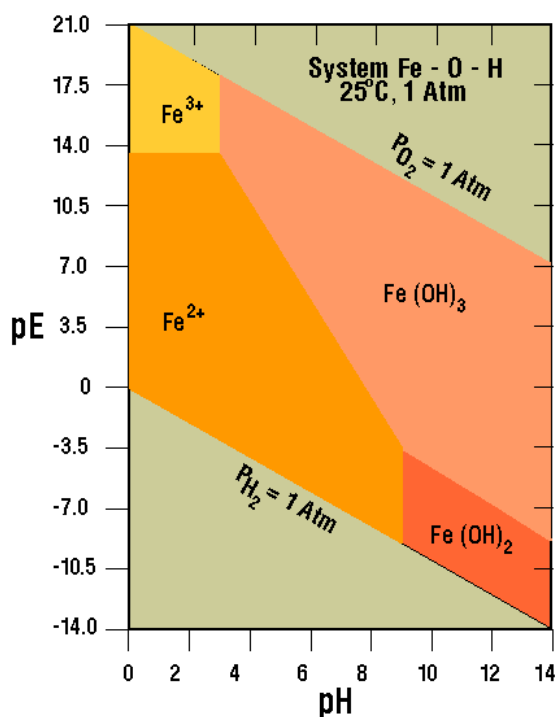
forårsaker plutselige endringer i de målte verdiene, mens små luftbobler blir målt som turbiditet. I tillegg er det viktig at apparatet kalibreres med jevne mellomrom (WTW, 2003).

3.5 Redokspotensial

Reduksjons- og oksidasjonspotensial måles i volt og defineres som tendensen et redokspar har til å avgi eller motta elektroner fra et annet redokspar (Biologisk Institutt, 2011).

Redokspotensialet er pH-avhengig og en parameter som er analog med pH. Redokspotensialet defineres som den negative logaritmen til elektronaktiviteten (Manahan, 2010:87):

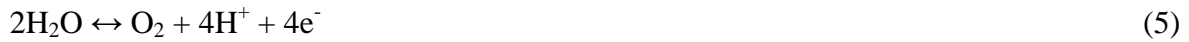
$$pE = -\log(e^-) \quad (4)$$



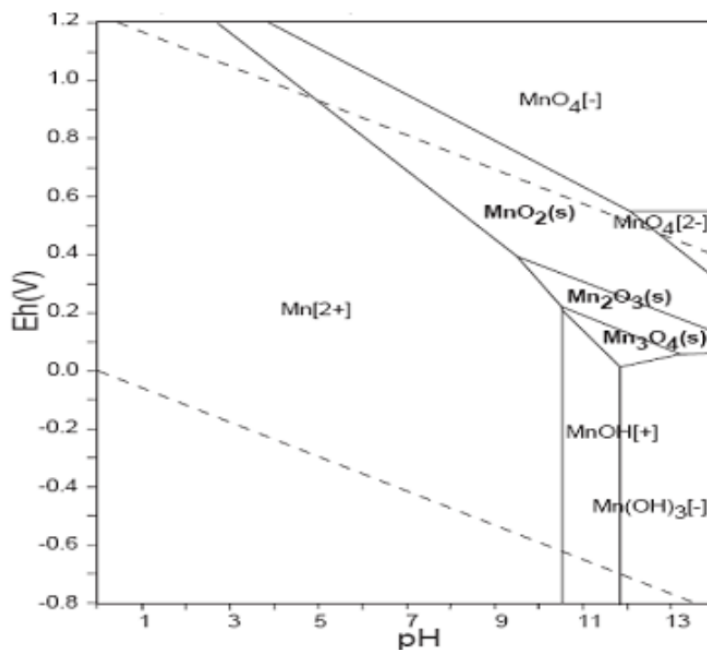
Figur 11: pE-pH-diagram for jern.

Figuren er hentet fra Syracuse University (University, 2012).

Lav pE representerer reduserende forhold mens høy pE representerer oksiderende forhold. I tillegg til denne analogien mellom pH og pE, eksisterer det en sammenheng mellom redoksreaksjoner og syre-basereaksjoner, ved at det ofte skjer en overføring av protoner ved overføring av elektroner. For at vannet skal være termodynamisk stabilt, eksisterer det grenseverdier for hvor reduserende eller oksiderende vannet kan være før det selv blir oksidert eller redusert. Det kommer fram av følgende likninger (Manahan, 2010:93-94):



Disse reaksjonene er pH-avhengige og kommer fram som øvre og nedre grense i pE-pH-diagram. Innenfor disse grensene ligger vannets stabilitetsområde, se figur 11 og 12. Under oksiderende forhold foreligger metallene i mindre giftige former enn hva de gjør under reduserende forhold. Humus er også redoksaktive forbindelser som kan være viktige reduktanter i både kjemiske og biologiske prosesser i naturlige vann (Manahan, 2010:98).



Figur 12: Eh-pH-diagram for mangan.

Figuren er hentet fra *Environmental aspect of Manganese chemistry* (Nádaská et al., 2010).

Redoksreaksjoner er altså reaksjoner som involverer endringer i oksidasjonstilstanden til reaktanter (Manahan, 2010:83). Det illustreres ofte med overføring av elektroner fra et stoff til et annet. For eksempel fjernes løselig kadmiumion, Cd^{2+} , fra avløpsvann ved reaksjon med metallisk jern. Det gir følgende totalreaksjon⁶:



⁶ Følgende to halvreaksjoner utgjør totalreaksjon (7): $\text{Cd}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cd}$ og $\text{Fe} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$.

I naturlige vann er redoksreaksjoner viktige prosesser, for eksempel ved fotosyntesen. Der reduseres karbondioksid fra lufta til biologisk materiale. Under cellerespirasjon oksideres biologiske materialet til CO₂. I naturlige vann dominerer karbon, nitrogen, oksygen, svovel, jern og mangan kvantitativt redokskjemien. Redoksprosesser i naturlige vann avhenger sterkt av aktiviteten til biota i vannet (Stumm and Morgan, 1996:425). Levende organismer i vann kan ikke oksidere eller redusere kjemiske forbindelser i vannet, men de kan katalysere reaksjonene. På den måten eksisterer det en avhengighet mellom biota og redoksreaksjoner, ved at biota får redoksreaksjonene til å gå raskere.

I en undersøkelse økte konsentrasjonene av kadmium, mangan, nikkel og sink fra minimumsverdier på ettermiddagen til maksimumsverdier like etter soloppgang. Arsen hadde motsatt tidsmønster. Metalldøgnssykluser er vanlig og vedvarende, kan skje over et stort konsentrasjonsområde og skyldes sannsynligvis geokjemiske prosesser. De motsatte trendene som blant annet arsen og divalente metaller viser, kan kun forklares med adsorpsjon (Nimick et al., 2003).

Regulering av elver, gruvedrift, jordbruk, urbane og industrielle aktiviteter kan påvirke sonen mellom elvevannet og grunnvannet og dermed også økosystemet i både elven og grunnvannet. Denne sonen er en sentral del i de fleste sand- og grusbelagte elver og kan tåle naturlige nivåer av forstyrrelser. Den kan også transformere næringsstoffer, stabilisere metaller og sørge for gjenoppretting etter flom eller tørke. Påvirkning av menneskelige aktiviteter kan forstyrre hydrologisk utbytting og er derfor et problem som kan føre til ødeleggelse av sonen og dermed også av de to økosystemene (Hancock, 2002).

3.6 Grunnstoffanalyse (inkludert hardhetsbestemmelse)

Metallanalysene ble utført på høyoppløselig Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, heretter ICP-MS. Plasma er en varm, delvis ionisert gass som inneholder relativt høye konsentrasjoner av ioner og elektroner. I atomspektroskopi benyttes en argonplasma (Skoog et al., 2004:845). Argonioner er i stand til å absorbere tilstrekkelig energi fra en ekstern kilde til å holde temperaturen stabil på et nivå hvor videre ionisering opprettholder plasmaen. For å oppnå dette er det nødvendig med temperaturer opp mot 10000 K. ICP-kilden består av tre kvartsrør hvor det strømmes argon gjennom. En radiofrekvensgenerator driver en vannavkjølt induksjonsspole som er plassert på toppen av disse rørene. Når argon kommer i kontakt med en gnistinduktor skjer ioniseringen av argon, og denne ioniserte gassen blandes med løsningen

som forstøves (Skoog et al., 2004:846-849). Dermed dannes en slags tåke av fine dråper som til slutt omdannes til plasma mot enden av fakkelen. Et massespektrometer er koblet til denne ICP-delen. ICP-delen opererer under atmosfærisk trykk, mens massespektrometeret opererer under høyt vakuum, gjerne under 10^{-6} torr. Derfor er de to delene adskilt, og forbundet med en liten åpning i to metallkjegler, vanligvis på 1 mm. Massespektrometeret benytter forholdet mellom masse og ladning til å skille ioner (m/z). ICP-MS kan analysere omkring 70 grunnstoffer på kun kort tid, om lag et par minutter. Høyopløselig ICP-MS (HR-ICPMS) har et avansert massefilter med både et magnetisk og et elektrisk filter, som reduserer de isotopiske interferensene.

Det er to vanlige interferenser ved arbeid med en ICP-MS. Den ene er isotopiske interferenser som kan forekomme når ioniske forbindelser har samme masse/ladningsforhold, et problem som høyopløselig ICP-MS har redusert. Den andre er matrix-effekter som kan gi en reduksjon i analyttsignalet. Det problemet kan minimaliseres ved å fortynne prøven, dele de interfererende forbindelsene eller ved å forandre induksjonsmetode. ICP-MS kan benyttes til både å analysere 70 grunnstoffer samt å analysere isotopratier til forskjellige grunnstoffer (Skoog et al., 2004:846-849). HR-ICPMS har deteksjonsgrense på 0,00001 til 0,001 ng/mL for de fleste metaller. Deteksjonsgrenser for noen av grunnstoffene analysert med ICP-MS er presentert i tabell 7 (Skoog et al., 2004:864). Prøver av metallkonsentrasjoner tatt en gang i løpet av døgnet, gjerne midt på dagen, representerer ikke nødvendigvis hva organismer i vannet utsettes for, da konsentrasjonene varierer i løpet av døgnet. Det måles ikke nødvendigvis høyeste konsentrasjon og verdien kan også være under middelverdi (Nimick et al., 2011). Andre feilkilder ved ICP-MS kan være renheten på kjemikaliene som brukes i analysen, de må være helt rene. Eventuell kontaminering av prøvene kan for eksempel skje ved dårlig konservering med syre. ICP-MS analyserer grunnstoffer i vannprøvene, i denne sammenhengen med stort fokus på tungmetaller.

Tabell 7: Utvalgte deteksjonsgrenser ved analyse med ICP-MS.

Grunnstoff	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Deteksjonsgrense [ng/mL]	0,003	0,020	0,003	0,450	0,001	0,600	0,005	0,007	0,008

Hardheten i vann er viktig for fiskekulturen og er vanlig å rapportere som et aspekt innen vannkvalitet. Kalsium er viktig i biologiske prosesser hos fisk, blant annet nødvendig for bendannelse og blodlevering. Fisken absorberer kalsium direkte fra vannet eller maten. Lav hardhet indikerer at kalsiumkonsentrasjonen er lav, mens høy hardhet ikke nødvendigvis betyr høy kalsiumkonsentrasjon. Akseptabelt nivå av fritt kalsium i vann er 25-100 mg/L (Wurts, 1993). Den tekniske betydningen av hardhet i vann gjelder blant annet den korroderende effekten bløtt vann kan ha på vannrør (Rubenowitz-Lundin and Hiscock, 2005).

Hardheten i vann kan bestemmes på flere måter. En vanlig måte å gjøre det på er ved kompleksitrering av kalsium og magnesium med EDTA (Skoog et al., 2004:481). En annen mye brukt metode er å summere konsentrasjonene av kalsium, magnesium, strontium og barium som er funnet ved ICP-MS analyse. Total hardhet gis som tysk hardhetsgrad, °dH, ved hjelp av følgende likning:

$$^{\circ}\text{dH} = ([\text{Ca ppm}] / 7,13) + ([\text{Mg ppm}] / 4,33) + ([\text{Sr ppm}] / 15,6) + ([\text{Ba ppm}] / 24,45) \quad (8)$$

En høy konsentrasjon av de ovennevnte metaller omtales som hardhet. Hardt vann kommer visuelt fram i vassdrag ved at det dannes utfelling når vannet er i kontakt med såpe. Tabell 8 viser klassifisering av tysk hardhetsgrad.

Tabell 8: Klassifisering av tysk hardhetsgrad.

Tabellen er hentet fra informasjon om generell hardhet (Control, 2013).

Hardhet [°dH]	Klassifisering
< 4	Svært bløtt
4 – 8	Bløtt
8 – 12	Middels hardt
12 – 18	Noe hardt
18 – 30	Hardt
> 30	Svært hardt

Det er gjort flere undersøkelser på betydningen av hardheten i vann. Spesielt for norske vann er at de er særdeles bløte, sammen med Skandinavia for øvrig skiller vassdragene her seg fra europeiske vassdrag. Toleransen mot nikkel i svenske vassdrag er undersøkt, hvilke kan

sammenliknes med norske vassdrag når det gjelder den generelle graden av hardhet. Det ble vist at ved å øke hardheten i vannet ble toksisiteten til nikkel redusert, både ovenfor alger fra hardt vann og alger fra bløtt vann (Deleebeeck et al., 2009). Hardheten i vannet er dermed en viktig faktor når det gjelder toksisiteten til nikkel i ferskvannsbiota. Deleebeeck (2009) poengterer at vannets hardhet kan beskytte mot kationiske metaller ved konkurransen mellom Ca^{2+} eller Mg^{2+} og det frie metallionet (Me^{2+}). Hardhetsmetallene tar da bindingssetene som det frie metallionet ellers ville brukt. Dermed er setet opptatt, og det frie metallionet har ingen mulig plass å binde seg til biota. Det blir også vist i denne undersøkelsen at alger som lever i bløtt vann er like sensitiv mot nikkel som alger som lever i hardt vann. I tillegg ble det vist at kalsium ikke har samme beskyttende effekt mot nikkel, som magnesium (Deleebeeck et al., 2009). Kationer som kalsium reduserer altså biotilgjengeligheten til metallionene, mens anioner som HCO_3^- og CO_3^{2-} og oppløst karbon binder seg til de frie metallionene og danner henholdsvis uorganiske og organiske komplekser (Linbo et al., 2009).

Kompleksdannelse reduserer tilgjengeligheten for blant annet kobber til den biotiske liganden og reduserer derfor den dødelige effekten av kobber i vann som er rike på anioner og oppløst organisk karbon, (DOC). Det har blitt vist at den mest effektive parameteren for å redusere kobbertoksitet er DOC, antakelig fordi DOC sørger for kompleksering og dermed redusert kobbertilgjengelighet (Linbo et al., 2009). I bløtt vann binder CuOH^+ -komplekset sterkere med den biotiske liganden og konkurranseeffekten til hardhetskationer burde dermed økes (Ryan et al., 2009). Også kadmium reagerer på tilsvarende måte, slik at også den akutte giftigheten til kadmium reduseres ved økt hardhet og DOC (Penttinen et al., 2011).

Giftigheten av kobolt og nikkel har også blitt undersøkt av Pourkhabbaz (2011), med samme resultat som de ovennevnte forsøkene, med det unntak at det her ble undersøkt i hardt vann og veldig hardt vann. Tendensen er fortsatt at jo hardere vann, jo mindre akutt giftighet, men det kan forekomme begrensning i fiskenes vekst ved høy hardhet i vannet (Pourkhabbaz et al., 2011). Både kobolt og nikkel er essensielle grunnstoff for fisk og annet biologisk liv, men kan bli akutt giftig ved forhøyede konsentrasjoner. Det er viktig å bemerke seg at mens høye nivåer av hardhet kan begrense veksten til fisk, øker bløtt vann fiskenes sensitivitet for giftige metaller (Pourkhabbaz et al., 2011).

3.7 NOM - Naturlig organisk materiale

Organisk materiale i naturlige vann inkluderer en rekke forskjellige organiske forbindelser som ofte er til stede i mindre konsentrasjoner, enkelte så små at de vanskelig lar seg isolere og

identifisere. Oppløst organisk karbon (DOC) er en av flere såkalte *kollektive parametere*⁷ som brukes til å estimere mengden organisk materiale som er til stede i vannet (Stumm and Morgan, 1996:926). Som navnet tilsier er DOC en parameter som forteller noe om hvor mye organisk karbon som er i oppløst fase. Dissosiasjon av organisk materiale avhenger av pH (Oliver et al., 1983).

Humussubstanser er de viktigste komplekseringsagentene som finnes naturlig.

Humussubstanser er motstandsdyktige mot nedbryting og dannes ved dekomponering av vegetasjon (Manahan, 2010:77). Humus består blant annet av humussyre og fulvosyre.

Humussubstanser inneholder et skjelett av karbon med høy aromatisk karakter og en stor del av molekylmassen er funksjonelle grupper, hvorav de fleste inneholder oksygen. Det må påpekes at humussyre og fulvosyre ikke er navn på en spesiell forbindelse, men heller grupper av forbindelser med forholdsvis like egenskaper (Manahan, 2010:77). Humussubstanser er den største bidragsyteren til oppløst organisk karbon (Reuter and Perdue, 1977).

Adsorpsjons- og desorpsjonsmekanismene til naturlig organisk materiale (NOM) på mineraloverflater er ikke helt kjent på grunn av heterogeniteten og kompleksiteten til NOM og adsorbentoverflater. I reaksjon med jernoksid er ligandutbytting mellom de funksjonelle gruppene karboksyl og hydroksyl i NOM og jernoksid den dominerende reaksjonsmekanismen, spesielt under svakt sur eller sur pH (Gu et al., 1994). Overflateladning på kolloide partikler i naturlig vann er nesten alltid negativ og minker når ionestyrken i vannet øker. Ladningen på partiklene virker kontrollert av et adsorbent lag av NOM og konsentrasjonen av divalente kationer i vannet, samt i mindre grad av pH (Beckett and Le, 1990).

En av de viktigste miljøkvalitetene til humusforbindelser er at de binder metallioner. Det kan skje ved chelatering eller kompleksering og gjelder spesielt binding til metallkationer. Jern og aluminium bindes sterkt til humusforbindelser, mens magnesium bindes svakt. Nikkel, bly, kalsium og sink er andre viktige metallkationer som bindes til humusforbindelser, med middels styrke (Manahan, 2010:78). Signifikante mengder jern, aluminium og kobber i elvevann er funnet i humuskomplekser. Derimot er mindre enn 15 % nikkell, kobolt og sink i komplekser med humusforbindelser (Hiraide et al., 1994). Dette samsvarer med Manahans teori. Mangan, strontium og barium er stort sett ikke forbundet med humusforbindelser i det

⁷ Andre kollektive parametre kan være COD (Chemical Oxygen Demand), BOD (Biological Oxygen Demand) eller TOC (Total Organic Carbon).

hele tatt. Metaller bundet til ligander i oppløst form har lang oppholdstid i vann og kan transporteres over store avstander i elver (Sigg et al., 2000). Når det opptrer en positiv korrelasjon av metaller med jern, mangan og organisk materiale, tyder det på at disse stoffene spiller en stor rolle i transport av metaller i vannsystemet. At bly har en veldig høy korrelasjonskoeffisient med organisk materiale, viser til en mulig dannelse av sterke organiske komplekser mellom disse (Jain and Sharma, 2001). I ellevann er det en sterk affinitet mellom metaller og organiske forbindelser.

En økning i DOC kan indikere andre kilder til oppløst karbon enn kun naturlig løsmasseavrenning. Eksempler på det kan være avrenning fra kloakk, jordbruk eller produksjon av biota i selve elven. En høy konsentrasjon av kalsium og magnesium gagnar ikke stabiliteten til kolloidene og vil trolig favorisere en rask fjerning av kolloider fra vannkolonnen. I vann som har lave konsentrasjoner av kalsium og magnesium vil det ofte være humussubstanser (Stumm and Morgan, 1996:923). Det er i tillegg vist at en økning i konsentrasjon av metallene kobber, sink, nikkel, kobolt og mangan kan være i sammenheng med økende befolkning (Sigg et al., 2000). Det vil si at disse tungmetallene har sammenheng med antropogen påvirkning.

Under betingelser som er typisk for naturlige vann kan det forventes nesten fullstendig overflatedekning av adsorbent organisk materiale på aluminium, hydrerte jernoksider og endene på aluminosilikater. Det organiske laget forventes å ha stor innflytelse på videre adsorpsjon av uorganiske kationer og anioner (Davis, 1982). Ved en likevekt med aluminiumoksidoverflate dekket med adsorbent organisk materiale, vil det organiske laget adsorbere metaller (Davis, 1984).

Som nevnt ovenfor vil også vannets hardhetsgrad virke inn på metallionenes speciering med humussubstansene, ved at det foregår en konkurranse mellom kalsium og metallkationene (Cao et al., 2006). Av metallkationene trekkes kadmium særlig fram, som er et ikke-essensielt metall og dermed giftig for organismer i vannet ved forhøyede konsentrasjoner. Derfor er specieringen av kadmium viktig, for å kunne fastslå biotilgjengeligheten. Naturlige organiske liganders binding av spormetaller avhenger av innholdet av oppløst organisk karbon, på dets egenskaper, pH, konkurranse fra alkaline metaller og konkurranse mellom ulike spormetaller (Cao et al., 2006). Humussubstanser har i tillegg egenskapen at de kan redusere enkelte

metaller/metalloider. For eksempel kan humussyrer redusere uorganisk arsen, hvor graden av reduksjon avhenger av vannets pH, ionestyrke og typen humussyre (Palmer and von Wandruszka, 2010).

Under analyse av DOC blir organisk karbon i vannprøven oksidert for å produsere CO₂, som deretter måles ved hjelp av et deteksjonssystem. DOC-prosedyren krever at prøven er filtrert med 0,45µm filter før analyse, for å fjerne partikulært organisk karbon fra prøven. Det er flere feilkilder knyttet til analyse av DOC. Alt uorganisk karbon må fjernes før analyse, ellers kan det interferere med DOC. Det må kjøres blankprøver og kalibrering av apparatet. Glassene må vaskes grundig før og under prøvetaking. Pipetter, glass og prøvebeholdere er i prinsippet kilder til organisk bakgrunn i det analytiske systemet. Det er ikke mulig å kontrollere alle kilder til organisk karbon kontaminering. Høyt innhold av organisk karbon kan føre til kontaminering av instrumentene, forandringer i kalibrering, skade på ventiler, pumper, tuber og andre komponenter (Potter and Wimsatt, 2009). Katalysatortype, behandling av blankprøver og standarder i datareduksjon samt selve prøvetakingen er hovedfaktorene som påvirker variasjonen i DOC data (Pollard and Rutan, 1996). Deteksjonsgrense for apparatet brukt i analysene ligger på 50 ppb karbon (Tekmar, 2011).

Skum er oppkonsentrert naturlig organisk materiale og er prøvetatt for å se hvilke metaller som oppkonsentreres i skumprøver. Skum er et naturlig fenomen som finnes på mange elver. De skumdannende molekylerne har en ende som virker frastøtende på vann og en ende som tiltrekker vann og bidrar på den måten til å redusere overflatespenningen på vannoverflaten. Det organiske materialet i overflatevannet kommer fra nedbrutt vegetasjon, organismer i vannet, eller fra antropogene kilder som kloakk eller jordbruk. Det kreves kun små mengder fettsyrer for at det skal dannes skum, resten er luft og vann (Protection, 2009). Størstedelen av skum som dannes skyldes naturlige prosesser. Menneskeskapt skum skyldes ofte punktforurensning fra for eksempel industri eller mer spredt forurensning fra for eksempel jordbruk. Skum er relativt isolerte mikromiljøer hvor organismer er utsatt for høyere konsentrasjoner av forurensninger (Schilling and Zessner, 2011). En ulempe med å benytte skumprøver er at det er fare for at det ikke er prøvemateriale på alle prøvepunkt (Pascoal et al., 2005). I tillegg kan det være tilfeldig hva som havner i skumprøvene. Det er viktig å fjerne øverste lag, men det er ikke alltid lett. En annen mulig feilkilde er tiden fra prøvetaking til filtrering (Mikkelsen, 2013c).

Ved å måle UV absorbans ved 254 nm kan en få informasjon om aromatiske forbindelser. UV-lys ved denne bølgelengden blir absorbert av aromatiske forbindelser, samt andre forbindelser med konjugerende dobbeltbindinger (Skoog et al., 2004:728). På den måten gir målinger av UV absorbans ved 254 nm informasjon om mengde aromatisk materiale i prøven. Ved å dividere UV_{254} på DOC oppnås en verdi, $SUVA_{254}$, som representerer spesifikk UV-absorbans, se formel 9 (Potter and Wimsatt, 2009).

$$SUVA = \frac{UV}{DOC} * 100 \quad (9)$$

SUVA gir et bilde på hvor mye av DOC som er aromatisk. Jo høyere verdi av SUVA, jo høyere andel aromatisk materiale i DOC. Ved å karakterisere DOC på denne måten er det også mulig å anta de viktigste kildene til DOC i det aktuelle vannsystemet (Potter and Wimsatt, 2009).

3.8 DGT – diffusjonsgradienter i tynnfilmer

Naturlige vann som bekker, elver og elvemunninger er dynamiske systemer som kan oppleve variable tilstander og episodevise forandringer. Disse forandringene kan gi store variasjoner i spormetallkonsentrasjoner (Salbu, 1995). Et problem ved prøvetaking tidligere har vært at konsentrasjoner av sporstoffer i vannet har endret seg mellom prøvetaking og lagring, og det har derfor vært vanskelig å få et godt bilde på forurensningsgraden i vannet (Davison and Zhang, 1994). DGT måler hydrerte metallioner (aquakomplekser) og alle andre komplekser som er både mobile og labile (Scally et al., 2003). DGT er en passiv prøvetaker som måler gjennomsnittlig konsentrasjon av løste metallioner i vann over tid (Røyset, 2005b).

En av de store fordelene ved bruk av DGT er at de kan plasseres i vannsystemet og dermed eksponeres i vannet sammen med fisken over tid, slik at det som måles tilsvarende hva fisken opplever. De løste ionene blir fanget opp direkte (in situ) uten tidsforsinkelse fra prøvetaking til lagring (Røyset, 2005b). Prøvetakingen stanser så snart DGTene tas opp fra vannet, og blir deretter sendt til analyse på laboratoriet uten lagringseffekter som ofte er et problem med andre analysemetoder.

DGT-teknikken omfatter som nevnt en ionebytter som er separert fra løsningen med en ionepermeabel gelmembran. Massetransporten gjennom denne membranen er diffusjonskontrollert og dermed godt definert. Det gjør det mulig å oppnå gode kvantitative data på konsentrasjon og speciering over tidsperioder på alt fra en time til flere uker (Davison

and Zhang, 1994). Metallionene som skal måles diffunderer da gjennom en vannfylt gelmembran med små porer (5–10 nm), der større komplekser og partikler/kolloider vanligvis ikke slipper gjennom (Røyset, 2005a). Bak membranen sitter det en metallsensitiv absorbent (chelex) som fanger opp metallionene. Ut i fra diffusjonshastigheten til ionene i membranen, en størrelse som er målt for den spesifikke membranen i bruk, kan det beregnes midlere metallkonsentrasjon.

Davison og Zhang (2012) har gjennomført en vurdering av hvordan DGT har utviklet seg til den analysemetoden den er i dag. De ser på hvordan målingene hviler på et formelverk og tilhørende antakelser og hvordan disse har holdt seg gjeldende de 20 årene DGT har eksistert som analysemetode (Davison and Zhang, 2012). Hvis polyakrylamidgelen ikke er godt nok vasket, har den en negativ ladning på grunn av overskudd av reagensprodukter. Effekten av denne ladningen vil minke ettersom ionestyrke øker (Davison and Zhang, 2012). Når den vanligste APA gelen (polyakrylamid kryssbundet med agarosederivat) brukes og målingene utføres ved ionestyrke på 1 mM eller mer, vil det ikke være noen effekt.

Norsk institutt for vannforskning (heretter NIVA) har tidligere påpekt at DGT anbefales brukt sammen med Size Charge Fractination (SCF), da disse metodene utfyller hverandre (Røyset, 2005a). SCF gir øyeblikksbilder over de tre fraksjonene i vann (partikulært/kolloidalt, løste frie metallioner (labilt) og anionisk (hovedsakelig humusbundne metallioner)), mens DGT integrerer den løste fraksjonen over tid. For begge metodene gjelder det at de etter endt prøvetaking i felt blir analysert med ICP-MS. Med DGT kan det prøvetas ca. 30 metaller, mens med SCF oppimot 65 grunnstoff (Røyset, 2005a). For analyse av metallkonsentrasjoner som er giftige for fisk er det ikke tilstrekkelig å måle totalkonsentrasjonen av metallet, da for eksempel de humusbundne metallene stort sett er utilgjengelige for fisken. Det må altså måles på de fraksjonene som er giftige, hvilket gjelder de frie ioniske formene, som er biologisk aktive former (Yapici et al., 2008).

NIVA har kommet fram til at et viktig bruksområde for DGT er å forutsi stress hos ørret som følge av forhøyede aluminiumkonsentrasjoner i surt vann. Løste frie ioner av aluminium binder seg til fiskegjellene og forstyrrer på den måten oksygenopptaket og ionebalansen hos fisken. Det fører til at forhøyede konsentrasjoner stresser fisken og ved langvarig eksponering kan det føre til fiskedød (Røyset, 2005b). Det er påvist at DGT målinger forutser

stresseffekten hos fisk like godt som gjelleprøver, med den fordel at DGT målingene kan gjennomføres samtidig som fisken får leve (Røyset, 2005b).

Yapici et. al. undersøkte i 2008 korrelasjonen mellom de eksperimentelle resultatene fra DGT og de teoretiske resultatene fra Windermere Humic Aqueous Model (WHAM VI). På den måten ble presisjonen til in situ analysene av løste og frie ioner med DGT dokumentert. Det ble vist gode korrelasjoner mellom de teoretisk beregnede konsentrasjonene og konsentrasjonene funnet eksperimentelt. Den målbare mengden metallspecier som DGT analyserer, er de ionene med små nok størrelser til at de kan diffundere gjennom laget med diffusjonsgel. Det vil si at teorien til DGT bygger på diffusjonskarakteristikk til metallene i en hydrogel samt ionebyttereegenskapene til det metallbindende laget med Chelex-100 (Yapici et al., 2008).

Kobber, nikkel og bly har en liten andel frie ioner. Kobber og nikkel har en vesentlig andel i humusfraksjonen, mens bly har en vesentlig del i partikkelfraksjonen. Sink og kadmium har en større andel frie ioner, hvilket stemmer overens med at sink og kadmium binder svakere til humus enn kobber, nikkel og bly (Røyset, 2005a). Kadmium binder svakt til Chelex og kan kun måles ned til pH 4,5. Kobber binder sterkere og kan måles ned til pH 2 (Davison, 2003). Den begrensende faktoren for å oppnå lave deteksjonsgrenser for DGT er blankverdiene fra ikke-eksponerte Chelex-membraner og andre forurensningskilder i elueringsprosedyren (Garmo et al., 2003).

3.8.1 Beregning av metallkonsentrasjon

Først beregnes massen av akkumulert metall ved hjelp av likning (10).

$$M = C_e (V_{\text{HNO}_3} + V_{\text{gel}}) / fe \quad (10)$$

der C_e er konsentrasjon av metall i 1 mL eluert salpetersyre (i $\mu\text{g/L}$), V_{HNO_3} er volumet av salpetersyren som er tilsatt resin gelen, V_{gel} er volumet av resin gelen, typisk 0,15 mL, og fe er elueringsfaktoren for hvert av metallene, typisk 0,8.

Konsentrasjonen av metaller målt med DGT, C_{DGT} , kan beregnes ved hjelp av likning (11).

$$C_{\text{DGT}} = M \Delta g / (DtA) \quad (11)$$

der Δg er tykkelsen av den diffunderende gelen (0,8 mm) pluss tykkelsen av filtermembranen (typisk 0,14 mm), D er diffusjonskoeffisienten av metallet i gelen, t er deponeringstid og A er

eksponeringsareal ($A = 3,14 \text{ cm}^2$). Av likning (11) kan en også se at deteksjonsgrensen i løsningsen er omvendt proporsjonal med deponeringstiden (Davison and Zhang, 2012).

3.9 Kompleksdannelse

De fleste metallioner reagerer med ledige elektronpar hos såkalte elektronpardonorer og danner komplekser (Skoog et al., 2004:449). Elektronpardonorene kalles liganden i en slik forbindelse, og må ha minst et ledig par med elektroner for at komplekser skal kunne dannes. Av vanlige uorganiske ligander finnes vann, ammoniakk og halidioner. I vann eksisterer de fleste metallioner som aquokomplekser, altså komplekser hvor vannmolekylet er liganden. Det vil si at det sjeldent er frie metallioner i vann. For eksempel vil kobberioner, Cu^{2+} , foreligge som vannkompleks som blant annet $\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_4^{2+}$. I naturlige vann er de organiske humussubstansene viktige når det gjelder kompleksering.

Humuspolymerene i vann deltar i kompleksdannelse gjennom ioniserbare funksjonelle grupper med forskjellige surhetsgrader. Stabiliteten til metall-humus kompleksene i naturlige vann er større enn for de korresponderende uorganiske metallkompleksene. Den sure karakteren til humuspolymerene gjør det mulig for dem å reagere med kationer av tungmetaller og på den måten danne ulike komplekser. Komplekseringgraden av tungmetaller med akvatiske humussubstanser er i hovedsak avhengig av to faktorer. Den første er konsentrasjonen av humussubstansene. Den andre er konkurransen om tilgjengelige kompleksingssteder mellom spormetaller og tungmetaller (Reuter and Perdue, 1977). NOM adsorberes av aluminium i pH-området til naturlige vann.

Adsorpsjon skjer ved kompleksdannelse mellom hydroksylgrupper på overflaten av metallene og sure funksjonelle grupper i organisk materiale. Oksider med relativt sure hydroksylgrupper på overflaten, som for eksempel silika, reagerer ikke sterkt med organisk materiale (Davis, 1982). Kompleksring av Cu^{2+} er sterkere på adsorbent organisk materiale enn på udekkede hydroksyler på aluminiumoverflaten. Cd(II)-adsorpsjon var ikke signifikant påvirket av tilstedeværelsen av organisk materiale på overflaten, på grunn av svak kompleksdannelse med organiske ligander. Det antas derfor at fjerning av Cd(II) fra vannfasen kontrolleres av kompleksring med hydroksyler på aluminiumoverflaten heller enn adsorbent organisk materiale (Davis, 1984). Det har tidligere blitt konkludert at metallkompleksring i vann med antropogene utslipp er større enn de estimert med modeller som kun tar hensyn til binding med humussubstanser (Baken et al., 2011).

3.10 Filterprøver

Filterprøver kan benyttes for å studere partikulært materiale i lys av blant annet geologi. Partikulært materiale er en viktig parameter for adsorpsjon av metallioner. Materialet som samles på filterprøvene er den partikulære fasen og vil gi informasjon som kan underbygge teorier om utvasking fra berggrunnen. Den partikulære fasen som festes på filtrene er en stabil fase, som vil være en potensiell kilde til forurensning ved endrede forhold i vannet.

Mobiliteten til forurensninger i vann er nettoresultatet av de stabiliserende og de mobiliserende effektene i både hydrauliske og kjemiske felt. Det må vies oppmerksomhet til finkornede sedimenter og suspendert materiale siden disse materialene innehar stort overflateareal og høye sorpsjonskapasiteter. Sedimentering kan gi korttidsproblemer som å påvirke økosystemene i grunnvann, vann og jord. Viktige spørsmål når det gjelder variasjonen i sediment- og vannkjemi relateres til den potensielle reduksjonen av sorpsjonssteder på mineraler og degradering av organisk bæremateriale (Förstner, 2004).

I en undersøkelse var mindre enn 10 % av kobber, sink og kadmium sorbert på partikler eller kolloider i elver med lav pH (3,1 og 5,1). Derimot var 46 % kobber, 21 % sink og 21 % kadmium var sorbert i elver med nøytral pH. I elver med nøytral pH var i gjennomsnitt 55 % aluminium på kolloidal form, mens 21 % var oppløst og 23 % var partikulært. Prosentandelen av metall adsorbert på partikler øker raskt fra nesten null til nært 100 % innenfor et lite og grunnstoffspesifisert pH-område. Høyt organisk karboninnhold kan forflytte adsorpsjonskurven til omtrent en pH-enhet lavere enn i vannsystemer med lavt TOC. Det virker også som om andre parametere enn pH og TOC påvirker metallspesieringen (Gundersen and Steinnes, 2003). Kadmium, sink og arsen har vist seg å være av særlig interesse på grunn av deres høye nivåer og høye mobilitet (Rybicka et al., 2005). De vanligste kildene til disse har vært gruvedrift og smelteverkaktivitet, som trolig kan føre til kontaminering av elvesedimenter.

De høyeste konsentrasjonene av oppløste faste stoffer opptrer normalt i strømningsforhold under tørt vær, når konsentrasjonene av suspendert partikulært materiale er lavest og elvebunnen antas å opptre som et sluk. Finkornede partikler i vann kontrollerer vannkvaliteten både kjemisk og fysisk, fordi de bærer en stor del av tungmetallene og akkumulering av disse partiklene kan ha en negativ påvirkning på bunndyr. Antropogene forurensninger adsorberes på ferske flomsedimenter, som inneholder et høyt nivå av organisk karbon og en stor del

finkornede partikler. Underjord har generelt ukritiske mengder tungmetaller, mens toppjord kan ha kritiske nivåer (Symader et al., 2007). Kornstørrelse er lite korrelert med utslipp og avhenger mer av type kilde og utbyggingen av dreneringssystemet gjennom avrenningssesongen. Partikkelbundne næringsstoffer, pesticider og metaller er assosiert med leire- og siltfraksjonene i de suspenderte partiklene (Bogen, 1988).

Den systematiske feilen på grunn av ulike kornstørrelser vil være mindre for grunnstoffer som er homogent fordelt i de forskjellige kornstørrelsene og større for grunnstoffer med ujevn fordeling. Den vil også være større ved forhøyet transporthastighet og er derfor avhengig av elvetype og hydrologisk tilstand. Forandret sammensetning i suspendert partikulært materiale (SPM) i forbindelse med høyt utslipp kan forklares med økt erosjon, forandret kornstørrelsessammensetning på grunn av høy strømningshastighet eller andre kilder som forurensning (Schäfer and Blanc, 2002).

3.11 Korrelasjonsanalyse

Korrelasjon er et praktisk mål for å sammenlikne lineære avhengigheter (Esbensen, 2002:5). Korrelasjon er et skalert kovariansmål uten benevning og generelt det mest nyttige målet på avhengighet mellom to variable. To eller flere korrelasjonskoeffisienter er direkte sammenliknbare uansett hvilke enheter variablene er målt i.

Korrelasjon ligger alltid mellom -1,0 og 1,0. En korrelasjon på 0,0 betyr at det ikke er noen korrelasjon, altså ingen forhold mellom variablene. En korrelasjon på +1,0 betyr at det er et lineært positivt forhold mellom variablene og at økning i den ene variabelen gir en økning i den andre variabelen (Esbensen, 2002:555). En korrelasjon på -1,0 betyr at det er et negativt lineært forhold mellom variablene og at en økning i den ene gir en nedgang i den andre. Det kan også benyttes absoluttverdi på korrelasjon.

3.12 Tilstandsklasser for vann

I naturlige vann finnes både spormetaller og tungmetaller (Manahan, 2010:159). Spormetaller er metaller som finnes i små konsentrasjoner, i størrelsesorden noen få ppm eller mindre. Av spormetallene som er viktige i denne sammenhengen nevnes krom, kobber, jern, bly, mangan, kvikksølv og sink. Noen av disse er essensielle plante- og dyrenæringsmidler i små konsentrasjoner, men blir giftige i høye konsentrasjoner. Tungmetaller er ofte blant de farligste grunnstoffene, også for mennesker. De fleste tungmetaller har god affinitet til svovel

og kan forstyrre enzymers funksjon ved å danne bindinger med svovelgrupper i enzymene. Kadmium, kobber, bly og kvikksølv binder til cellemembraner og hindrer transportprosesser gjennom celleveggen. På grunn av denne betydningen av tungmetallene og spormetallene i vann, har Klif laget et verktøy for å klassifisere tilstanden på vannet. Det blir her benyttet tilstandsklassene fra 1997/2005 (SFT, 1997), se tabell 9, selv om det har kommet en nyere versjon. Det skyldes at den nyere versjonen er mer komplisert og krever informasjon om blant annet bakgrunnsnivåer og biodiversitet, som ikke er undersøkt her (Manahan, 2010:161).

Tabell 9: Grenseverdier for Cd⁸, Pb, Hg, Ni, Cu, Cr og Zn.

Navn	Cas-Nr,	Maksimal verdi for ferskvann (µg/l)				
		Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Kadmium*	7440-43-9	≤ 0,45	0,45 – 0,6	0,6 - 0,9	0,9 - 1,5	≥ 1,5
Bly	7439-92-1	≤ 0,5	0,5 – 1,2	1,2 – 2,5	2,5 - 5	≥ 5
Kvikksølv	7439-97-6	≤ 0,002	0,002 – 0,005	0,005 – 0,01	0,01 – 0,02	≥ 0,02
Nikkel	7440-02-0	≤ 0,5	0,5 – 2,5	2,5 - 5	5 - 10	≥ 10
Kobber	7440-50-8	≤ 0,6	0,6 – 1,5	1,5 – 3	3 - 6	≥ 6
Krom	7440-47-3	≤ 0,2	0,2 – 2,5	2,5 - 10	10 - 50	≥ 50
Sink	7440-66-6	≤ 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	≥ 100

De fem tilstandsklassene gir en indikasjon på om det er nødvendig med tiltak. Tabell 10 viser en oversikt over betydningen av tilstandsklassene.

Tabell 10: Betydningen av de fem tilstandsklassene.

Tilstandsklasse	Tilstand miljømål
I: Svært god	Miljømål tilfredsstilt
II: God	
III: Moderat	Tiltak nødvendig for å nå miljømål
IV: Dårlig	
V: Svært dårlig	

⁸ Data for kadmium er hentet fra DIREKTORATSGRUPPEN, G. A. V. 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. *Veiledning 2009:01*.

3.13 Utføring av anleggsarbeid

Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, heretter NFF, peker i rapporten *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg* på flere faktorer som kan føre til forurensning av vann i anleggsfasen. I driftsfasen må det i hovedsak kun tas hensyn til utslipp fra rutinemessig vask av tunnelen. Under anleggsfasen må det i tillegg tas hensyn til utslipp fra riggområder, avrenning fra injiseringsarbeider i tunnelen, høy pH på grunn av stort sementforbruk, olje- og kjemikalieutslipp fra maskiner, nitrogenholdige utslipp som følge av sprengningsarbeid samt partikkelforurensning etter blant annet tunneldriving og knusing (NFF, 2009).

Forholdet mellom nitrat-N og ammonium-N i sprengstoff er omtrent 50/50, et forhold som antas å opptre også i tunnelvannet. Nitrogenutslipp er i utgangspunktet ikke farlig før ammonium fra sementen omdannes til ammoniakk, som er akutt giftig for fisk i lave konsentrasjoner. Denne omdanningen skjer ved høy pH, hvilket ofte er tilfellet ved tunnelanlegg, da sementprodukter som brukes både til injeksjon og til sprøytebetong har høy pH. Det kan kontrolleres blant annet ved å tilsette syre før tunnelvannet når resipienten. Det blir også mer og mer vanlig å tilsette karbondioksid, et miljøvennlig alternativ som har vært brukt både i Tyskland og Sverige. Det har vist seg i praksis at laksefisk og bunndyr tåler korttids eksponering av høye konsentrasjoner av ammoniakk, men det anses som usikkert. Et annet problem med tunnelvann er at det i perioder kan inneholde store mengder suspendert materiale, fra blant annet sprengning og boring. Denne materialtypen skiller seg gjerne fra erodert materiale ved at fragmentene er mer kantete, og på den måten lettere påfører fisken fysiske skader. Det er ikke undersøkt tilstrekkelig hvilken av de to typene som er farligst for fisken, men utgangspunktet er at utslipp av suspendert materiale har negative effekter på det biologiske livet i resipienten (NFF, 2009).

På bakgrunn av disse utfordringene og potensielle problemene, er det nødvendig med en grundig kartlegging av resipienten før anleggsarbeidet setter i gang. Både med hensyn på vannmengde, vannkvalitet og brukerinteresser. Det er ønskelig at pH ut i resipienten holdes omkring 8, hvilket vil kontrollere problemet rundt nitrogen. Det er generelt ikke nok kunnskap om de biologiske effektene avrenning har i resipienten. Det vil heller ikke bli gjennomgått her, da fokus her er kjemisk, ikke biologisk. Det vil dog nevnes enkelte mulige effekter på biologisk liv i de aktuelle elvene, men det vil gå ut i fra allerede kjent kunnskap og er ikke forsket videre på i forbindelse med denne analysen.

3.14 Påvirkning på biologisk liv

Det har blitt forsket en del på hvordan metaller og deres form påvirker livet i vannet. Spesielt fokus har blitt gitt tungmetaller som kobber, kadmium, bly, nikkel og kvikksølv. Disse vil også bli gitt ekstra fokus her, da dette er metaller som også har antropogene kilder, hvorav vegtrafikk og forbrenningsreaksjoner er blant de viktigste. Kadmium blir ofte ansett som en viktig forurensningskomponent fordi den er et av de giftigste metallene ved forhøyede konsentrasjoner (Xue and Sigg, 1998). Det er i den sammenhengen viktig å merke seg at det ikke er den totale kadmiumkonsentrasjonen som representerer giftigheten, men konsentrasjonen av frie Cd^{2+} -ioner. Det er de frie Cd^{2+} -ionene som kontrollerer interaksjonen mellom Cd og organismer (Xue and Sigg, 1998). Derfor er det viktig å skille på speciering ved analyse av tilstanden i vannet med tanke på kadmium. Mobiliteten og tilgjengeligheten til kadmium vil avhenge av hvilke specier som er tilgjengelige i løsningen, det være seg uorganiske eller organiske komplekser eller frie ioner.

Voltammetriske teknikker kan brukes til å bestemme komplekseringsparametre for kadmium, spesielt da differensiell puls anodisk stripping voltametri (DPASV) (Xue and Sigg, 1998). Denne metoden møter noen begrensninger ved bestemmelse av frie Cd^{2+} -ioner, men er ellers brukbar under bestemmelse av Cd-speciering. Labile specier inkluderer frie ioner, uorganiske og svake organiske komplekser. Totalt oppløst Cd-konsentrasjoner måles med ICP-MS. Det har blitt vist at i elvevann ved pH 5 foreligger nesten all kadmium i komplekser som dissosierer tregere enn kadmium i kompleks med fulvosyre. At kadmium bindes i komplekser med stabile organiske forbindelser gjør dem mindre mobile. Dette påvirker kadmiumets tilgjengelighet til for eksempel grunnvann, ved at det blir vanskeligere å trekke gjennom grunnen og ned til grunnvannet. Adsorpsjonen av kadmium til humusmateriale i slam antas å være en av hovedkontrollørene på konsentrasjonen av kadmium i ferskvann, og adsorpsjons- og desorpsjonsratene er raske (Gardiner, 1973).

Det er gjort forsøk på hvordan kobber påvirker hvit stør og regnbueørret i elvene Colombia og Kootenai i Nord-Amerika (Little et al., 2012). Fiskene ble eksponert for kobber samtidig som det ble kjørt toksisitetstester for å kontrollere fiskenes sensitivitet for metallet. Eksponeringen ble gjennomført ved følgende vannkvalitet: pH 8,1–8,3 og oppløst organisk karbon 0,2–0,4 mg/L. Resultatene indikerte at hvit stør kan ha høy følsomhet mot kobber i en tidlig livsfase (Little et al., 2012). Det er viktig å merke seg at kobber kan oppnå konsentrasjoner som er dødelige for en del arter. Det ble kjørt tester på fisk i forskjellige aldre, for å analysere

hvordan sensitiviteten mot kobber endrer seg med alderen. I tillegg ble det undersøkt på 18 måneder gammel stør for å karakterisere aldersrelaterte forandringer i kobbertoksisiteten. Dette ble gjort da det er kjent at laksefisk er blant de mest sensitive fiskeartene for mange typer forurensning. Ved samme temperatur viste det seg at eldre stør var mer tolerante til kobbereksposering enn yngre stør. Det poengteres også at det er viktig å vurdere andre parametere i vann, slik som pH, hardhet, DOC og anioner og kationer. Disse parameterne indikerer tilgjengeligheten og toksisiteten av metaller i vann, deriblant kobber.

I ferskvannsfisk er gjellene det primære opptaksstedet for kobber, som transporteres gjennom gjellemembranen i en tilsynelatende natriumavhengig prosess. Kobber er et divalent ion, slik at andre divalente ioner kan konkurrere med kobber om bindingssetene på gjellene på fisken. Det vil si at høy kalsium- og magnesiumkonsentrasjon i vannet kan redusere giftigheten av kobber. Disse ionene tar opp en del av bindingssetene på gjellene og utkonkurrerer dermed kobberet. Kalsium og magnesium er ikke skadelig for fisken. Fri ionisk kobber som lettest transporteres gjennom gjellene på fisken dominerer ved pH 6. Når pH, alkalinitet og ionisk komposisjon i vannet øker, vil kobberionene i større grad kompleksere med hydroksider, karbonater, klorid- og sulfatanioner. Disse kan ikke transporteres gjennom gjellemembraner. For eksempel, ved pH 8 vil kun omtrent 30 % av kobberet foreligge som frie ioner og kobbertoksisiteten er dermed redusert. I tillegg danner kobber komplekser med DOC, komplekser som heller ikke kan transporteres gjennom gjellemembraner. Det vil si at toksisiteten til kobber også reduseres ved tilstedeværelsen av DOC (Little et al., 2012). Generelt gjelder at i forurenset ferskvann finner en ofte forhøyede verdier av ikke bare kadmium eller enkeltmetaller, men ofte også andre metaller som sink, kobber og mangan (Xue and Sigg, 1998).

Wegwu (2006) viser til en studie av påvirkning på malle i elven New Calabar i Nigerdeltaet. Dette er et område som blant annet er påvirket av oljevirkosomhet, jordbruk og aktiv fiskeg. Det ble gjort forsøk på fiskeegg, hvor det ble påvist en dødelighet på over 50 % på de eggene som ble utsatt for spormetaller i 216 timer (Wegwu and Akaninwor, 2006). Disse resultatene indikerer at spormetaller selv ved lave konsentrasjoner har negativ påvirkning på fisk og yngeloppdrett. Det indikerer igjen at vannmiljøer som er utsatt for spormetaller ikke egner seg til oppdrett av fisk (Wegwu and Akaninwor, 2006). Fordelingen av tungmetaller er forholdsvis konstant under naturlige betingelser. Det er flere grunner til at tungmetaller har begynt å opptre i overskudd i naturlige vannsystemer. Wegwu (2006) nevner rask

befolkningsvekst og økning av urbanisering, vanning og industriaktivitet. I tillegg nevnes utvinning av naturlige ressurser, moderne jordbruk og manglende miljøreguleringer som hovedårsakene hva angår Nigerdeltaet. Et av hovedproblemene med tungmetaller er at de oppnår giftige nivåer uten at det synes. Det skiller seg fra for eksempel forurensning av hydrokarboner (Wegwu and Akaninwor, 2006).

4 Metode/eksperimentelt

Denne seksjonen vil gi en oversikt over de ulike apparatene brukt til analysene, hvordan prøvene er tatt og en beskrivelse av hva som ble gjort i laboratoriet.

4.1 Multimeter

For måling av O₂-metning, pH, temperatur og konduktivitet ble det brukt et multimeter, som måler alle disse simultant. Det ble benyttet et VTW 350i-multimeter. Multimeteret består av en pH/mV-elektrode og en oksygensensorelektrode (Geotech Environmental Equipment, 2009). Det første som ble gjort på hver lokasjon var at multimeteret ble plassert i ellevannet. Der ble det stående for stabilisering mens de andre prøvene ble tatt. Resultatene ble notert når de hadde stabilisert seg.

Begge elektrodene på multimeteret måler temperaturen i vannet, men kun temperaturmålingene fra pH-elektroden ble notert. Under den andre prøvetakingen ble det analysert med multimeteret både morgen og kveld, og det er derfor i enkelte sammenhenger benyttet et gjennomsnitt av temperaturen.

4.2 Turbiditet

Turbiditet ble her målt med et elektronisk turbidimeter WTW Turb 350 IR. Ved måling av turbiditet ble det benyttet hansker og passet på at det ikke dannet seg dugg på prøveglasset. Prøveglasset ble vasket med det gjeldende ellevannet to ganger før det ble fylt opp for analyse. Glasset med prøvevannet ble plassert i turbidimeteret og rotert. Laveste måleverdi ble notert. Det ble laget et merke på glasset der laveste verdi ble oppnådd under første analyse, og glasset ble for de neste analysene plassert på tilsvarende måte.

4.3 Skumprøver

Skumprøvene ble tatt ved å ta av det øverste gule laget av skummet og legge posen ned litt under vann for å få med mest mulig skum. Det ble benyttet zip-poseri i A4-størrelse. Det ble så laget et hull i posen, slik at vannet skulle renne ut. Posen ble deretter lagt i en ny pose, som

var tett. Hvordan skumprøvene ble tatt vises i figur 13. De ble oppbevart mørkt og forholdsvis kaldt før analyse i laboratoriet.



Figur 13: Skumprøvetaking.

Demonstrasjon av hvordan skumprøvene ble tatt. Bildet øverst til venstre viser at det øverste fargede laget med skum ble fjernet. Bildet øverst til høyre viser at posen ble lagt under vann for å få med mest mulig av skummet. Bildet nederst til venstre viser at det ble klippet hull i posen for at vannet skulle få renne ut. Bildet nederst til høyre viser at posen ble lagt i en ny tett pose.

Skumprøvene ble filtrert over i glassbeholdere og den løsningen ble fortynnet 1:10. Deretter ble det målt absorbans og DOC på løsningen. Til slutt ble prøvene analysert med ICP-MS. Det ble gjennomført skumprøver første og siste prøverunde, med fem vellykkede prøver fra første og tre vellykkede prøver fra siste prøverunde. På de resterende prøvepunktene var det ikke tilstrekkelig mengde skum. De fem første prøvene ble kun analysert på UV-absorbans, mens de tre siste ble analysert på ICP-MS, DOC og UV-absorbans.

4.4 Filterprøver

Filterprøvene ble tatt ved å føre så mye vann som mulig gjennom et filter. Det varierte hvor mye vann det var mulig å presse gjennom det samme filteret. Deretter ble filtrene lagt i en pose og fraktet til laboratoriet. Det ble kun tatt filterprøver under første prøverunde.

Filterprøvene ble klippet opp med en vanlig saks og overført til et beger ved hjelp av en nikkelkniv og spatel for behandling i Ultra Clave. Begeret ble tilsatt HNO₃ (2,5 mL) for dekomponering. Den dekomponerte væsken ble analysert ved hjelp av ICP-MS.

4.5 DOC

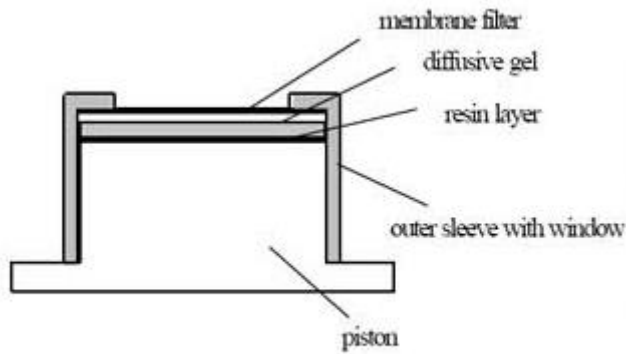
Det ble på hvert prøvepunkt tatt en filtrert vannprøve i en glassbeholder, og det ble gjort under hver prøverunde. Prøveglassene ble vasket med det gjeldende ellevannet to ganger før de ble fylt opp og lukket igjen. DOC-prøvene ble konserverert med konsentrert HNO₃ (4 dråper) i hvert prøveglass og sto lagret mørkt og kaldt i påvente av analyse. DOC ble analysert med Torch Combustion TOC Analyzer, som typisk bruker 5-6 minutter på TOC-analyser.

4.6 ICP-MS

Det ble tatt filtrerte og ufiltrerte prøver på hvert prøvepunkt under hver prøverunde. For disse prøvene ble det benyttet 15 mL polypropylenrør (VWR, 2013), som ble fylt med 10 mL ellevann. For de filtrerte prøvene ble det benyttet 0,45 µm *polyetersulfone non-sterile* filter. Hver beholder ble vasket to ganger før de ble fylt opp med det gjeldende ellevannet. De filtrerte og ufiltrerte prøvene ble konserverert med konsentrert HNO₃ (4 dråper til 10mL prøve). Resultatet fra ICP-MS-analysene ble benyttet til å beregne hardheten på vannet. I tillegg ble ICP-MS benyttet til å analysere skumprøvene og filterprøvene.

4.7 DGT

Selve DGT enheten er laget av plast og består av et stempel (piston på figuren) og en muffe (outer sleeve), se figur 14. På toppen av muffen er det et vindu som er i kontakt med vannet og hvor diffunderingen foregår. Det illustreres på figuren med membranfilter (0,45µm filter) over diffusjonsgel og bindingslag med Chelexgel.



Figur 14: DGT-prøvetaker.

Illustrasjon av komposisjonen til en DGT-prøvetaker (Department of Sustainability, 2004).

Stempelet har en sirkulær grunnflate med diameter på 2,5 cm, hvorpå en hydrogengel med en immobilisert ionebytter, en diffusjonsgel og et membranfilter pålegges. Muffen benyttes for å låse det hele på plass. Da blir diameteren til den sirkulære åpningen hvor prøveoppsamlingen foregår gjennom 2,0 cm. Ionebytteren bestemmer hvilke ioner som samles opp av DGT-enheten. DGT kan benyttes til å prøveta spormetaller, sulfid eller fosfat. For spormetaller (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) som analyseres her, benyttes Chelex-100 som ionebytter (Davison, 2003). Hver DGT ble lagt i en egen zip-pose med noen dråper ren NaNO_3 fra gel-pakken.

Det ble på hvert prøvepunkt lagt ut 3 DGTer, og de ble liggende fra morgen til kveld, minimum 8 timer på hver DGT. Det ble kun analysert med DGT under den andre prøverunden. I det de ble tatt opp av ellevannet ble toppen tatt av og de to øverste lagene med gel ble fjernet. Det nederste laget (Chelex-laget) ble lagt i ICP-MS-glass, og fylt med 1M HNO_3 til syren dekket gelen. Alle glassene stod over natten i syre. Syren ble helt over i et nytt ICP-MS-glass morgenen etter og gelen ble fjernet.

5 Resultater og diskusjon

Det er tatt prøver gjennom tre feltturer fra til sammen seks elver; tre elver med vegarbeid og tre elver hvor vegarbeidet foreløpig ikke har startet. Prøvene som er tatt viste et tydelig skille mellom disse to gruppene. De to gruppene av elver vil bli sammenliknet i det følgende.

Deretter vil det bli et hovedfokus på de elvene som ligger rundt Minnesund, hvor anleggsarbeidet er i gang. Store deler av resultatene fra elvene nærmere Vinstra vil presenteres i vedlegg og ikke gjennomgås nærmere. Det er tenkt som bakgrunnsdata til en eventuell senere oppgave, når anleggsarbeidet er i gang også her.

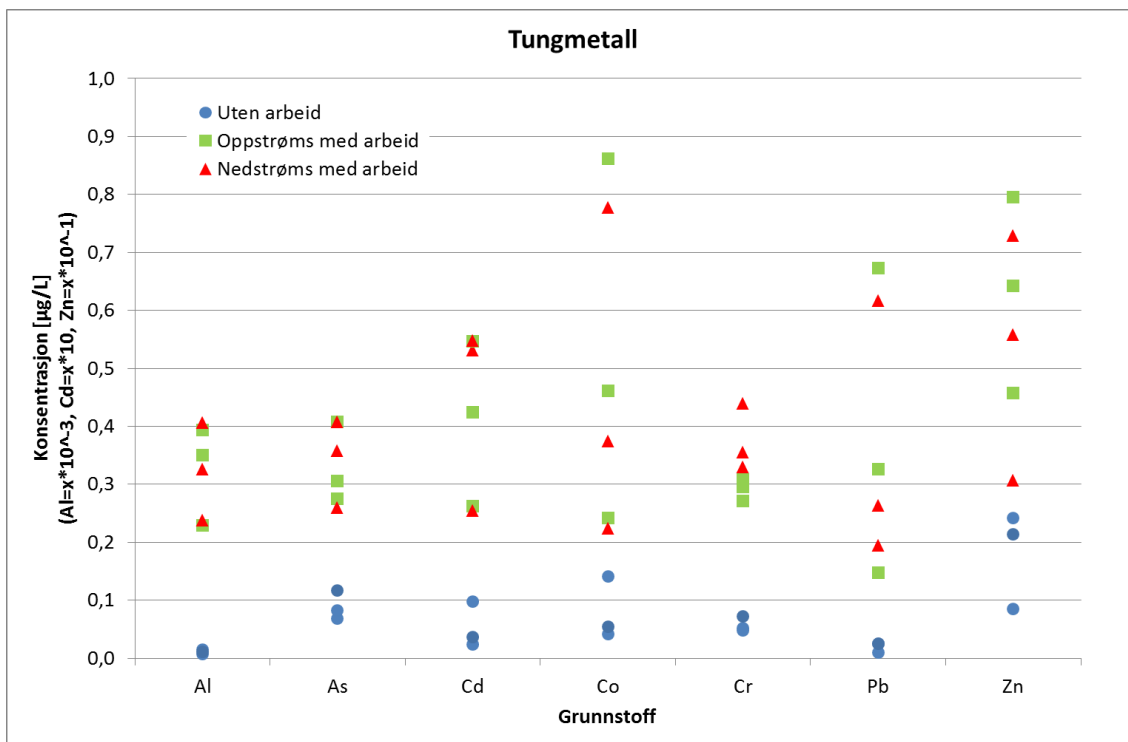
Under første prøverunde (27. april) var vassdragene påvirket av snøsmelting. Andre prøverunde (3. august) skulle gitt sommervariasjoner, mens under tredje prøverunde (5. oktober) var det bladfelling i området rundt elvene. Under andre prøverunde var det desidert mest vann i elvene. Første og siste prøverunde hadde forholdsvis lik vannstand, men utgangspunktet for prøverundene var altså forskjellige. Alle prøverundene ble gjennomført etter et par dager med nedbør, slik at det var god vannføring under alle perioder. Det var likevel kun under den andre prøverunden at bekkene gikk over sine bredder enkelte steder. Brøhaug Nordre er den bekken som har vært under påvirkning fra vegarbeidet under alle prøverunder. Like i nærheten av utløpet til Brøhaug drives en tunnel, hvis tunneldrivevann ledes ut i Mjøsa ved siden av utløpet til Brøhaug. I tillegg er det i dette området anlagt parkering til en del anleggsmaskiner og det foregår vasking av disse. Labbelva hadde før siste prøverunde gjennomgått stor påvirkning. Grunneier hadde fylt i elveløpet oppstrøms og entreprenør hadde bygget arbeidsområder ovenfor elvebredden lenger ned i elveløpet. Ørbekken ble gradvis mer påvirket gjennom alle prøveperiodene. Før andre prøverunde ble det revet hus i nærheten og før den siste prøverunden var det laget ny anleggsveg over og rundt bekken.

Under andre prøverunde (3. august) sluttet målingen av O₂-metning på multimeteret å fungere omtrent halvveis i prøvetakingen. Det ble gjort forgjeves forsøk på å få orden på problemet. Multimeteret ble likevel brukt videre, selv om det da viste en O₂-metning på 0 %, hvilket umulig kan stemme, da det er snakk om bekker med særdeles god gjennomstrømning. Under tredje prøvetakingsrunde (5. oktober) fungerte aldri O₂-metningsmålingen. De andre målingene med multimeteret vil likevel vektlegges, da de viste troverdige resultater.

Det ble i utgangspunktet planlagt å måle UV-absorbans og beregne SUVA-verdier for vannprøvene i tillegg til skumprøvene. Det ble ikke gjennomført. Det er derfor kun målt UV-absorbans på skumprøvene og kun tre skumprøver er analysert på ICP-MS og DOC i tillegg til UV. Det er kun de tre sistnevnte som vil bli brukt i videre analyse.

5.1 Elver med og uten anleggsarbeid

Av elvene som har vegarbeid er det Ørbekken og Labbelva som skiller seg sterkest ut, men også Brøhaug hører tydelig hjemme i vegarbeid-gruppa. Disse elvene har høyere verdier av tungmetaller. Augla, Lauvåa og Skurdalsåa som foreløpig ikke er utsatt for vegarbeid, har høyere hardhet, altså høyere konsentrasjoner av kalsium, magnesium og til dels strontium. Figur 15 viser en generell sammenlikning av tungmetallkonsentrasjoner for de to gruppene. Det ble valgt å vise disse plottene på gjennomsnittsverdier fra de tre prøveperiodene, da trendene ville blitt de samme ved å kjøre samme plott med hver prøveperiode for seg.



Figur 15: Sammenlikning av tungmetallkonsentrasjoner.

En sammenlikning av tungmetallanalysene fra de prøvepunktene med anleggsarbeid mot de prøvepunktene uten anleggsarbeid. Merk at y-aksen har justerte konsentrasjoner av Al ($x \cdot 10^{-3}$), Cd ($x \cdot 10$) og Zn ($x \cdot 10^{-1}$).

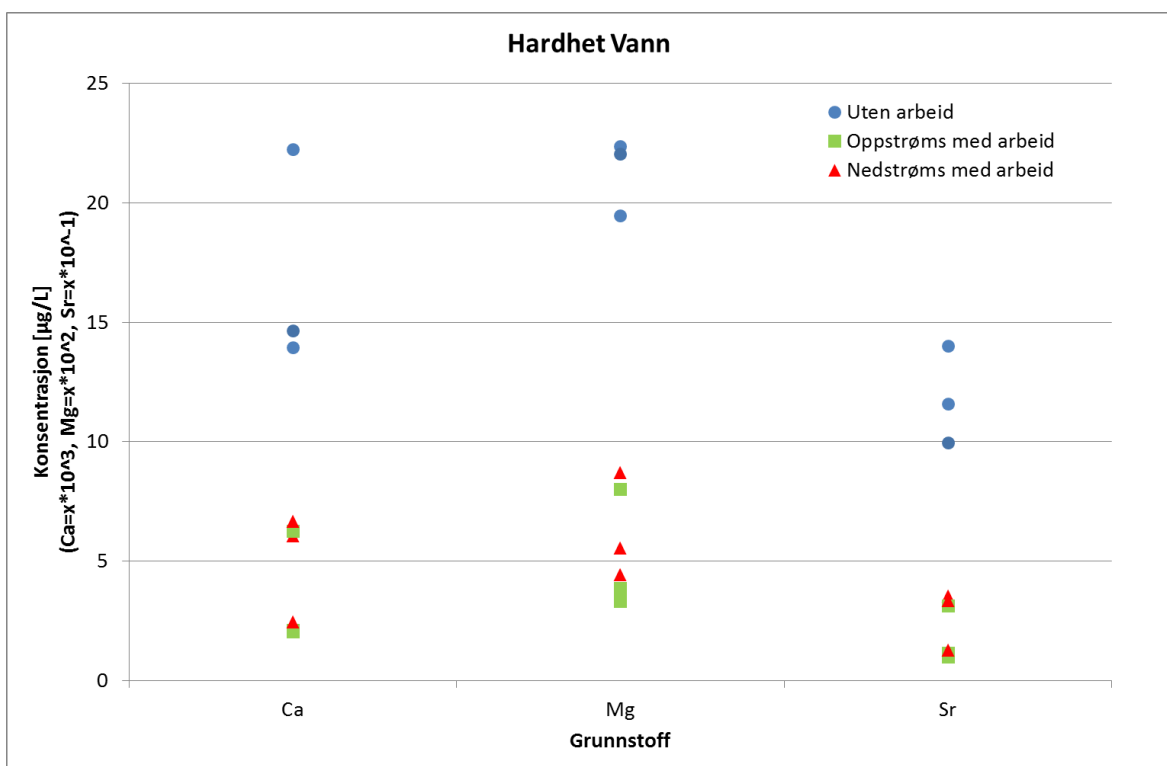
Tungmetallene viser en trend med langt høyere konsentrasjoner rundt Minnesund enn i Augla, Lauvåa og Skurdalsåa. Disse trendene gjelder under alle prøveperiodene. Det er lavere konsentrasjoner av aluminium, arsen, kadmium, kobolt, krom, bly og sink i elvene utenfor anleggsområdet. Det virker som det er mer av tungmetallene fra naturlige hold i elvene rundt Minnesund. Det er ofte like høy, noen ganger høyere, konsentrasjon oppstrøms som nedstrøms. Spørsmålet er om dette kan skyldes luftforurensning og avrenning fra veiarbeidet, langtransportert forurensning eller berggrunn. Av forurensningskilder ved veg og trafikk, vil slitasje på dekk, vegdekke og bremseslaggi blant annet tungmetaller som bly (avtagende), kobber og sink. Det er som tidligere nevnt vist direkte korrelasjon mellom mengden av trafikkrelaterede forurensninger og trafikkmengde. Det er grunn til å tro at disse metallene vil ha en høyere konsentrasjon rundt Minnesund, da det er større trafikkmengde her.

Mineralgeologien rundt Minnesund består av en del jernmetaller og basemetaller, som begge inneholder tungmetaller. Rundt Ørbekken er det jernmetaller over prøvepunkt (Fe, Mn, Cr, Ni og Co) og basemetaller på prøvepunkt (Cu, Zn, Pb og As). Rundt Brøhaug er det mest jernmetaller samt noe basemetaller, men mindre av sistnevnte enn rundt Ørbekken. Rundt Labbelva er det store områder med jernmetaller. I området rundt Vinstra er det mer dyrket mark, og mindre områder med slik mineralgeologi. Det kan også forklare noe av forskjellen i tungmetallkonsentrasjoner i de to områdene. I tillegg er berggrunnen forskjellig de to stedene. Rundt Vinstra består berggrunnen av sedimentære bergarter som forvitrer veldig sakte. Rundt Minnesund er det magmatiske bergarter som granitt og gabbro som forvitrer raskere. Dette er kanskje det viktigste poenget med geologien i de to områdene, og vil si at det kan være bestanddeler fra berggrunnen i bekkevannet rundt Minnesund, mens det er mindre sannsynlig rundt Vinstra.

Det kan også være interessant at topografien er forskjellig. Elvene i vegarbeidsområdet ligger i et område som er bratt, mye brattere enn hva det er rundt elvene ved Vinstra. Det er derfor sannsynlig at elvene i vegarbeidsområdet fører med seg mer av løsmassene og dermed mer av mineralene fra berggrunnen. I tillegg har det blitt utført en stor del inngrep i naturen på dette området. Derfor kan berggrunnen være mer sårbar enn hva den er i nærheten av Vinstra, hvor det foreløpig ikke er den samme graden av antropogene inngrep. Ved å se på resultatene av turbiditetsmålingene er det mulig å få et lite bilde av dette. I bekkene på Minnesund ligger gjennomsnittet i turbiditeten for de tre prøverundene på 2,2 NTU, 10,5 NTU og 2,2 NTU. Bekkene nærmere Vinstra har snittmålinger i turbiditet på 10,1 NTU, 0,93 NTU og 0,06 NTU.

Målingen i Skurdalsåa under første prøverunde på 25,13 NTU er veldig høy. Det kan skyldes snøsmelting og feil i måling heller enn først og fremst løsmasser. Det er generelt høyere målinger av turbiditet i elvene på Minnesund. For målte data på turbiditet, se vedlegg A og B.

Hardheten er forskjellig for bekkene der det er vegarbeid og der det ikke er det. Figur 16 viser plot over konsentrasjonene av kalsium, magnesium og strontium, som er de viktigste grunnstoffene som representerer hardheten i vann. Plottene er utført med gjennomsnittskonsentrasjonene av disse stoffene over de tre prøveperiodene. Et plot for hver prøveperiode ville ha sett tilsvarende ut.



Figur 16: Sammenlikning av hardhet.

En sammenlikning av vannets hardhet i området med anleggsarbeid og i området uten anleggsarbeid. Merk at y-aksen har justerte konsentrasjoner av Ca ($x \cdot 10^3$), Mg ($x \cdot 10^2$) og Sr ($x \cdot 10^{-1}$).

Det er vanskeligere å forklare forskjellen i hardhet med geologi enn det var for tungmetallene. Berggrunnen inneholder mer kalsium og magnesium på Minnesund, men likevel er hardheten høyere nær Vinstra. I tillegg er berggrunnen mer bestandig mot forvitring nær Vinstra enn hva den er nær Minnesund. Det er derfor sannsynlig at det er andre faktorer som spiller inn, for

eksempel regulering av bekker ved å legge de i betongrør, hvilket kan øke hardheten i vannet. Bekkene rundt Vinstra er de minste og veldig lite vannføring gjør at en større andel av vannet er i kontakt med berggrunnen. Det kan forklare noe av forskjellene. Det er også sannsynlig at jordbruket i nærheten av Vinstra spiller en rolle, da det er mer jordbruk der enn på Minnesund. Det ble beregnet tysk hardhetsgrad i alle prøvepunkter for hver prøverunde, ut i fra formel (8). Resultatet fra dette er presentert i tabell 11. Rådata bak tabellen er i vedlegg A og B.

Tabell 11: Tysk hardhetsgrad.

Bekkesystem	Første prøverunde [°dH]	Andre prøverunde [°dH]	Tredje prøverunde [°dH]	Klassifisering
Ørbekken oppstrøms	1,050	0,975	1,230	Svært bløtt
Ørbekken nedstrøms	1,256	1,009	1,228	Svært bløtt
Brøhaug oppstrøms	0,389	0,369	0,370	Svært bløtt
Brøhaug nedstrøms	0,841	0,868	1,295	Svært bløtt
Labbelva oppstrøms	0,317	0,403	0,463	Svært bløtt
Labbelva nedstrøms	0,355	0,456	0,569	Svært bløtt
Augla	1,972	3,091	2,643	Svært bløtt
Lauvåa	2,860	3,952	3,923	Svært bløtt
Skurdalsåa	2,441	2,429	2,570	Svært bløtt

Det er svært bløtt vann i de aktuelle bekkene. Lauvåa skiller seg ut med å være i grenseland mellom svært bløtt og bløtt vann, det gjelder også Augla i sommerperioden. Augla har ganske store forskjeller i hardheten gjennom de tre prøveperiodene, mens Skurdalsåa er stabil. Elvene i anleggsområdet har generelt bløtere vann enn de som ligger i nærheten av Vinstra. Alle

elvene nær Vinstra viser høyere hardhet enn de øvrige elvene. Det er som forventet ut ifra konsentrasjonene av kalsium, magnesium og strontium, vist i figur 16.

Hardt vann har høyt mineralinnhold og er generelt ikke helseskadelig, men kan gi store problemer i industrien hvor hardheten i vannet ofte overvåkes. Regnvann og destillert vann er myke vann, fordi de inneholder lite ioner. Hardheten er lavest om sommeren, høyest under regnesong og en mellomting mellom disse om vinteren (Dwivedi et al., 2011). At enkelte målinger viser høyere hardhet på sommeren i denne sammenheng, kan forklares med at det var den perioden med mest vann. En elv som renner gjennom en region med relativt uløselig berggrunn kan være kjemisk veldig lik regnvannet i sammensetningen. De fleste elver inneholder dog mye mer suspendert og oppløst materiale enn hva som finnes i regn (Allan and Castillo, 2007).

Økt hardhet gir redusert toksisitet av nikkel på grunn av konkurranse. Økt hardhet og økt DOC reduserer også giftigheten av kadmium, kobber og kobolt. Bløtt vann øker sensitiviteten for giftige metaller. Det vil si at det biologiske livet i bekkene rundt Vinstra er bedre rustet til å tåle påvirkninger enn bekkene på Minnesund. Det er dermed ikke positivt for bekkene på Minnesund at det er der det er høyest konsentrasjoner av tungmetaller. Øvrige metallanalyser og analyser av standardparameterne for de tre elvene uten anleggsarbeid er presentert i vedlegg B.

5.2 Filtrerte og ufiltrerte prøver

Det vil nå fokuseres videre på de bekkene med anleggsarbeid. Her er det tatt filtrerte og ufiltrerte prøver oppstrøms og nedstrøms for anleggsarbeidet. Bakgrunnsdata for de elvene med anleggsarbeid er presentert i vedlegg A. Det vil fokuseres på metallkonsentrasjoner, i tillegg til konsentrasjonene av svovel som er et viktig grunnstoff i forbindelse med veg og vegutbygging.

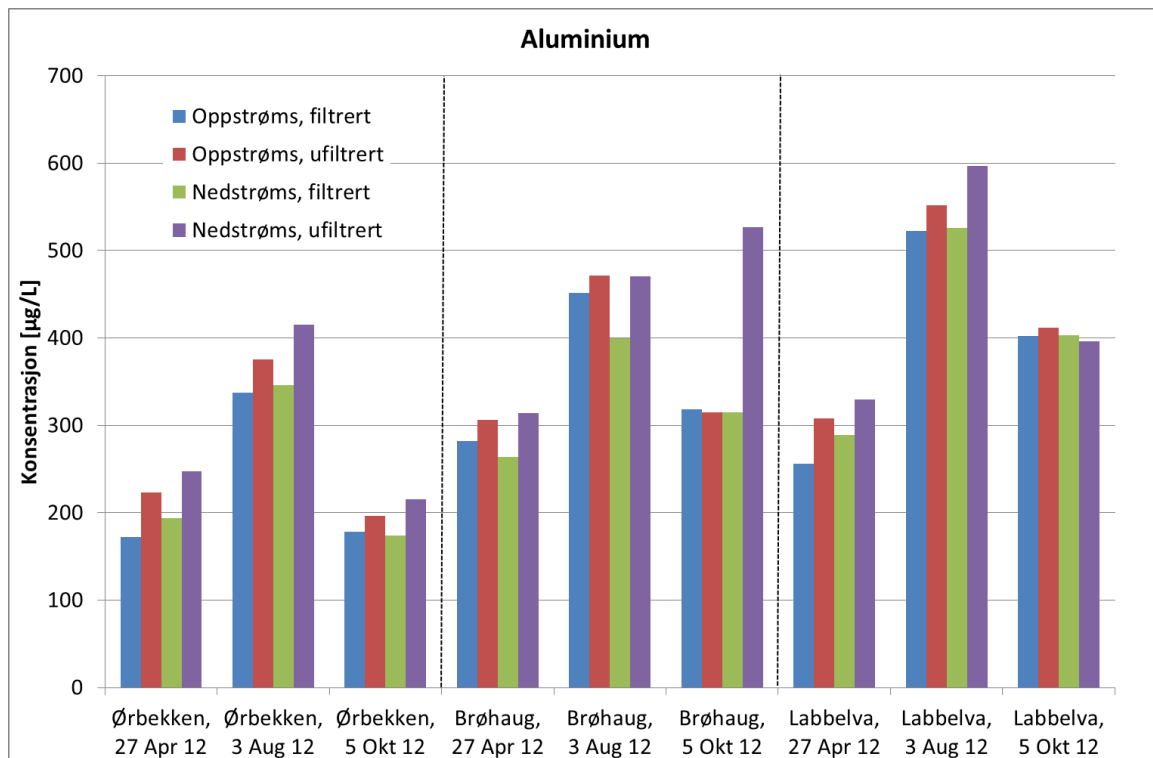
De filtrerte prøvene ble tatt med 0,45 µm filter, hvilket betyr at stoffer som binder i større molekyler utelukkes fra de filtrerte prøvene. Større verdier i de ufiltrerte prøvene vil bety at eventuell avrenning av det aktuelle metallet foregår i partikulærfasen og kan felles ut. Som tidligere vist er det først og fremst frie og labile ioner som utgjør en trussel mot det biologiske livet. Det vil si at de metallene som felles ut ikke umiddelbart vil utgjøre noen stor trussel fordi de er bundet til større molekyler. Disse metallene må likevel medberegnes som en

trussel ved eventuell senere forstyrning av sedimentene, for eksempel ved graving. Da kan de bli et risikoområde. Det må nevnes at de ufiltrerte prøvene er avhengig av hvor mye partikulært materiale som kommer med i akkurat den prøven, slik at noen unøyaktigheter opptrer nok i disse prøvene.

Det vil nå undersøkes om det generelt er høyere verdier nedstrøms enn oppstrøms, og om dette kan knyttes til vegarbeidet med de nevnte prioriterte metallene bly, kobber, sink og til dels nikkel. I tillegg vil det kommenteres rundt de tungmetallene som er nevnt i sammenheng med påvirkning av biologisk liv, som blant annet kobber, kadmium, bly, nikkel og kvikksølv. Jern, mangan, kalsium, magnesium, strontium, aluminium, krom og kobolt er sentrale metaller angående vannkvalitet, og vil også vurderes. Området rundt Brøhaug Nordre var det av de tre områdene som var mest i gang med anleggsvirksomheten også under første prøverunde. Det kan forklare at Brøhaug skiller seg litt fra de to andre elvene fra starten av.

5.2.1 Aluminium

Figur 17 viser endringene i aluminiumkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 17: Endringer i aluminiumkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

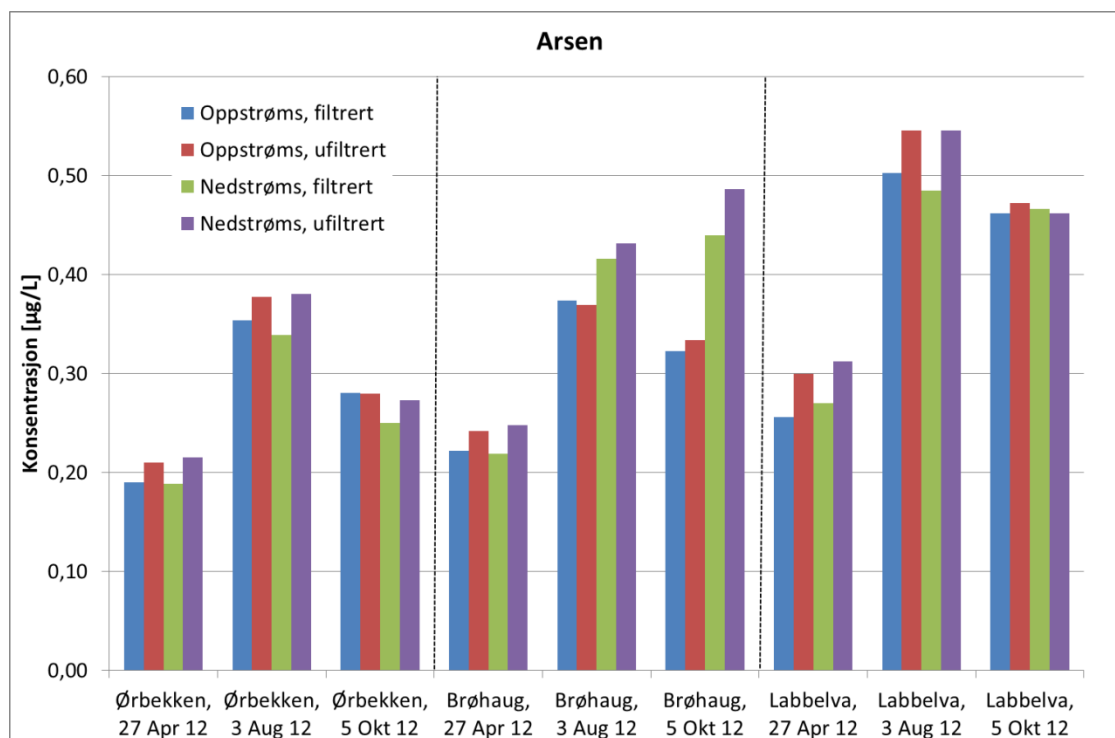
Første prøverunde viser at aluminium har forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver for alle prøveelver, hvorav det er høyest konsentrasjon i de ufiltrerte, selv om store deler er løst. Den trenden går også igjen for de to andre prøverundene. Ørbekken og Labbelva viser økning fra oppstrøms til nedstrøms, mens Brøhaug viser denne trenden kun for ufiltrerte prøver. Aluminium har klart høyest verdier under andre prøvetaking, som var den prøvetakingen med absolutt mest vann. Et gjennomsnitt på 341,3 µg/L for de filtrerte prøvene i Ørbekken under andre prøverunde, mot et gjennomsnitt på 182,9 µg/L og 176,4 µg/L for henholdsvis første og siste prøverunde. Ut i fra det kan man anta at aluminiumkonsentrasjon har en viss avhengighet av vannmengde. De ufiltrerte prøvene viser samme trend, i tillegg til at det er høyere konsentrasjon i disse under hver prøverunde. Det betyr at aluminium binder seg noe til partikulært materiale.

Den ufiltrerte prøven nedstrøms i Brøhaug den 5. oktober skiller seg ut ved at den viser veldig høy konsentrasjon i forhold til oppstrøms. Prøven tatt nedstrøms viser en konsentrasjonsøkning på 67 %. Det virker derfor som det foregår aktivitet rundt Brøhaug som

gir den store forskjellen i konsentrasjon i de ufiltrerte prøvene. Ørbekken viser også forskjeller i aluminiumkonsentrasjon mellom filtrert og ufiltrert, og også her opptrer den høyeste konsentrasjonen i den ufiltrerte prøven nedstrøms. Labbelva har for alle prøveperioder de høyeste konsentrasjonene av aluminium av de tre elvene, mens Ørbekken har de laveste. Aluminium viser en økning i konsentrasjon fra første til siste prøverunde i Brøhaug og Labbelva. Det er mye aluminium i berggrunn, som gjerne forklarer at det også opptrer i ellevannet. Det er ingen tydelige indikasjoner på at anleggsarbeidet generelt påvirker med aluminium.

5.2.2 Arsen

Figur 18 viser endringene i arsenkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 18: Endringer i arsenkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

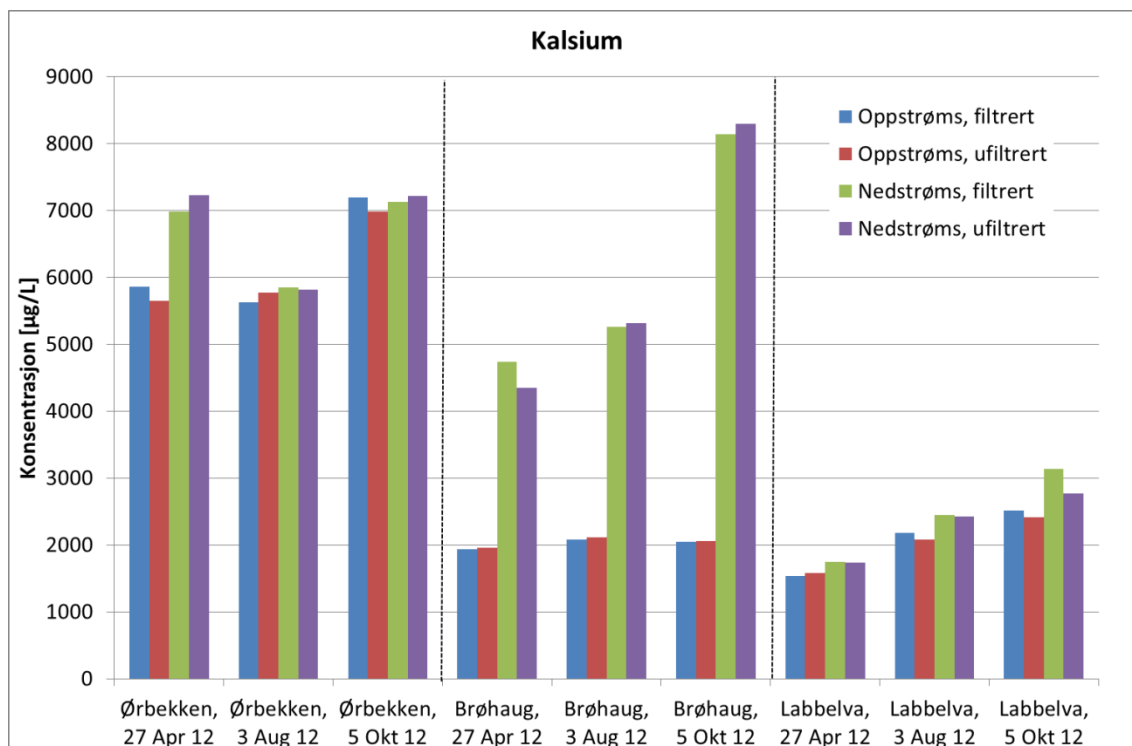
Figur 18 viser at arsen generelt har forskjeller på de filtrerte og de ufiltrerte prøvene, hvor de ufiltrerte har høyere konsentrasjoner, selv om det meste er løst. Labbelva har igjen de høyeste

konsentrasjonene for alle prøveperioder. I Ørbekken og Labbelva er det omtrent tilsvarende konsentrasjoner oppstrøms som nedstrøms. Det er ikke tilfellet for Brøhaug under andre og tredje prøverunde. I Brøhaug er det målt høyest konsentrasjoner nedstrøms for både filtrerte og ufiltrerte prøver. Den 5. oktober er det en økning i Brøhaug på henholdsvis 36 % og 45 % i filtrerte og ufiltrerte prøver fra oppstrøms til nedstrøms. Ingen andre prøverunder eller elver viser en slik økning. Det kan virke som arsenkonsentrasjonen i Brøhaug påvirkes av arbeidet som foregår.

Arsen har også høyest konsentrasjoner andre prøverunde, men her er det ikke like klare endringer mellom prøverundene som for aluminium. Gjennomsnittet for de filtrerte prøvene tatt i Ørbekken er 0,3465 µg/L under andre prøverunde og 0,1895 µg/L og 0,2650 µg/L for henholdsvis første og siste prøverunde. Under andre prøverunde er det påvist forhøyede DOC-verdier i Labbelva, Brøhaug og delvis Ørbekken. De aller høyeste DOC-verdiene ble målt under den tredje prøverunden i Labbelva, se tabell 14 i avsnitt 5.4. Ved å sammenlikne de resultatene med figur 18 over, kommer det fram at det er en forholdsvis god sammenheng mellom DOC og konsentrasjonen av arsen. Se for øvrig korrelasjonsdata i tabell 17 i avsnitt 5.8. Det er interessant at det er mineralgeologi med basemetaller som inneholder arsen rundt Ørbekken og Brøhaug, men ikke i tilsvarende grad rundt Labbelva. Labbelva har likevel de høyeste konsentrasjonene av arsen. At de ufiltrerte prøvene jevnt over har de høyeste konsentrasjonene tyder på at noe arsen i elver foreligger adsorbent på partikulært materiale.

5.2.3 Kalsium

Figur 19 viser endringene i kalsiumkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 19: Endringer i kalsiumkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

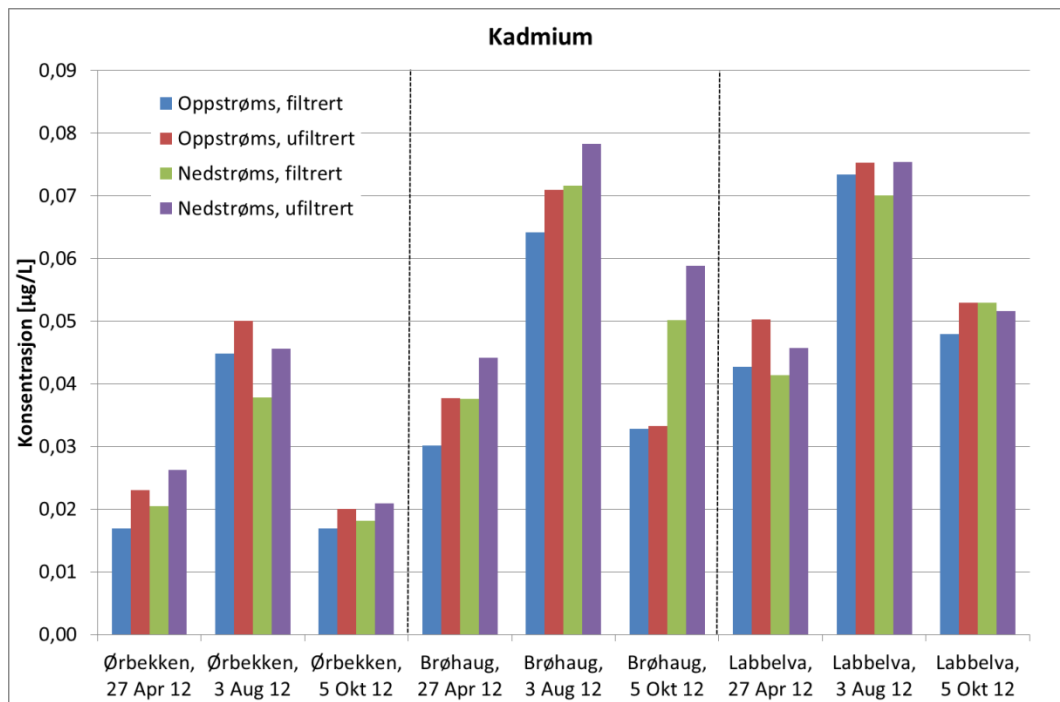
Ørbekken er den bekken med de høyeste kalsiumkonsentrasjonene. Brøhaug har store forskjeller mellom prøvene tatt oppstrøms og de tatt nedstrøms. Labbelva har generelt lave konsentrasjoner av kalsium. Kalsium viser ingen klare trender i forskjell mellom filtrerte og ufiltrerte prøver. Den filtrerte prøven tatt oppstrøms i Brøhaug under den andre prøverunden viser en konsentrasjon på 2079 µg/L, mens nedstrøms har den økt til hele 5263 µg/L. Det tilsvarer en økning på 153 %. Under siste prøverunde øker konsentrasjonen i den filtrerte prøven med 298 % og den ufiltrerte prøven øker med 303 %. Det bør med andre ord undersøkes hva som foregår mellom oppstrøms og nedstrøms i Brøhaug i forhold til de to andre elvene og hvilke metaller som inngår i forskjellige materialer benyttet. Det er ikke undersøkt i denne sammenheng. Det ble spylt av og parkert en del anleggsmaskiner på dette området, men det er usikkert om det kan være årsaken til de store forskjellene. Området rundt Brøhaug var mest støvete under alle prøverunder. Det er derfor mulig at de forhøyede kalsiumkonsentrasjonene kan skyldes støvbinding med CaCl_2 . Under første prøverunde viser også Ørbekken forhøyede konsentrasjoner i prøvene tatt nedstrøms.

Kalsium viser også en liten økning fra den første til den siste prøverunden, men viser ingen stor forskjell med hensyn til vannmengde, da det ikke er spesielt forhøyede verdier under den andre prøverunden. I Ørbekken økte konsentrasjonen av kalsium mest fra den andre til den siste prøverunden. Det er mulig at det skyldes bruk av støvbindingsmidler. Det er så små forskjeller mellom filtrert og ufiltrert konsentrasjon at det ikke kan konkluderes med at kalsium bindes spesielt til partikulærfasen, men heller at kalsium ofte opptrer som frie, labile ioner som er biotilgjengelige.

Det finnes flere forskjellige typer materiale for støvbinding, blant annet kalsiumklorid (CaCl_2) og magnesiumklorid (MgCl_2). De forskjellige typene kan også kombineres ved bruk. Det foreligger ingen generell metodikk for valg av støvbindingsmiddel. Miljøkonsekvensene ved bruk av de ulike bindingsmidlene må utredes. Før støvbinding må det forsikres om at avrenningen fra vegen er god. Støvbinding utføres med fordel om våren når telen har gått tilstrekkelig tilbake samtidig som dekket ikke har tørket opp for mye. Det er også viktig at hele vegbredden støvbindes, helt ut på vegskulderen (Lerfald, 2010). Det benyttes CaCl_2 for støvbehandling i området rundt Labbelva. Det er ikke bekreftet om det også er benyttet støvbindingsmiddel rundt de andre elvene. Oppstrømsprøvene er ikke tatt spesielt langt fra anleggsvirksomheten, så de kan også være påvirket av støv.

5.2.4 Kadmium

Figur 20 viser endringene i kadmiumkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 20: Endringer i kadmiumkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Labbelva har relativt høye konsentrasjoner av kadmium, mens Ørbekken har de laveste. Kadmium viser for alle prøveperioder høyere konsentrasjoner i de ufiltrerte prøvene enn i de filtrerte prøvene. I tillegg har både Ørbekken og Brøhaug høyere konsentrasjoner nedstrøms enn oppstrøms under første prøverunde, hvilket ikke gjelder for Labbelva. Andre prøverunde skiller seg ut ved at det er den prøverunden med høyest konsentrasjoner. Det er det samme som for blant annet aluminium, hvor det også virket som det var en sammenheng mellom konsentrasjon og vannmengde. Kadmium har et gjennomsnitt i de filtrerte prøvene i Ørbekken på 0,0415 µg/L under andre prøverunde, og et gjennomsnitt på 0,0187 µg/L og 0,0175 µg/L for henholdsvis første og siste runde. De øvrige elvene har også klart høyest konsentrasjon under andre prøverunde. Også for kadmium er det en økning i konsentrasjonen nedstrøms i Brøhaug den tredje prøverunden. Konsentrasjonene i den filtrerte og den ufiltrerte prøven øker med henholdsvis 53 % og 77 %.

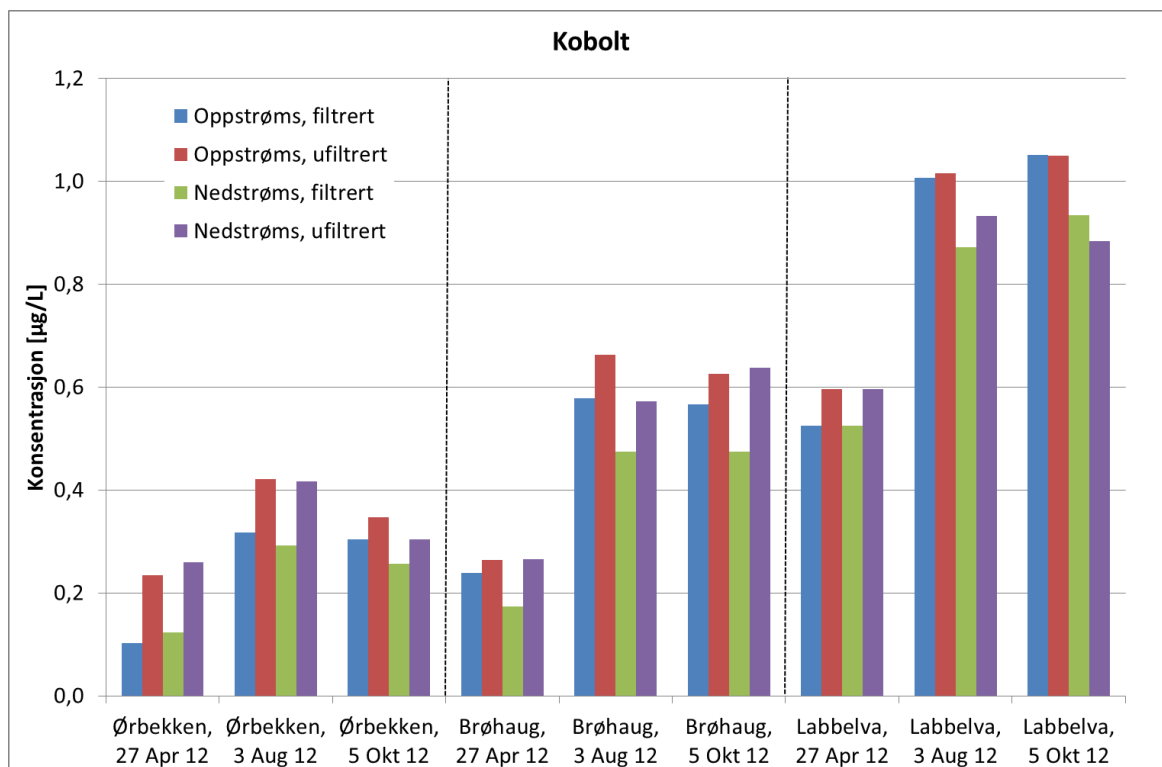
Kadmium påvirker det biologiske livet i vannet, hvilket det er gjort flere undersøkelser på. Det må derfor sies å være positivt at de ufiltrerte prøvene har høyere konsentrasjon enn de filtrerte. De filtrerte konsentrasjonene blir senere satt i sammenheng med Klif sine

tilstandsklasser for vann, hvor det kommer fram at kadmiumkonsentrasjonene ligger innenfor tilstandsklasse en; svært god. Det er lite kadmium i geologien, både i berggrunn (NGU, 2012a) og i mineralene (NGU, 2011). Betongkonstruksjoner, plantevernmidler og slitasje på dekk kan derimot frigi en del kadmium (Wayland, 1993). Det er mye trafikk i området rundt disse elvene, med en god del tungtrafikk, hvilket kan gjøre dekkslitasje til en av hovedkildene til kadmium i denne sammenheng. Ved Brøhaug er det også tunnelarbeid, som medfører bruk av betong.

Langvarig trafikk kan avgi blant annet kadmium til både lokal jord og overvannsystemet (Jartun and Pettersen, 2010). Samtidig vil tilførselen av klorid ved salting øke mobiliteten til substanser som kadmium og sink på grunn av frigjøring av Cl-komplekser (Damkjaer and Persson, 2010). Avrenning av overvann fra motorveg gir forhøyede verdier av blant annet kadmium (Engelsen et al., 2012). Regnvannavrenning fra veger kan som sagt inneholde forurensning fra passerende trafikk. Kadmium er også et metall som forbindes med lufttransport fra industriområder ellers i Europa, og forhøyede konsentrasjoner kan dermed skyldes langtransportert atmosfærisk nedfall (Steinnes, 1987). Konsentrasjonen av kadmium langs veg avtar med avstand fra vegen og med dybde på jordprofilen. Forurensningen har blitt sett i sammenheng med sammensetning av drivstoff, motorolje og bildekk og med deponering i vegkanten av restene av disse materialene (Lagerwerff and Specht, 1970).

5.2.5 Kobolt

Figur 21 viser endringene i koboltkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 21: Endringer i koboltkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

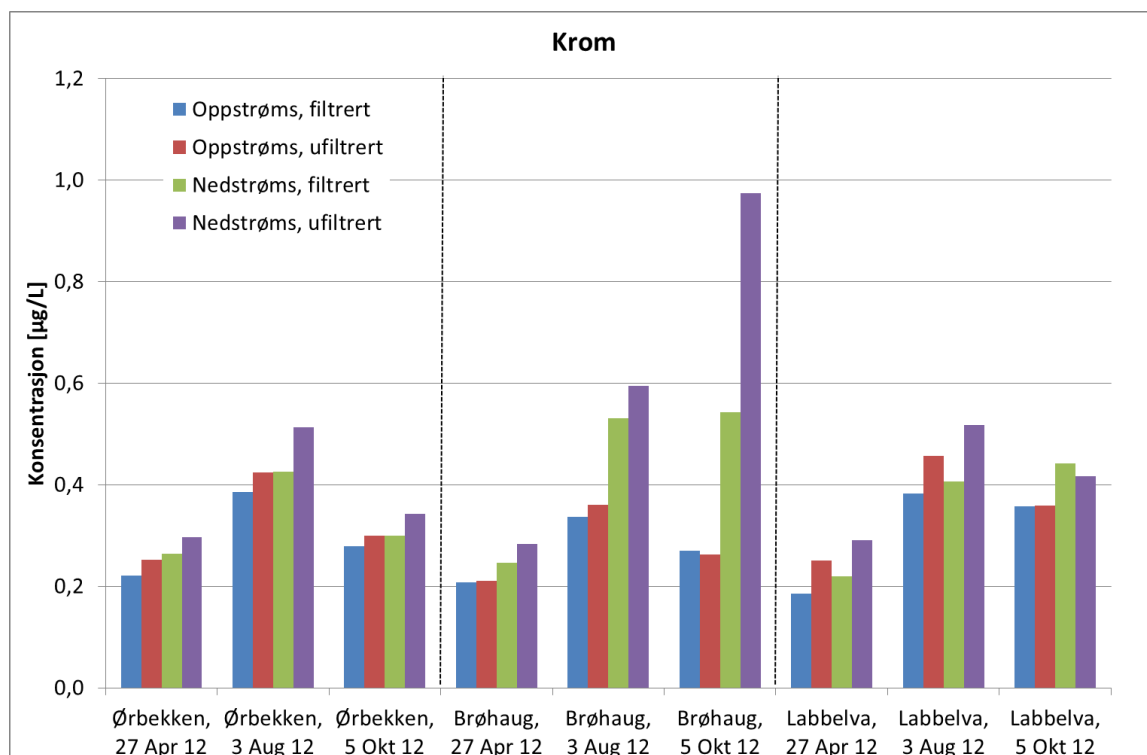
Koboltkonsentrasjonene viser en klar økning fra den første til den siste prøverunden for alle de tre bekkene. Kobolt viser en tydelig trend mellom de filtrerte og ufiltrerte prøvene, ved at de filtrerte prøvene har lavest konsentrasjoner for alle prøvepunkter, bortsett fra den siste prøverunden i Labbelva. Det kan bety at kobolt bindes til partikulærfasen. Konsentrasjonene av kobolt er høyest i Labbelva og lavest i Ørbekken. I Brøhaug er det for alle prøveperioder en liten nedgang i de filtrerte prøvene fra oppstrøms til nedstrøms.

De filtrerte prøvene i Ørbekken gir et gjennomsnitt for kobolt på 0,31 µg/L under andre prøverunde, og gjennomsnitt på 0,11 µg/L og 0,28 µg/L for henholdsvis første og siste runde. Også kobolt har altså høyest konsentrasjon under den runden med mest vann, selv om forskjellen ikke er like stor mellom andre og siste runde som den var for aluminium, arsen og kadmium. I tillegg viser ikke Brøhaug og Labbelva en tilsvarende trend, så det kan virke som koboltkonsentrasjonen generelt ikke er spesielt påvirket av vannmengden.

Det er mye jernmetaller, hvor kobolt inngår, rundt både Brøhaug og Labbelva. Det kan forklare at det er høyere konsentrasjoner her enn i Ørbekken. Det er ingen argumenter som peker mot at vegarbeidet påvirker bekkene med økt koboltkonsentrasjon. Det er tidligere vist at konsentrasjonen av kobolt øker i avrenning fra veg og i total avsetning om vinteren. For kobolt er det tidligere funnet at ca. 90 % av total massetransport inntraff om vinteren. Oppgangen i konsentrasjon om vinteren kan skyldes bruken av piggdekk som sliter mer på vegene, i kombinasjon med bruken av vegsalt (Bäckström et al., 2003). Høyere konsentrasjoner om vinteren kan gi potensielt giftige konsentrasjoner ved snøsmelting. Det virker ikke som det er tilfellet i denne analysen fordi de laveste konsentrasjonene er målt like etter snøsmelting. Kobolt kan også skyldes atmosfærisk langtransport.

5.2.6 Krom

Figur 22 viser endringene i kromkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 22: Endringer i kromkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

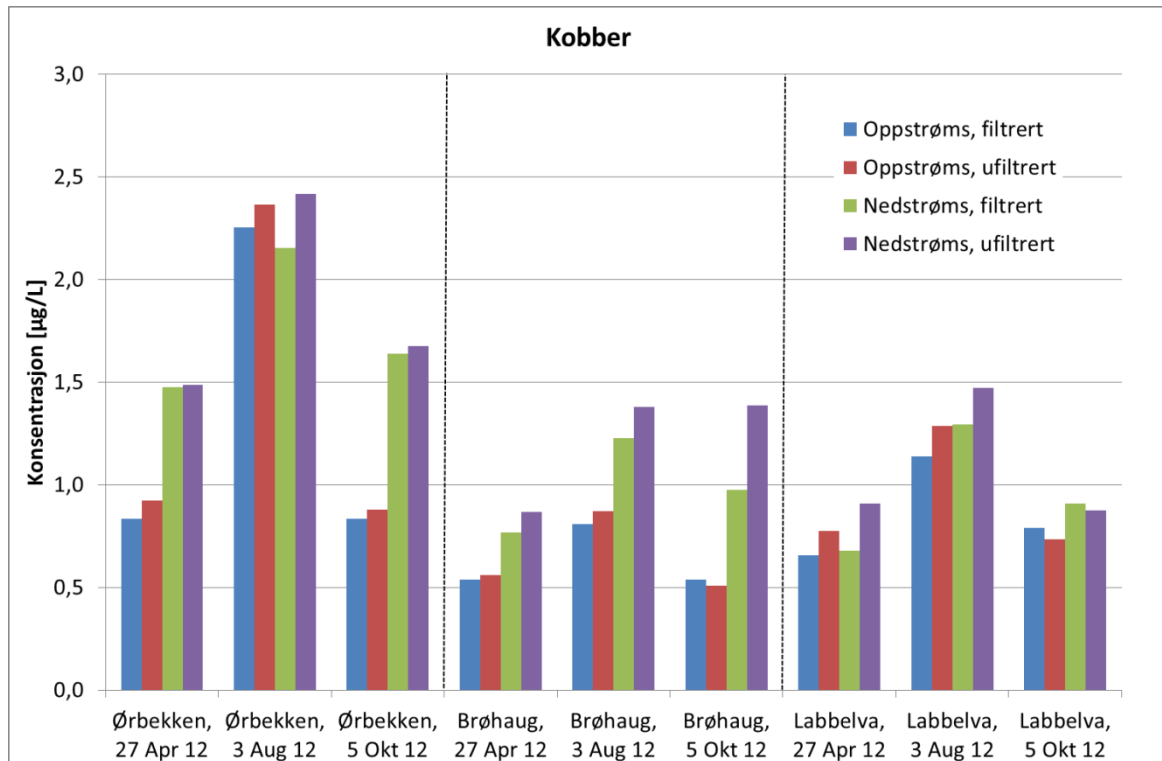
Krom viser jevnt over en høyere konsentrasjon i de ufiltrerte prøvene enn i de filtrerte prøvene, men store deler av de målte konsentrasjonene er i den oppløste fraksjonen. Det vil si at totalkonsentrasjonen av krom ikke er biotilgjengelig, men forholdsvis store deler av den. Det er generelt små forskjeller på kromkonsentrasjon i de tre elvene, med unntak av nedstrøms i Brøhaug under de to siste prøverundene. Krom hadde et gjennomsnitt i de filtrerte prøvene i Ørbekken på 0,405 µg/L andre runde, og 0,244 µg/L og 0,290 µg/L for henholdsvis første og siste runde. Brøhaug og Labbelva viser ikke dette like tydelig, så det kan stilles spørsmålstegn til påvirkningen av vannmengde på kromkonsentrasjon.

For alle elvene den 3. august er det høyest konsentrasjon i den ufiltrerte prøven nedstrøms. Alle prøvebekkene har høyere konsentrasjoner av krom nedstrøms enn oppstrøms. I Brøhaug øker de filtrerte prøvene med henholdsvis 57 % og 101 % under andre og tredje prøverunde, mens de ufiltrerte øker med henholdsvis 65 % og 271 %. Det betyr at i Brøhaug kan det eksistere en kilde til krom en eller annen plass mellom prøvepunktet oppstrøms og prøvepunktet nedstrøms. Derfor er det grunn til å tro at det skjer en antropogen påvirkning i forhold til krom.

Alle bekkene ligger i områder med jernmetaller, hvor krom inngår, i tillegg til at krom finnes i pyroxen som finnes i berggrunnen. På tross av dette kan det være aktivitet rundt Brøhaug som er grunnen til økningen fra oppstrøms til nedstrøms, og ikke geologien. Det er små mengder tungmetaller som lekker ut fra vegkonstruksjoner, men under oksiderende forhold øker løseligheten av sulfidbundne grunnstoffer. Krom er sannsynligvis til stede som ionisk substituent for andre grunnstoffer i mineralgitre, og viser veldig liten utlekking. Bergarten gabbro har høyest totalt innhold av krom, men kun 0,05 % av det totale er utlekkbart. Gabbro har normalt høyere innhold av krom enn granitt og gneis. Utlekking av metaller fra berggrunn avhenger av mineralsammensetning og miljø. Hvordan metallene er bundet til mineralene er mer avgjørende for hva som lekker ut enn mengden av metallet (Tossavainen and Forsberg, 1999). Krom påvirkes ikke signifikant av oksidasjon. En undersøkelse i Nederland viste at utslipp av tungmetaller fra overflateasfalt blant annet gir en del krom (Van Bohemen and Janssen Van De Laak, 2003).

5.2.7 Kobber

Figur 23 viser endringene i kobberkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 23: Endringer i kobberkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Analysene av kobber fra første prøverunde viser en liten økning fra filtrerte til ufiltrerte prøver i samtlige prøvepunkter. Forskjellene mellom prøvene tatt oppstrøms og de som er tatt nedstrøms er større, hvor de høyeste verdiene opptrer nedstrøms for alle elver under første prøverunde, men med størst forskjell for Brøhaug og Ørbekken. De filtrerte prøvene øker med 77 % i Ørbekken og 42 % i Brøhaug under første prøverunde, mens de ufiltrerte øker med 61 % og 55 % i henholdsvis Ørbekken og Brøhaug. Det kan absolutt ha sammenheng med anleggsarbeidet, da kobber er et av de viktigste metallene i sammenheng med veg og trafikk (Åstebøl et al., 2011).

Under andre prøverunde var det høyere konsentrasjon av kobber i de ufiltrerte prøvene enn i de filtrerte, men forskjellene er forholdsvis små. Det gjaldt for alle prøvepunkter. Det vil si at

hoveddelen av totalkonsentrasjonen av kobber er biotilgjengelig. Under andre prøverunde viser Brøhaug også en tydelig økning i konsentrasjonen mellom prøvene tatt oppstrøms og prøvene tatt nedstrøms, med 52 % økning i de filtrerte og 58 % økning i de ufiltrerte prøvene. Labbelva har også tilsvarende trend, men ikke like klar forskjell. Ørbekken viser en økning i kobberkonsentrasjonen for de ufiltrerte prøvene fra oppstrøms til nedstrøms, og en nedgang i de filtrerte prøvene. Kobbergjennomsnittet andre runde var 2,203 µg/L, første runde 1,155 µg/L og siste runde 1,235 µg/L i Ørbekken. Ørbekken har dermed en klar økning i kobberkonsentrasjon under den runden med mest vann. Brøhaug og Labbelva har også økning i kobberkonsentrasjon under denne runden, men ikke på samme nivå som Ørbekken. Det kan med andre ord virke som om vannmengde har innvirkning på kobberkonsentrasjonen. Også under tredje prøverunde viser kobber en generell økning mellom oppstrøms og nedstrøms, men minst signifikant for Labbelva. Nedstrøms i Brøhaug er det også stor forskjell på de filtrerte og de ufiltrerte prøvene, en forskjell som ikke kan sees i de andre elvene. Den filtrerte prøven øker med 81 % fra oppstrøms til nedstrøms i Brøhaug, mens den ufiltrerte øker med 174 % under siste prøverunde. Generelt kan det sies at det forekommer en økning fra oppstrøms til nedstrøms, og det er sannsynlig at dette har med vegarbeidet å gjøre.

At det er mest kobber i Ørbekken kan forklares med at dette er bekken med mest basemetaller, hvor kobber inngår. Kobber er et metall som forholdsvis lett lekker ut fra berggrunnen. Sink, bly, kobber og kadmium er ofte bundet med sulfider i berggrunnen og har relativt høy mulighet for utlekking, spesielt hvis stabile oksiderende forhold opprettholdes (Tossavainen and Forssberg, 1999). Utvasking av Ca^{2+} og Mg^{2+} fra jorda som et resultat av NaCl-bruk (salting) fører til økt potensial for kolloid transport i jorda. Økt mobilitet av organiske og uorganiske kolloider resulterer i økt mobilitet og utvasking av tungmetaller som bly og kobber. Saltene gjør vanligvis skade innen ca. 10 meter fra veggen og avsetning av luftbåren NaCl avtar eksponentielt med avstand til veggen. Bruk av kloridsalter kan føre til økt konsentrasjon av tungmetaller og basekationer (som Ca^{2+} og Mg^{2+}) i overflatevann (Damkjaer and Persson, 2010).

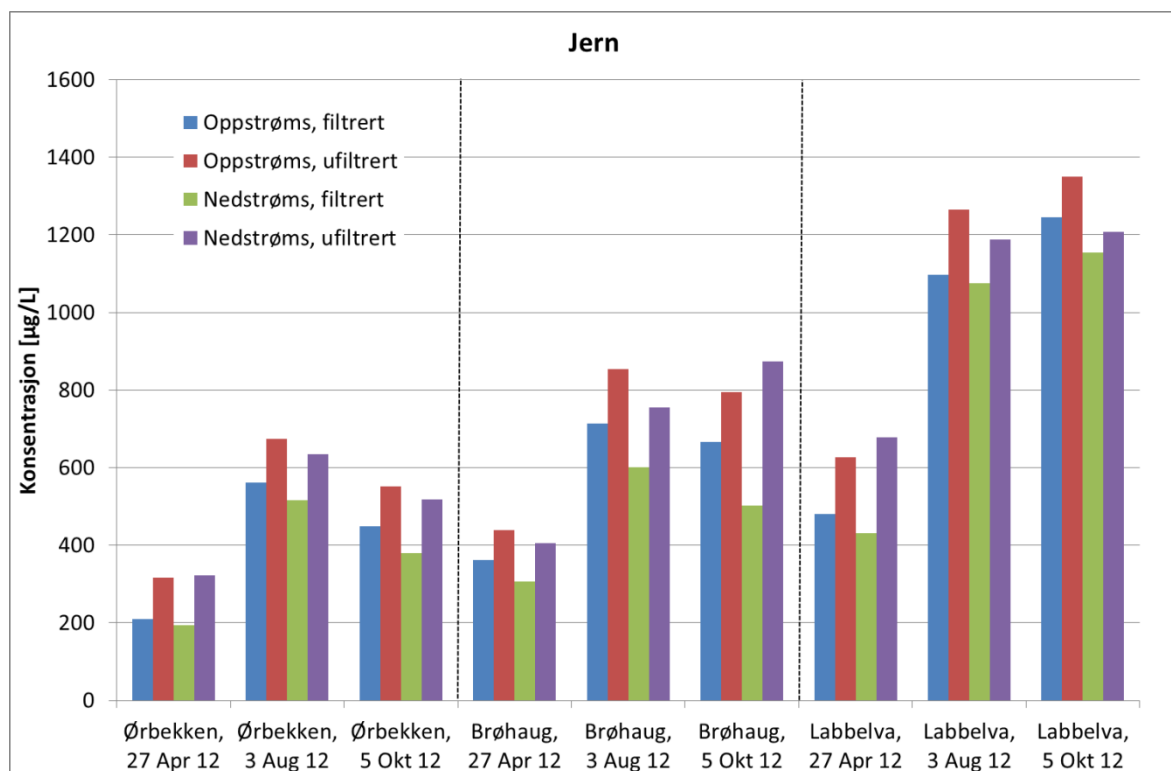
Det er vist at konsentrasjonen av kobber har økt betraktelig i jord langs veg sammenliknet med bakgrunnsverdier. Kobber kommer blant annet fra bremsebelegg (Hjortenkrans et al., 2006). Hvit stør har høy følsomhet mot kobber i en tidlig livsfase, ved pH 8,1-8,3 og oppløst organisk karbon 0,2-0,4 mg/L. I de aktuelle bekkene er det lavere pH og høyere innhold av karbon, så følsomheten kan antas å være noe forskjellig. Det er uansett viktig å poengtere at

kobber kan ha innflytelse på det biologiske livet. Avrenning fra lokal veg gir forhøyede verdier av kobber (Engelsen et al., 2012). Regnvannavrenning fra veger kan som sagt inneholde rester fra passerende trafikk (European Commission, 2011).

Under andre prøverunde er det påvist forhøyede DOC-verdier i Labbelva, Brøhaug og delvis Ørbekken, mens de høyeste DOC-verdiene ble målt under den tredje prøverunden i Labbelva, se tabell 14 i avsnitt 5.4. De høyeste konsentrasjonene av kobber er målt under andre prøverunde i Ørbekken og de nest høyeste under andre prøverunde i Labbelva. Det virker derfor ikke som det er noen spesifikk sammenheng mellom DOC og kobber i denne sammenheng.

5.2.8 Jern

Figur 24 viser endringene i jernkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 24: Endringer i jernkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Konsentrasjonene av jern er veldig forskjellige mellom de tre elvene. Ørbekken har forholdsvis lave konsentrasjoner av jern, mens Labbelva har relativt høye konsentrasjoner. Det er kun Ørbekken som tydelig viser en forhøyet konsentrasjon under den andre prøverunden, sammenliknet med de to andre prøverundene. Det virker ikke som om det er en klar sammenheng mellom jernkonsentrasjon og vannmengde. Samtlige elver viser en økning i jernkonsentrasjon fra første til siste prøverunde. De ufiltrerte prøvene har høyere jernkonsentrasjoner enn de filtrerte prøvene for alle prøvepunkter, det vil si at noe av jernkonsentrasjonen foreligger som partikulært materiale. Jern er et metall som felles forholdsvis raskt. Det er høyere jernkonsentrasjoner oppstrøms enn nedstrøms for alle prøver, bortsett fra den ufiltrerte prøven nedstrøms i Brøhaug under siste prøverunde. Det er påfallende at den filtrerte prøven denne prøverunden i Brøhaug er den prøven som minker mest, med hele 25 %. Det vil si at fra oppstrøms til nedstrøms i Brøhaug under siste prøverunde, øker den ufiltrerte prøven mest av alle prøvepunkter, mens den filtrerte minker mest.

Jern er et viktig grunnstoff i geologien, og ikke et problem når det gjelder vegarbeid. Det er likevel viktig å merke seg at det har en partikulærfase som kan adsorbere naturlig organisk materiale og metallioner. Jern forekommer blant annet i sement. Når pH går ned, dekomponeres forskjellige faser i sement til mer løselige specier eller til bunnfall, som for eksempel Fe- og Al-hydroksider. I en undersøkelse ble det vist at i den sureste regionen ble de fleste faser oppløst og hovedgrunnstoffene nærmet seg maksimal utlekkingssevne (Engelsen et al., 2009). Det finnes også noe jern i bildekk. Regnvannavrenning fra veier kan inneholde rester fra passerende trafikk. Det kan resultere i at forurensninger fra trafikken, for eksempel slitasjerester fra bildekk, entrer vannmiljøet (European Commission, 2011).

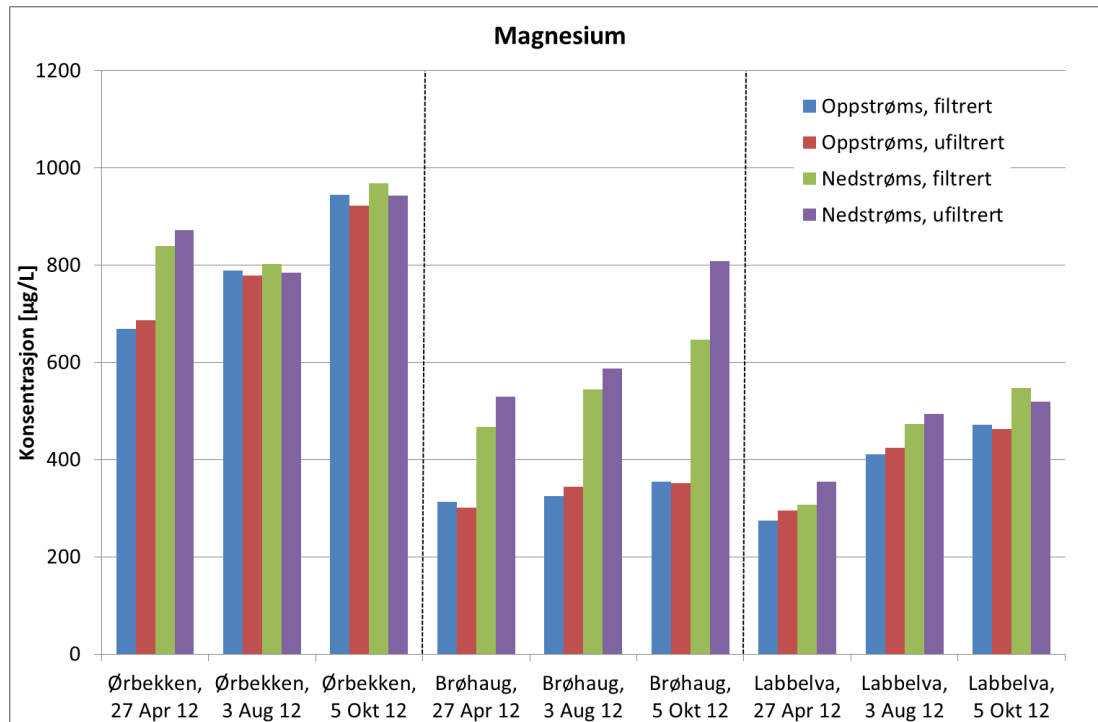
Under andre prøverunde er det påvist forhøyede DOC-verdier i Labbelva, Brøhaug og delvis Ørbekken. De høyeste DOC-verdiene ble målt under den tredje prøverunden i Labbelva, se tabell 14 i avsnitt 5.4. Jernkonsentrasjonen viser samme trend, hvilket betyr at det er en god sammenheng mellom DOC og jern. Se korrelasjonsdata i tabell 17 i avsnitt 5.8.

5.2.9 Kvikksølv

Konsentrasjonene av kvikksølv lå nær deteksjonsgrensen i flere analyser, og vil ikke tas med her. Konsentrasjonene var generelt lave i alle punkter (>0,5 ppb).

5.2.10 Magnesium

Figur 25 viser endringene i magnesiumkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 25: Endringer i magnesiumkonsentrasjon.

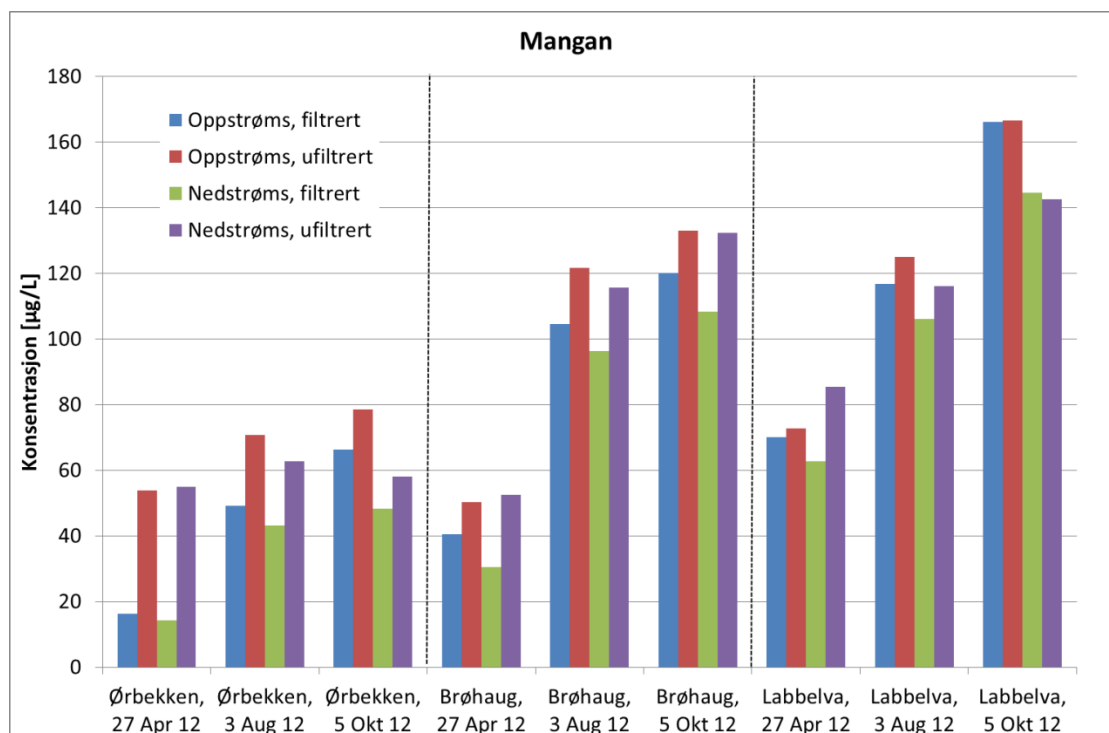
Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Magnesium følger grovt sett samme trender som kalsium. De høyeste konsentrasjonene av magnesium finnes i Ørbekken, samt nedstrøms i Brøhaug og det er forholdsvis små og økende konsentrasjoner fra prøverunde til prøverunde i Labbelva. Det er ingen klare trender på de filtrerte og de ufiltrerte prøvene, bortsett fra at i Brøhaug finnes de høyeste konsentrasjonene for alle prøverunder i de ufiltrerte prøvene nedstrøms. For både Labbelva og Brøhaug er de høyeste konsentrasjonene nedstrøms. Fra oppstrøms til nedstrøms i Brøhaug øker konsentrasjonene med 50 % i den filtrerte prøven under første prøverunde, og med hele 82 % under siste prøverunde. Den ufiltrerte prøven øker med 76 % under første prøverunde, og med 130 % under siste prøverunde. Magnesium viser ingen klar sammenheng med vannmengde, men alle elvene viser en økning fra første til siste prøverunde. Det virker som om mesteparten av magnesiumkonsentrasjonen er biotilgjengelig.

Det kan virke som om mengde støv, i likhet med for kalsium, har noe å si på konsentrasjonen av magnesium fordi det er så høye konsentrasjoner nedstrøms i Brøhaug. Det kan også virke som om det rundt Brøhaug benyttes MgCl i støvbinding eller ved salting av glatt veg. Hvis det brukes til salting kan det ligge i grøfter og vaskes ut ved nedbør. I små bekker kan det påvirke ganske mye. Dette er ikke bekreftede opplysninger.

5.2.11 Mangan

Figur 26 viser endringene i mangankonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 26: Endringer i mangankonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Mangan har stort sett litt høyere konsentrasjon oppstrøms enn nedstrøms. Det kan begrunnes med at det rundt alle bekkene er jernmetaller, hvor mangan inngår. I tillegg er det høyere konsentrasjon av mangan i de ufiltrerte prøvene. Det er en klar og forholdsvis gradvis økning i mangan fra første til siste prøverunde, selv om de to siste prøverundene er forholdsvis like.

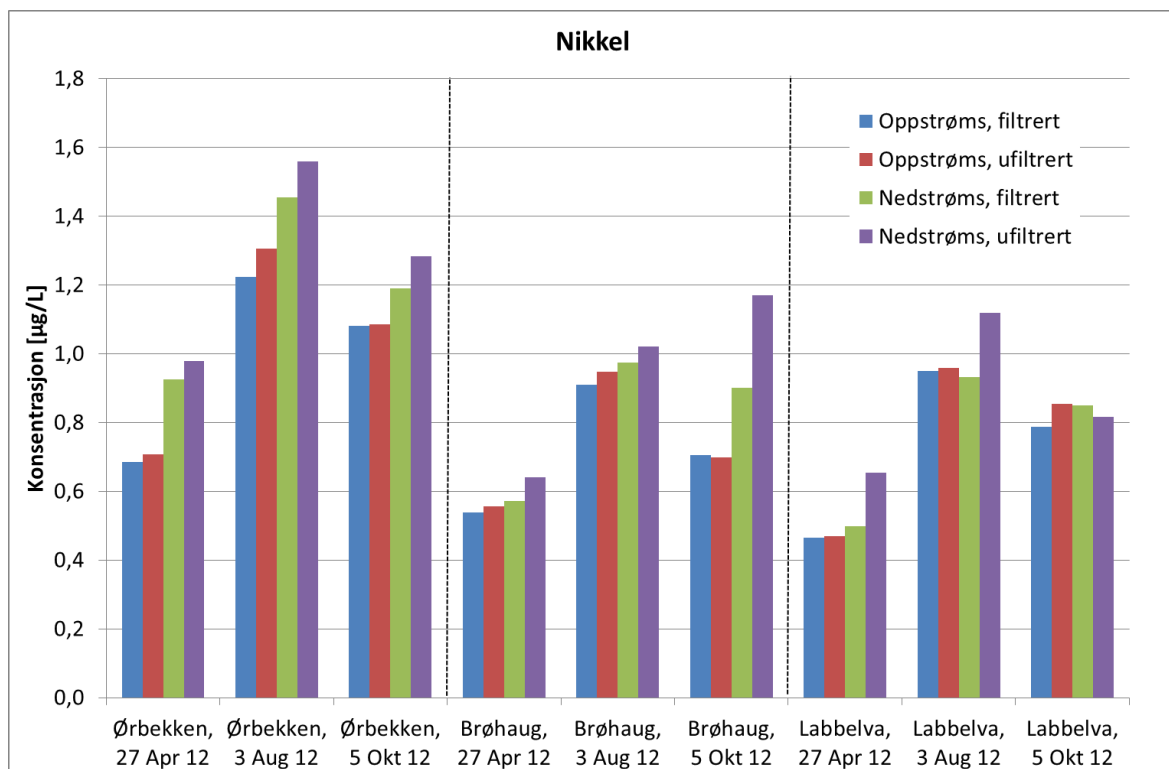
Det ser ikke ut til å være en sammenheng mellom mangankonsentrasjon og vannmengde. Ørbekken er den bekken med lavest mangankonsentrasjon, Labbelva den med høyest.

Mangan følger for øvrig samme trendene som jern, og begge de to viser god korrelasjon med redokspotensialet, se figur 53 og 54. Redokstilstandene til disse metallene har stor innvirkning på adsorpsjon av spormetaller på oksidoverflater. Hydrerte Mn(III, IV) oksider er viktige når det gjelder for eksempel oksidering av Cr(III) og As(III), fordi den oksideringen er for langsom med O₂. Det er likevel to viktige forskjeller når det gjelder redokskjemien til jern og mangan. For det første skjer reduksjonen av Mn(III,IV) til oppløst Mn(II) ved høyere redokspotensial enn Fe(III) til Fe(II). For det andre er oksideringen av Mn(II) til Mn(III,IV) vanligvis langsommere enn oksideringen av Fe(II) (Stumm and Morgan, 1996:479).

Under andre prøverunde ble det påvist forhøyede DOC-verdier i Labbelva, Brøhaug og delvis Ørbekken. De høyeste DOC-verdiene ble målt under den tredje prøverunden i Labbelva, se tabell 14 i avsnitt 5.4. Mangankonsentrasjonene er høyest i Labbelva og Brøhaug under andre og tredje prøverunde, mens Ørbekken har lave konsentrasjoner. DOC-resultatene stemmer dermed dårlig overens med mangankonsentrasjonen i Ørbekken. Det vil også si at det ikke er en like god sammenheng mellom mangan og DOC som det er mellom jern og DOC. Se korrelasjonsdata i tabell 17 i avsnitt 5.8. Det kan også antyde at de forhøyede konsentrasjonene i de ufiltrerte prøvene ikke skyldes binding til organisk materiale.

5.2.12 Nikkel

Figur 27 viser endringene i nikkelkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 27: Endringer i nikkelskonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

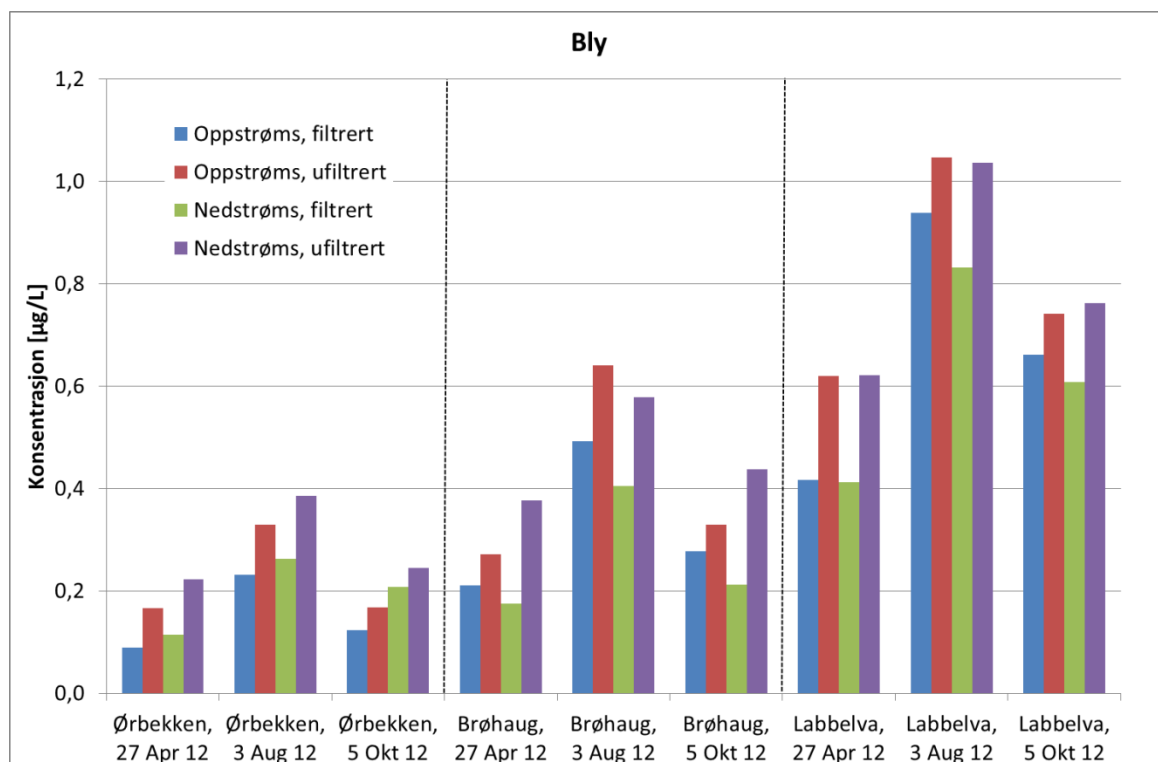
Nikkel skiller seg ganske mye fra de øvrige metallene. For det første er det høyest konsentrasjon av nikkel i Ørbekken, mens Brøhaug og Labbelva er forholdsvis like. For det andre er de høyeste konsentrasjonene målt i samtlige prøver tatt ufiltrert nedstrøms, bortsett fra den siste prøverunden i Labbelva. Det vil si at den totale konsentrasjonen av nikkel ikke er tilgjengelig for det biologiske liv, men store deler av den. Samtlige elver viser en økning fra den første til den siste prøverunden. Samtidig har de høyest konsentrasjoner under prøverunde nummer to, da det var mest vann. Nikkelskonsentrasjonen hadde et gjennomsnitt på 1,340 µg/L i Ørbekken under runde to. Første prøverunde viste et gjennomsnitt på 0,805 µg/L og siste prøverunde et gjennomsnitt på 1,135 µg/L. Nikkel har altså høyest gjennomsnittskonsentrasjon under den runden med mest vann, men forskjellene er ikke like store som for enkelte av de allerede nevnte metallene.

Det er generelt høyere konsentrasjoner i de ufiltrerte prøvene, og forskjellen er nok en gang størst mellom filtrerte og ufiltrerte prøver nedstrøms i Brøhaug under siste prøverunde. Den filtrerte prøven har en økning på 28 % fra oppstrøms til nedstrøms i Brøhaug under siste

prøverunde, mens den ufiltrerte har en økning på 68 %. Nikkel er også et metall som er spesielt viktig når det gjelder trafikk og blant annet slitasje på bremses og dekk samt forbrenning av drivstoff (Hjortenkrans et al., 2006). Konsentrasjonen av nikkel langs veg avtar med avstand fra vegen og med dybde på jordprofilen (Lagerwerff and Specht, 1970). De forhøyede konsentrasjonene nedstrøms kan altså være på grunn av anleggstrafikken, samt på grunn av saktegående trafikk gjennom anleggsområdet. En undersøkelse i Nederland viste at utslipp av tungmetaller fra overflateasfalt avgir en del nikkel (Van Bohemen and Janssen Van De Laak, 2003).

5.2.13 Bly

Figur 28 viser endringene i blykonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 28: Endringer i blykonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Bly viser forholdsvis små konsentrasjoner i Ørbekken og Brøhaug, mens Labbelva har høyere konsentrasjoner. For alle elvene er det høyest konsentrasjoner under prøverunde nummer to,

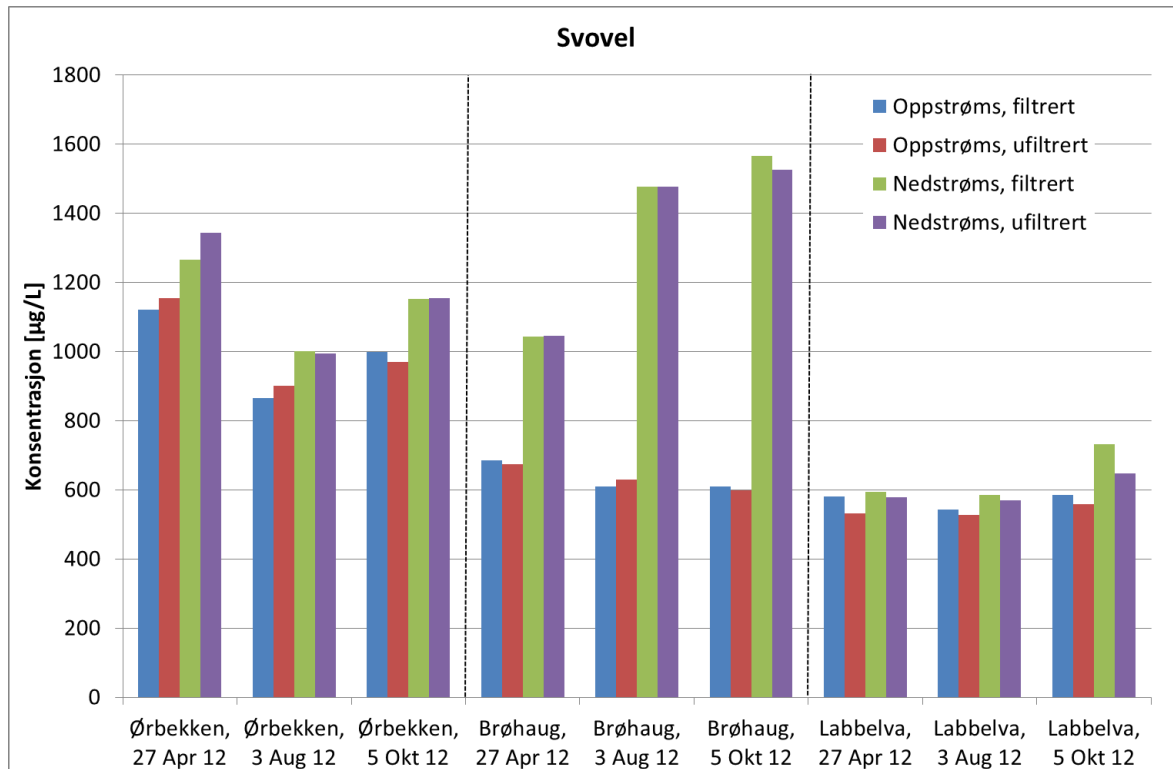
samt at alle elver viser en liten økning i blykonsentrasjon fra den første til den siste prøverunden. Alle elvene har høyest konsentrasjoner i de ufiltrerte prøvene, i tillegg til at Ørbekken også har en økning i konsentrasjonen fra oppstrøms til nedstrøms. Labbelva har omtrent tilsvarende konsentrasjoner i de ufiltrerte prøvene tatt oppstrøms som de tatt nedstrøms.

Den andre prøverunden har høyest konsentrasjoner av bly. Det er vanskelig å si at det kun skyldes anleggsarbeid og antropogen påvirkning, da det ikke kommer tydelig fram en økning fra prøvene tatt oppstrøms til de tatt nedstrøms. Gjennomsnitt for bly i filtrerte prøver i Ørbekken under andre runde var 0,247 µg/L, mens den var 0,101 µg/L for første og 0,165 µg/L for siste runde. Samme trend kan sees i Brøhaug og Labbelva. Det vil med andre ord si at med økt vannmengde som følge av store mengder nedbør, øker blykonsentrasjonen. Det kan skyldes atmosfærisk langtransport som er en av hovedkildene til bly (Steinnes, 1987). De høyeste konsentrasjonene av bly forekommer i de ufiltrerte prøvene, men det er den filtrerte fraksjonen som øker mest ved økt vannmengde. At bly viser høyere konsentrasjoner i de ufiltrerte prøvene er positivt med tanke på det biologiske liv.

Bly er et avtagende problem når det kommer til trafikk, og det kan virke som det ikke er spesielt fremtredende her. En undersøkelse har vist at andelen av partikulære konsentrasjoner av bly og sink økte om vinteren mens andre metaller (Cd, Co og Cu) forble ved en konstant andel. De høyere konsentrasjonene om vinteren, også i konsentrasjonene av oppløste tungmetaller, gir mulige giftige omstendigheter rundt snøsmelting (Bäckström et al., 2003). Som nevnt med kobber, kan vegsalting føre til økt mobilitet og utvasking også av bly. Disse skadene avtar med avstand fra vegen, men kan føre til økt konsentrasjon av tungmetaller i overflatevann (Damkjær and Persson, 2010). Det er sannsynlig at bly og sink overskrider kritiske verdier i sementprodukter, selv ved gjenbruk av disse (Van der Sloot, 2000). Bly kommer blant annet fra forbrenning av bensin og annet drivstoff i tillegg til noe fra dekkslitasje (Hjortenkrans et al., 2006). Konsentrasjonen av bly langs veg avtar med avstand fra vegen og med dybde på jordprofilen. Forurensningen har blitt sett i sammenheng med sammensetning av blant annet motorolje (Lagerwerff and Specht, 1970).

5.2.14 Svovel

Figur 29 viser endringene i svovelkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



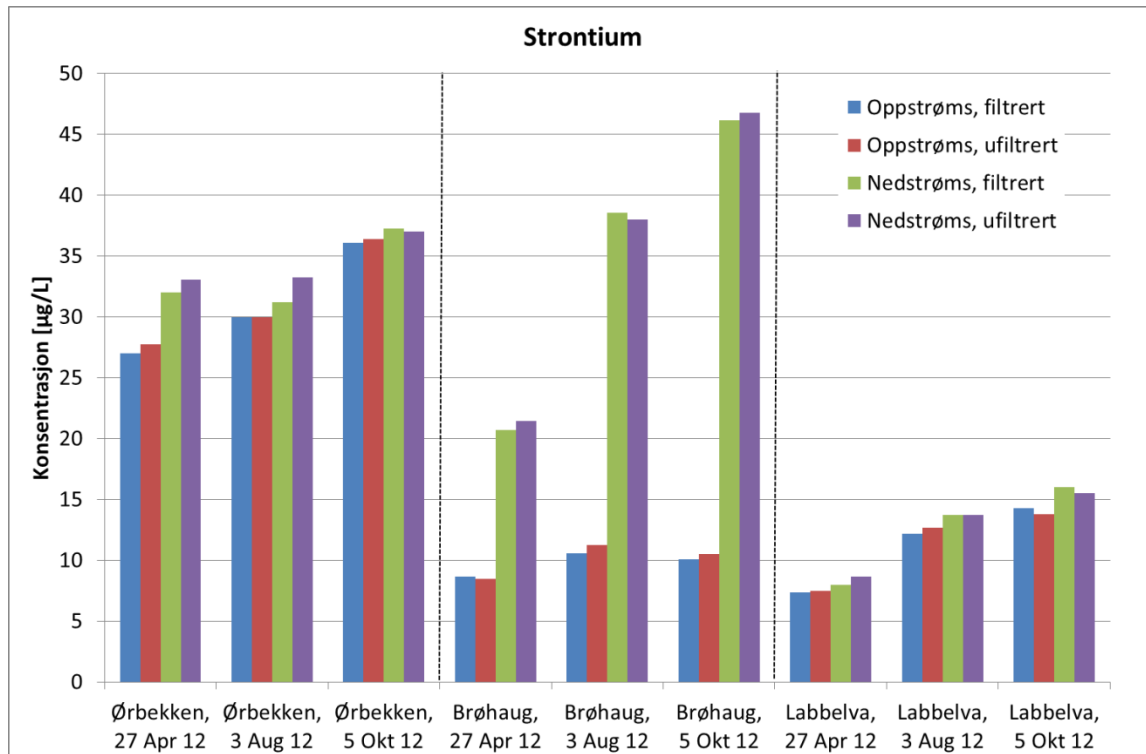
Figur 29: Endringer i svovelkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Svovel er et av grunnstoffene som viser tydelig økning fra oppstrøms til nedstrøms. For Brøhaug er denne forskjellen spesielt signifikant med en økning på 55 %, 134 % og 155 % for de ufiltrerte prøvene under henholdsvis første, andre og tredje prøverunde. Det er ingenting som tyder på at vannmengden under den andre prøverunden påvirker konsentrasjonen av svovel. Svovel viser en svak nedgang fra første til siste prøverunde når det gjelder prøvene tatt oppstrøms. Ørbekken er den bekken med høyest konsentrasjoner. Labbelva har forholdsvis lave konsentrasjoner av svovel, med små forskjeller både mellom filtrerte og ufiltrerte prøver samt mellom prøver tatt oppstrøms og nedstrøms. Svovel er et av grunnstoffene som blant annet kommer fra vegtrafikk og vegarbeid (Åstebøl et al., 2011). Det kan virke som om anleggsarbeidet er skyld i økningen nedstrøms i Brøhaug.

5.2.15 Strontium

Figur 30 viser endringene i strontiumkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 30: Endringer i strontiumkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

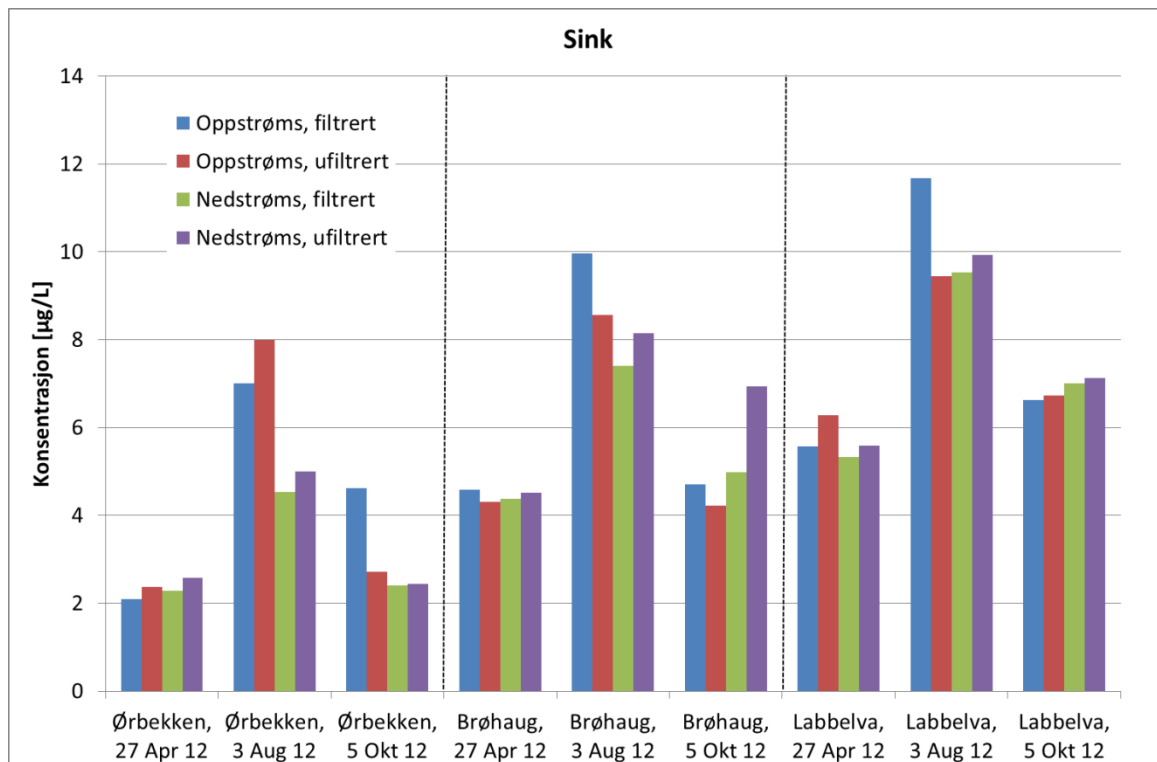
Figur 30 viser at konsentrasjonene av strontium er absolutt høyest i Ørbekken og lavest i Labbelva. Ørbekken og Labbelva har små forskjeller i strontiumkonsentrasjon mellom filtrert og ufiltrert og mellom oppstrøms og nedstrøms. Strontiumkonsentrasjonene er stort sett høyest nedstrøms, med størst differens mellom oppstrøms og nedstrøms i Brøhaug. De filtrerte prøvene i Brøhaug viser en økning på 139 %, 264 % og 358 % for henholdsvis første, andre og tredje prøveperiode. Strontiumkonsentrasjonene er omtrent like for både de filtrerte og ufiltrerte prøvene i Brøhaug. Det er ingenting som tyder på at strontium har noen sammenheng med vannmengde. Konsentrasjonene har en liten økning fra første til siste prøveperiode.

Strontiumkonsentrasjonene viser samme trend som kalsium og magnesium. Generelt har disse tre de høyeste konsentrasjonene i Ørbekken og de laveste i Labbelva. Det kommer også fram i beregning av tysk hardhetsgrad, se tabell 11. Ørbekken har høyere hardhet en Labbelva. I Brøhaug er det høyest konsentrasjoner nedstrøms for alle disse stoffene. Økningen fra oppstrøms til nedstrøms ligger på mellom 50-300 %. Det kommer også fram i beregningen av hardhet. Brøhaug har hardest vann nedstrøms. Hardheten øker fra oppstrøms til nedstrøms med mellom 116-250 %. De store forskjellene i konsentrasjoner fra oppstrøms til nedstrøms i Brøhaug kan for kalsium og magnesium skyldes støv og støvbinding. Det er uvisst om dette også påvirker strontiumkonsentrasjonen.

Strontium kan komme fra grunnvann som renner ut ved at boring/sprenging/åpning av fjell gjør det mulig for vannet å lekke ut i årer i fjellet. Det finnes mye strontium og barium i vann som har stått i fjellet. Det kan forklare de høye konsentrasjonene i Brøhaug, hvor det drives tunnel og dermed er en del sprengningsarbeid. I USA er det vist at innhold av strontium i naturlige vann ligger mellom 0,5-2,0 ppm. Unntak fra dette skyldes lokale geologiske betingelser. Strontium er generelt til stede i alt ferskvann, men ofte i spormengder (1,0 ppm eller mindre). Strontium er kjemisk likt kalsium, som finnes i langt større mengder, og har dermed vært problematisk å analysere. Strontium er viktig å ta hensyn til på grunn av dens radioaktive isotop, Sr-90 (Skougstadt and Horr, 1960).

5.2.16 Sink

Figur 31 viser endringene i sinkkonsentrasjon for filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i de tre elvene med anleggsarbeid. Figuren viser disse endringene for hver prøveperiode.



Figur 31: Endringer i sinkkonsentrasjon.

Endring over tid og forskjeller mellom filtrerte og ufiltrerte prøver tatt oppstrøms og nedstrøms i hver elv.

Under første prøverunde vises små forskjeller i de forskjellige målingene av sink. Det er lavest konsentrasjoner i Ørbekken og høyest konsentrasjoner i Labbelva. Andre prøverunde har de høyeste sinkkonsentrasjonene, slik at det kan være en sammenheng mellom sinkkonsentrasjon og vannmengde. Gjennomsnittet til sink under andre prøverunde i de filtrerte prøvene i Ørbekken var 5,77 µg/L, under første runde var den 2,19 µg/L og under siste runde var den 3,52 µg/L. Både filtrerte og ufiltrerte konsentrasjoner øker til den andre prøverunden, men det er faktisk den filtrerte fraksjonen oppstrøms som øker mest og også denne som har de høyest målte verdiene av sinkkonsentrasjon. Det kan skyldes oppvirvling av sedimenter. Det er funnet god korrelasjon mellom sinkkonsentrasjon og turbiditet for alle elver, hvor sinkkonsentrasjonen øker når turbiditeten øker. I tillegg kan det skyldes pH-endring, da det er funnet signifikant negativ korrelasjon mellom pH og sinkkonsentrasjon i Ørbekken og Labbelva.

For enkelte prøvepunkter er de ufiltrerte konsentrasjonene høyere enn de filtrerte, men like ofte er det omvendt. For alle prøvepunkter nedstrøms er det noe høyere konsentrasjon i de

ufiltrerte prøvene enn i de filtrerte. Det er en liten økning i konsentrasjonen av sink fra den første til den siste prøverunden i alle elvene. Generelt vises også en nedgang i konsentrasjonen fra oppstrøms til nedstrøms. Det kan fra naturens side være en del sink i disse elvene og konsentrasjonene er forholdsvis upåvirket av anleggsvirksomheten og trafikken. Det er forholdsvis overraskende, da sink er et av de viktigste metallene i forbindelse med vei og trafikk.

Kobber, nikkel og bly har en liten andel frie ioner, mens sink og kadmium har en større andel. Derfor forventes det høyere konsentrasjoner av sink enn kobber, nikkel og bly i de filtrerte prøvene. Det stemmer med resultatene ovenfor. Det er noe mer partikulært materiale den 3. august, som stemmer overens med den gode korrelasjonen mellom sinkkonsentrasjon og turbiditet. Avrenning fra lokal veg og overvann fra motorveg gir forhøyede verdier av sink (Engelsen et al., 2012). Sink kommer blant annet fra bildekk (European Commission, 2011), bremsing (Hjortenkrans et al., 2006), i tillegg til at det lekker en del sink ut fra berggrunn. Sink er ofte bundet med sulfider i berggrunnen og har relativt høy mulighet for lekkning, spesielt hvis stabile oksiderende forhold opprettholdes (Tossavainen and Forsberg, 1999). I tillegg kan det komme en del sink fra atmosfærisk langtransport (Steinnes, 1987). Som for blant annet kadmiumkonsentrasjon, avtar konsentrasjonen av sink langs veg med avstand fra vegen (Lagerwerff and Specht, 1970).

5.2.17 Oppsummering filtrerte og ufiltrerte prøver

Det bør til slutt nevnes at det stort sett ikke er snakk om spesielt høye konsentrasjoner av metaller i disse elvene, hvilket er gode nyheter for vannmiljøet. Det kommer også tydelig fram ved å se konsentrasjonene i sammenheng med Klifs tilstandsklasser, se avsnitt 5.9. Det kan også nevnes at når de filtrerte prøvene har høyere konsentrasjoner enn de ufiltrerte, kan det skyldes at de ufiltrerte prøvene gir et litt unøyaktig bilde av metallkonsentrasjonene. De ufiltrerte prøvene er avhengig av akkurat hva som kommer med i akkurat den prøven. I tabell 12 er det oppsummert hvilke elver som har en økning i konsentrasjoner fra oppstrøms til nedstrøms, hvilke som har nedgang og hvilke som ikke har noen spesiell trend.

Det er de metallene som har høyere konsentrasjoner nedstrøms enn oppstrøms som er mest interessante i denne sammenheng, da det kan sees i sammenheng med vegarbeidet som pågår i området. Det gjelder kobber, nikkel, svovel, strontium og spesielt i Brøhaug også kalsium, kadmium, krom, magnesium og bly. Bly virker som antatt å være et avtagende problem.

Resultatene peker ikke i retning av at det er generelt høyere konsentrasjoner nedstrøms under alle de tre periodene. Men veldig mange metaller viser en økning fra første til siste prøverunde. En mulig forklaring på det kan være at snøen har vasket ut og fortynnet vannet i området. Før siste prøverunde kan det virke som det rundt Brøhaug har foregått aktivitet som gir de jevnt over forhøyede konsentrasjonene i de ufiltrerte prøvene nedstrøms. Blant de tre diskuterte bekkene har Labbelva for mange stoffer de høyeste konsentrasjonene, både oppstrøms og nedstrøms.

Det kan være vanskelig å ta hensyn til miljø ved vegbygging i Norge, fordi vannstand med årstid er så varierende. Den planlagte tørre sommersesongen endte i denne sammenheng opp som regnesesong. Det vil si at avrenning er størst den perioden hvor den burde vært minst. Det er enkelte metaller som har tydelig høyere konsentrasjoner når det er mer vann, hvilket kan knyttes til avrenning fra veg og støv fra trafikk og anleggsvirksomhet, sedimenter og geologi.

Tabell 12: Konsentrasjonsendring fra oppstrøms til nedstrøms.

Oversikt over de metallkonsentrasjonene som generelt øker (+) og de som minker (-) i de filtrerte prøvene tatt nedstrøms i hver elv. Ingen spesiell trend (~).

	Al	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
Ørbekken nedstrøms	+	+	~	~	+	+	-	+	-	+	+	+	-
Brøhaug nedstrøms	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	+	-
Labbelva nedstrøms	+	+	~	-	+	+	-	+	-	+	-	+	~

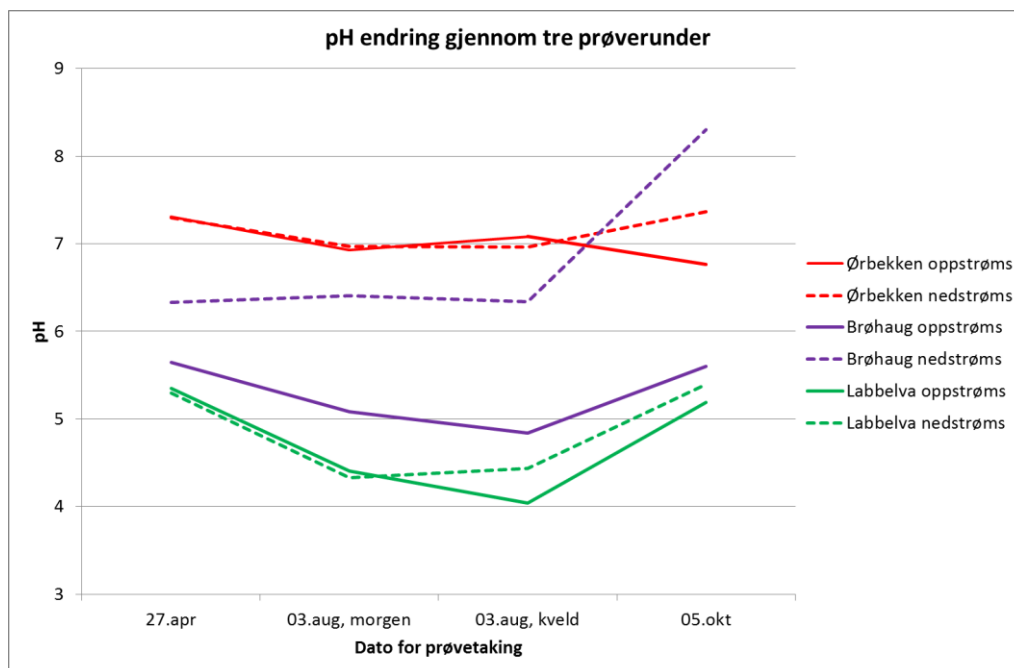
5.3 Standardparameterne

Resultatene fra analyse av standardparameterne vil presenteres i det følgende. pH vil presenteres først, deretter temperatur, ledningsevne, redokspotensial, og til slutt turbiditet. Av disse ble pH, temperatur og ledningsevne målt med et multimeter. Under siste prøverunde ble det benyttet et annet, men likt multimeter. Multimeteret var kalibrert på forhånd før hver prøvetakingsrunde, og det ble ikke utført noen videre kalibrering underveis i hver prøvetaking. Bekkene som analyseres i denne undersøkelsen er alle små, har forholdsvis liten

vannføring og god sirkulasjon på vannet. Det er derfor antatt at det er høy oksygenmetning i alle elver, og denne parameteren vil ikke vies mer oppmerksomhet utover dette.

5.3.1 pH

I figur 32 er pH plottet for hver prøveperiode, med stiplet linje for målingene nedstrøms i hver bekk. Den andre prøveperioden, 3. august, ble det målt pH både morgen og kveld, og begge disse målingene er tatt med i plottet.



Figur 32: Tidsplot over pH.

Figuren viser pH for hvert prøvepunkt gjennom alle tre prøveperioder. Morgen- og kveldsmålinger under den andre prøverunden.

Brøhaug og Labbelva har stort sett lavere pH på kvelden, mens Ørbekken har samme pH morgen og kveld nedstrøms, mens det er en liten økning oppstrøms. De klart høyeste pH-verdiene ble målt på høsten, mens de laveste ble målt på sommeren. Det var størst vannføring på sommeren. Det kan derfor virke som den kraftige vannføringen har ført med seg surt vann. Det er tidligere gjort undersøkelser som har vist klart lavest pH-verdier under regnesong, mulig på grunn av den fortynnende effekten av regnvann (Kar et al., 2008). I tillegg har granskog ganske sur vegetasjon. Spesielt rundt Labbelva er det granskog, som kan være en kilde til de lave pH-målingene. Det er også mulig at det har ligget vegetasjon på bakken

gjennom sommeren fordi det rundt Labbelva har det blitt fjernet en del skog. I Labbelva ble det målt pH ned mot 4, som kan føre til at salter løses opp.

Brøhaug har ganske store forskjeller på pH mellom oppstrøms og nedstrøms, men den 5. august er denne forskjellen spesielt stor. Det drives tunnel ved utløpet til Brøhaug, og vannet som ledes ut ved Brøhaug og videre ut i Mjøsa går gjennom renseanlegg på Brøhaug. Det tilsettes syre i utslippene fra tunnelbygging, men det kan tyde på at det her ikke tilsettes nok. De to andre bekkene har forholdsvis like pH-verdier oppstrøms og nedstrøms, men det er verdt å merke seg at den 5. oktober er det størst forskjeller og dette er også den prøverunden hvor det var mest anleggsaktivitet rundt alle bekkene. Denne prøverunden er også alle pH-verdiene høyest nedstrøms i hver elv. Det kan altså tyde på at anleggsdriften påvirker pH ved å gjøre vannet mindre surt. Rundt Brøhaug er det sannsynlig at det er betongrester fra injeksjon på stoffene i tunnelen og støv fra sprengninger som gir forskjellene i pH (Mikkelsen, 2013a). Sprengningene kan også føre til at noe fjellvann og eventuelt grunnvann lekker ut, selv om det er tiltak for at disse utslippene skal bli så små som mulig. Alkalisk berggrunn som løses opp vil kunne øke pH ved avrenning, og er en mulig kilde til at pH øker til siste prøverunde. Endringen som skjer ser ut til å være naturlig i Labbelva, men ikke naturlig i Brøhaug.

De to første feilkildene ved pH-målinger kan i utgangspunktet utelukkes fra systemene som er under analyse her, da pH ligger på ca. 6-8. Glasselektroden er tilstrekkelig sensitiv og spesifikk for målinger direkte i naturlige vann, men ingen elektrode er fullstendig selektiv, da andre ioner lik det som skal analyseres kan påvirke elektroderesponsen (Stumm and Morgan, 1996:498). For de aktuelle elvene er det den fjerde feilen i pH-målinger som er viktigst å passe på, da enkelte av elvene har lav ionestyrke. Formel (2) viser at det blir surere ved binding av metallet, da det frigjør H^+ -ioner. Det vil si at tidsplotet for pH bør følge omtrent samme trend som tidsplotet for ledningsevne, hvilket stemmer ved å sammenlikne figur 32 med figur 34. Det bør også bety at kadmium- og blykonsentrasjonen burde minke når pH minker. pH minker fra første til andre prøverunde, for deretter å øke igjen. Det burde bety at kadmium- og blykonsentrasjonen også skal gå ned til andre prøverunde, for så å øke igjen til tredje prøverunde. Ved å sammenlikne med figur 20 stemmer ikke dette for kadmium, da den høyeste konsentrasjonen av kadmium for alle elver er under den andre prøverunden. Det vil si at kadmiumkonsentrasjonen sannsynligvis er mer påvirket av vannmengde enn av pH. Ved å sammenlikne med figur 28 stemmer ikke dette for bly heller, da bly viser samme trend som

kadmium. Økt vannmengde gir ofte økt turbiditet. Ved å se på figur 36 kommer det fram at det er tilfellet også her. Økt turbiditet betyr mer partikulært materiale som øker muligheten for økt adsorpsjon på grunn av flere sorpsjonssteder. Det er tidligere poengtert at adsorpsjon øker med økende pH. Multimometeret er kalibrert før hver prøverunde, for å minimere omfanget av den siste feilkilden.

I figur 32 kommer det fram at Labbelva har relativt lav pH under den andre prøverunden. Labbelva har generelt lav pH, men under den andre prøverunden er pH registrert helt ned mot 4. Det er funnet relativt god negativ korrelasjon ($R^2 = 0,7$), se tabell 17 i avsnitt 5.8, mellom DOC og pH i Labbelva, men ikke i de andre elvene. Det vil si at med minkende pH øker mengde DOC. Ved økende mengde DOC i Labbelva går altså pH ned. Labbelva har brunt vann og delvis jordbunn. I tillegg er det fjernet en del skog i området rundt Labbelva, som gjør det sannsynlig at det ligger hugget vegetasjon i området. Det kan forklare at det er vist lavere pH her enn i de andre elvene. Hvis pH-målingene for alle elvene settes i sammenheng med Klif sine tilstandsklasser for pH, tabell 13, kommer betydningen av lav pH tydeligere fram.

Tabell 13: pH i sammenheng med grenseverdier.

Oversikt over pH i prøveelvene i sammenheng med Klif sine grenseverdier for pH i elver. Blå er referanseverdi, gul er god/middels, oransje er middels/dårlig og rød er dårlig/svært dårlig. Det er her tatt utgangspunkt i kalkfattig, humøst vann i høyderegion skog.

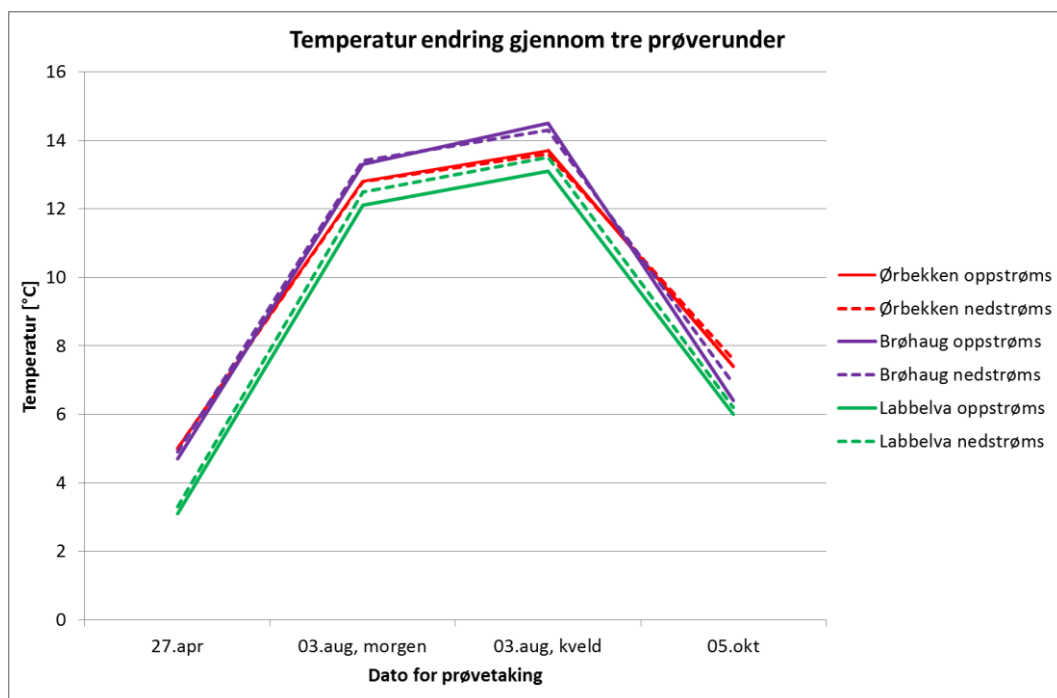
Lokalitet	27.apr	03.aug, morgen	03.aug, kveld	05.okt
Ørbekken oppstrøms	7,31	6,93	7,08	6,76
Ørbekken nedstrøms	7,29	6,97	6,96	7,36
Brøhaug oppstrøms	5,65	5,08	4,84	5,60
Brøhaug nedstrøms	6,33	6,41	6,34	8,30
Labbelva oppstrøms	5,35	4,41	4,04	5,19
Labbelva nedstrøms	5,30	4,33	4,44	5,40

Labbelva har som sagt relativt lav pH, men det kan ikke hevdes at dette har sammenheng med anleggsarbeidet siden pH har vært lav gjennom alle prøveperioder både oppstrøms og nedstrøms. Forsuring av et vannsystem vil gi høyere konsentrasjon av løste metallioner, og dermed høyere toksisitet (Stumm and Morgan, 1996:543). Det er derfor viktig at det holdes kontroll med pH. Brøhaug har høyere pH nedstrøms for alle målinger, som nevnt ovenfor, og ut i fra denne tabellen kan det virke som verdiene er sunnere for vannsystemet nedstrøms. Det

er uansett veldig stor endring fra oppstrøms til nedstrøms under den siste prøverunden, hvilket kan antyde at det er påvirkning her fra anleggsarbeidet i området. Komplekseringen av uorganiske ligander holder konsentrasjonen av frie metallioner på lave nivåer i pH-området rundt 8. Dette gjelder bly, kobber, kvikksølv og fullt hydrolyserte ioner som aluminium(III) og jern(III). I de aktuelle elvene her er pH stort sett lavere enn 8, men som tabell 13 viser, virker Ørbekken å være den sunneste elven når det gjelder pH.

5.3.2 Temperatur

Forandringer i temperaturen i elvene er presentert i figur 33.



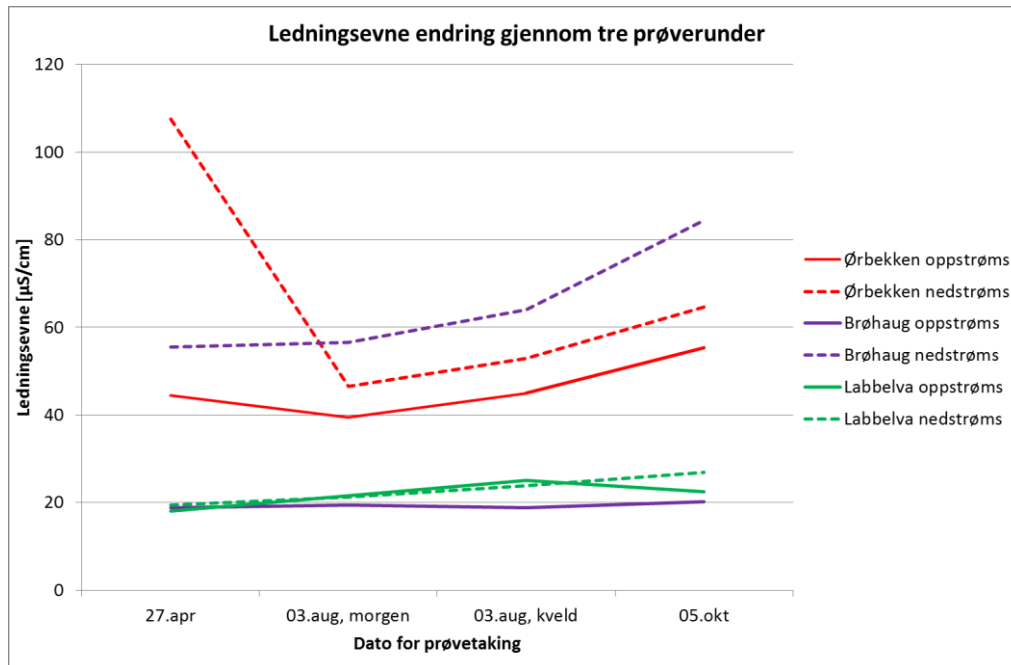
Figur 33: Tidsplot for temperatur.

Figuren viser endringer i temperatur gjennom alle prøverunder. Morgen- og kveldsmålinger under den andre prøverunden.

Temperaturplottet i figur 33 viser ingen overraskelser, med høyest temperatur i vannet under andre prøvetaking, altså på sommeren og lavest i april. Det er også høyere temperatur i vannet på kvelden enn om morgenen. Endringene skjer forholdsvis likt for alle bekkene og det er ingen store forskjeller på temperaturen i vannet oppstrøms og nedstrøms. Det var heller ikke ventet forskjeller på temperaturen fra oppstrøms til nedstrøms.

5.3.3 Ledningsevne

Figur 34 viser endringen i ledningsevne mellom hver prøverunde. Ledningsevnen er veldig forskjellig i norske vannsystemer (Mikkelsen, 2013b).



Figur 34: Tidsplot for ledningsevne.

Figuren viser forandringer i ledningsevne gjennom de tre prøveperiodene. Morgen- og kveldsmålinger under den andre prøverunden.

Den første prøverunden er det stor forskjell i ledningsevnen oppstrøms og nedstrøms i Ørbekken, med høyere verdi nedstrøms. Det kan skyldes at det foregår en avrenning til elvene, altså en økt forurensning nedstrøms. Det er under første prøverunde funnet forhøyede konsentrasjoner av kalsium, magnesium, kobber og nikkell i prøvene tatt nedstrøms. I tillegg er det funnet litt forhøyede konsentrasjoner av aluminium, kadmium, bly, svovel og strontium. Se figurer i avsnitt 5.2.

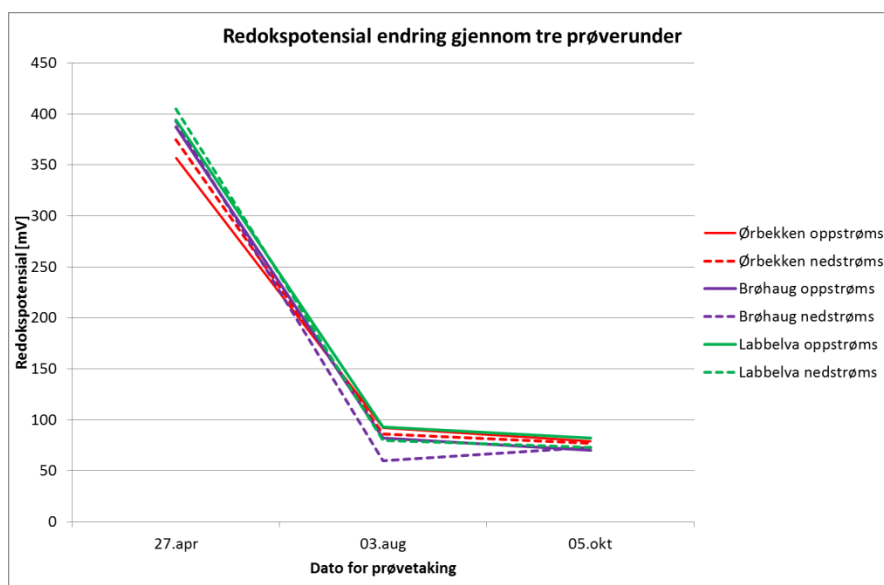
Brøhaug har også klart høyere ledningsevne nedstrøms enn oppstrøms, mens Labbelva har omtrent like verdier oppstrøms som nedstrøms. Labbelva viser ingen store forskjeller i de påfølgende prøverundene heller, men en liten, jevn økning fra første til siste runde kan sees. Det skyldes sannsynligvis økningen i temperatur, selv om det med dette argumentet burde vært høyest ledningsevne på sommeren. Brøhaug og Ørbekken har de laveste verdiene på morgenen under andre prøverunde, og økning til kveldsmålingen samt økning til siste

prøverunde. De har begge de høyeste målingene nedstrøms for alle prøverunder, men i Brøhaug er denne forskjellen stor for alle prøverunder. Det er sannsynlig at det forekommer avrenning til Brøhaug. Oppstrøms i Brøhaug er det nesten ingen endring gjennom de tre rundene med prøver, mens nedstrøms øker ledningsevnen betraktelig til både andre og tredje prøverunde.

Det burde vært høyest ledningsevne under den andre prøverunden da vannet var på sitt varmeste, fordi høyere temperatur fører til større diffusjon i vannet og økning i mobiliteten slik at ledningsevnen går opp. I Brøhaug skyldes sannsynligvis dette avviket en forurensningskilde, spesielt siden det er så stor forskjell på målingene tatt oppstrøms og de tatt nedstrøms. Det kan se ut som om også Ørbekken utsettes for avrenning som fører til den høye ledningsevnen, spesielt under den første prøverunden. Den lave ledningsevnen på sommeren skyldes nok mengden nedbør. Konsentrasjonen av oppløste metaller i et elvesystem går ned som følge av mye nedbør, på grunn av nedbørens fortynnende effekt. Med andre ord avhenger metallkonsentrasjonen sterkt av vannstrømmen, og er negativt korrelert med denne. Det vil si at ledningsevnen burde gå ned som følge av mye nedbør.

5.3.4 Redokspotensial

Redokspotensialet er plottet for de tre prøverundene og presenteres i figur 35.



Figur 35: Tidsplot for redokspotensial.

Forandringer i redokspotensial gjennom de tre prøveperiodene. Redokspotensialet ble kun målt på morgenen under den andre prøverunden.

For redokspotensialet gjelder samme trenden for alle bekkene, med høyeste verdi den første prøverunden like etter snøsmelting, mye lavere verdi andre prøverunde og forholdsvis uendret fra andre til siste prøverunde. De aktuelle bekkene er oksygenrike vannsystemer og som forventet er det oksiderende forhold i alle elver, men redokspotensialet er lavere enn forventet under andre og siste prøverunde. Det ville vært sannsynlig med et redokspotensial mellom 100-400 mV i disse vannsystemene (Hem, 1978), hvilket ikke er tilfellet for de to siste prøverundene. De uventede resultatene kan skyldes feil i målinger, enten menneskelige feil eller feil på utstyret. Differensen på omkring 300 mV mellom første og andre prøverunde kan forklares med at det kan ha blitt målt på absolutt i stedet for relativt redokspotensial, med en differens på 267 mV. Tilsvarende feil kan også gjelde tredje prøverunde. Det er likevel lite trolig, da det ble fokusert på nettopp dette i felt. Det ble benyttet forholdsvis rimelig måleutstyr, og redokspotensial er vanskelig å måle. Det er sannsynlig at redokspotensialet går ned som det kommer fram i figur 35, men det er ikke sikkert det går ned så mye som figuren viser. Det er døgnvariasjoner i redokspotensialet i en elv, men alle målingene ble foretatt på omtrent samme tidspunkt, mellom klokken 09.00 og 11.30. Redoksreaksjoner er langsomme reaksjoner og kan på den måten være vanskelige å måle. I tillegg krever de at det er likevekt ved elektrodene samt likevekt mellom de forskjellige redoksparene i løsningen, her elvevannet (Stumm and Morgan, 1996:491-498).

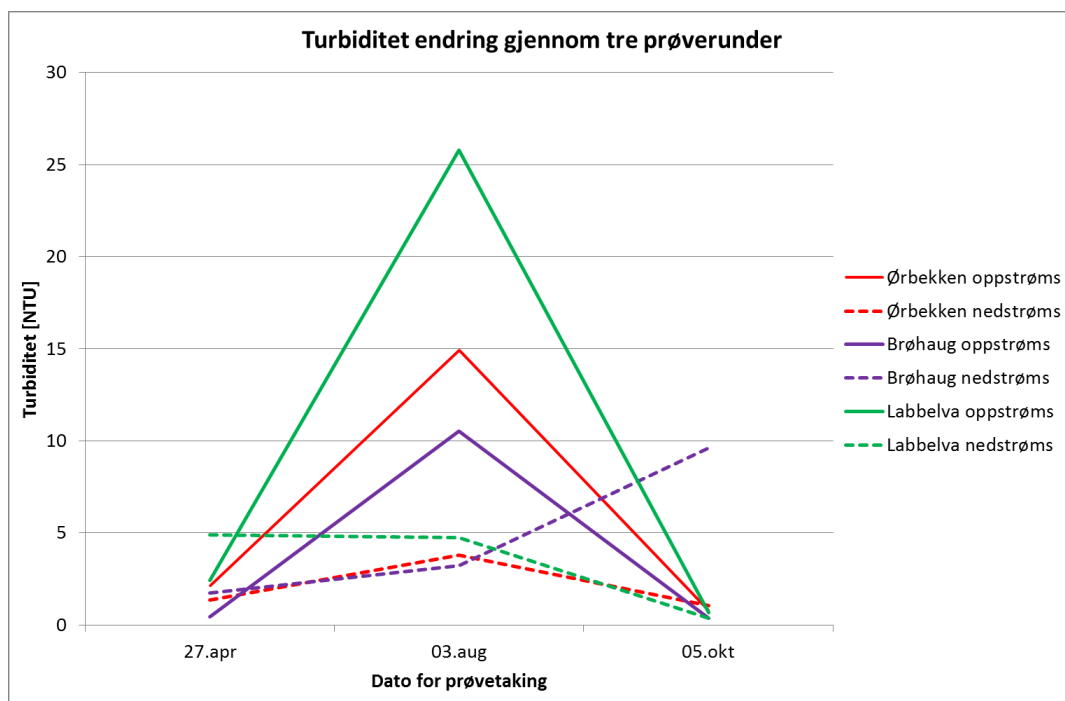
Ved reduserende forhold vil det kunne foregå en utvasking av blant annet metaller i vannet. Under oksiderende forhold foreligger metallene i mindre giftige former enn hva de gjør under reduserende forhold. I naturlige vann er det karbon, nitrogen, oksygen, svovel, jern og mangan som kvantitativt dominerer redokskjemien (Stumm and Morgan, 1996:464), hvorav de to sistnevnte er viktige i denne sammenheng. Korrelasjonsplot for redokspotensial mot jern og mangan er presentert i avsnitt 5.8.

I bekkene som omtales her er det oksiderende forhold, men det viser seg at redokspotensialet minker kraftig fra første til de to siste prøverundene. I Ørbekken og Brøhaug ligger pH rundt forventet område, mens i Labbelva er pH lav. Det vil si at mangan og jern sannsynligvis foreligger som de faste stoffene MnO_2 og $Fe(OH)_3$ eller $FeOOH$ under første prøverunde, men reduseres til frie ioner før de to siste prøverundene, se figur 11 og 12. På de faste (hydr)oksidene kan det være bundet forskjellige typer grunnstoffer. Disse frigjøres når metallene reduseres til frie ioner. Ved reduserende forhold vil også MnO_x kunne oksidere $As(III)$ til $As(IV)$ og i tillegg frigjøre Co^{2+} , Co^{3+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Ni^{3+} og Pb^{2+} . I Labbelva er det

lavere pH, hvilket betyr at det er mulig jern og mangan foreligger som frie ioner under alle prøverundene.

5.3.5 Turbiditet

Turbiditet ble her målt med et elektronisk turbidimeter WTW Turb 350 IR, som i området 0-500 NTU måler med en nøyaktighet på $\pm 2\%$ av den målte verdien eller \pm siste desimal (WTW, 2003). Det er i denne sammenhengen forventet høyere turbiditet i prøvene tatt nedstrøms, siden disse sannsynligvis har påvirkning fra oppvirvling i forbindelse med vegarbeidet. Det er også forventet generelt lav turbiditet, da elvene er små og utsatt for antropogen påvirkning. Det ble målt turbiditet tilsvarende redokspotensial, altså med kun en måling under den andre prøverunden. Resultatene fra disse målingene presenteres i figur 36.



Figur 36: Tidsplot for turbiditet.

Forandringer i turbiditet gjennom de tre prøveperiodene. Turbiditeten ble kun målt på morgenen under den andre prøverunden.

De tre høyeste målingene av turbiditet er foretatt oppstrøms under andre prøverunde, altså på sommeren og med mye vann. Det kan skyldes økt oppvirvling på grunn av økt vannmengde og dermed økt turbiditet. Det er kun målingen nedstrøms i Brøhaug som øker fra andre til tredje prøverunde, alle de andre målingene går da ned. Som sett tidligere skiller målingene tatt nedstrøms i Brøhaug seg ofte ut. Det er sannsynlig at det er økt oppvirvling på grunn av arbeidet i dette området. Bortsett fra prøvene tatt oppstrøms under den andre prøverunden er

det som forventet målt lav turbiditet. Det er derimot ikke som forventet med lavere målinger nedstrøms enn oppstrøms. Det er kun Brøhaug som ser ut til å bli påvirket av vegarbeidet under siste prøverunde, med økt turbiditet nedstrøms.

Store deler av kadmium, kobber, bly og sink foreligger adsorbent på partikler i store og forholdsvis uforurensede elver. I mindre elver under antropogen metallforurensing kan det ventes lav turbiditet og større andel oppløste metallioner (Stumm and Morgan, 1996:655). Høy turbiditet vil si at det foreligger mye partikulært materiale og kan blant annet absorbere UV-lys og dermed føre til dårlig lysintensitet. Korrelasjonsplot av turbiditet sett i sammenheng med DOC er i avsnitt 5.8. Vanligvis er det høyere konsentrasjoner av spormetaller i fast fase og på overflater enn i vannfase.

5.4 DOC

Tabell 14 viser resultatene med standardavvik av analysene av oppløst organisk karbon.

Tabell 14: DOC-resultater.

Resultatene av analyse av oppløst organisk karbon, DOC, med standardavvik. Alle konsentrasjoner er gitt i parts per million carbon (ppmC).

Lokalitet	Dato	Konsentrasjon [ppmC]	Standardavvik [ppmC]
Ørbekken oppstrøms	27.04.2012	11,16	0,2159
Ørbekken nedstrøms	27.04.2012	11,41	0,2084
Brøhaug oppstrøms	27.04.2012	14,04	0,3817
Brøhaug nedstrøms	27.04.2012	13,36	0,0053
Labbelva oppstrøms	27.04.2012	15,24	0,1426
Labbelva nedstrøms	27.04.2012	15,37	0,3259
Ørbekken oppstrøms	03.08.2012	19,94	0,4135
Ørbekken nedstrøms	03.08.2012	19,89	0,2366
Brøhaug oppstrøms	03.08.2012	22,49	0,0398
Brøhaug nedstrøms	03.08.2012	20,92	0,4660
Labbelva oppstrøms	03.08.2012	28,54	0,0216
Labbelva nedstrøms	03.08.2012	29,31	0,2098
Ørbekken oppstrøms	05.10.2012	13,66	0,5393
Ørbekken nedstrøms	05.10.2012	14,48	0,4385
Brøhaug oppstrøms	05.10.2012	16,99	0,1708
Brøhaug nedstrøms	05.10.2012	16,82	0,5553
Labbelva oppstrøms	05.10.2012	23,35	0,7067
Labbelva nedstrøms	05.10.2012	22,66	0,1090

Prøvene med DOC ble analysert litt sent og sto flere uker i kjøleskap før analyse. Det gjelder spesielt prøvene fra siste prøverunde, der prøvene tatt i oktober ble analysert i mars. Ved lang lagringstid på prøvene, øker faren for kontaminering. DOC kan orientere til partikulær fase og er derfor korrelert med turbiditet, se avsnitt 5.8.

Metaller bundet til ligander i oppløst form har lang oppholdstid i vann og kan transporteres over store avstander i elver (Sigg et al., 2000). Det kan med andre ord forventes en negativ korrelasjon mellom DOC og konsentrasjonen av enkelte metaller. I tillegg kan det forventes en negativ korrelasjon mellom hardhet i vann og DOC siden DOC binder blant annet Ca^{2+} . En høy konsentrasjon av kalsium og magnesium gagnar ikke stabiliteten til kolloidene og vil trolig favorisere en rask fjerning av kolloider fra vannkolonnen. I vann som har lave konsentrasjoner av kalsium og magnesium vil det ofte være humussubstanser (Stumm and Morgan, 1996:923).

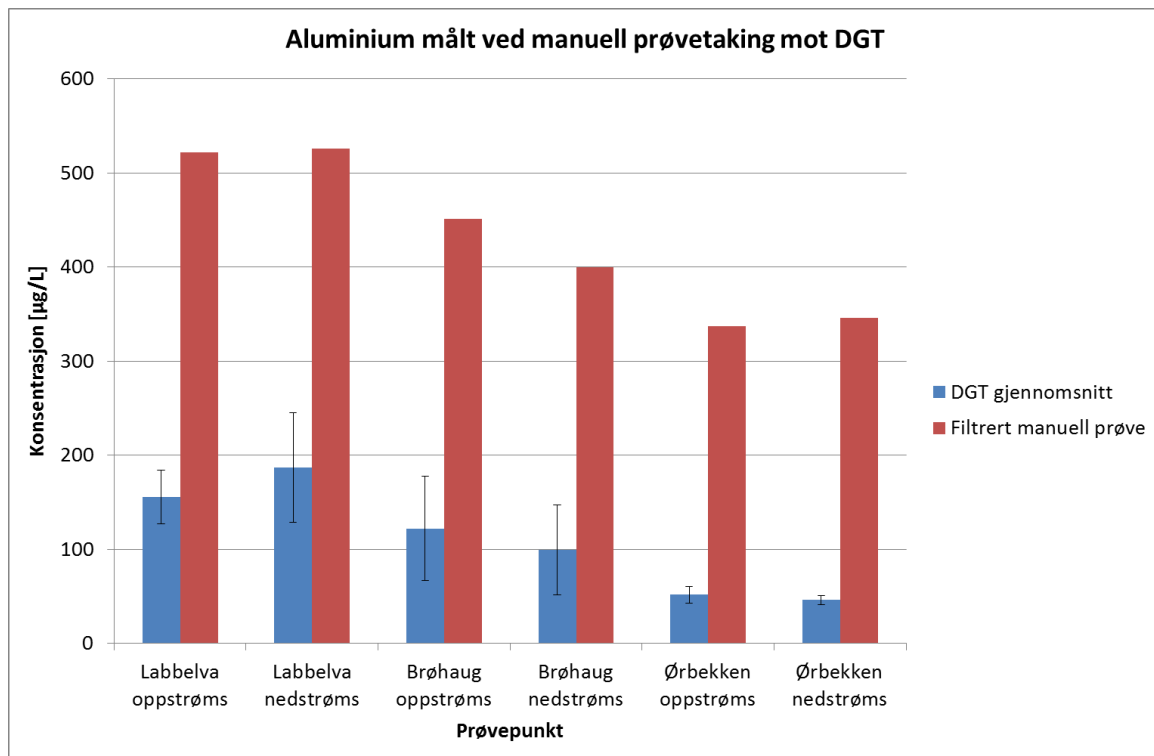
Høy hardhet og høyt innhold av DOC reduserer giftigheten til divalente kationer. Den mest effektive parameteren for å redusere kobbertoksisiteten er DOC, antakelig fordi DOC sørger for kompleksering og dermed redusert kobbertilgjengelighet. Det er tidligere funnet at jern og aluminium bindes sterkt til humusforbindelser, magnesium bindes svakt. Nikkel, bly, kalsium og sink bindes med middels styrke. Signifikante mengder jern, aluminium og kobber i elvevann er funnet i humuskomplekser, mens mindre enn 15 % nikkell, kobolt og sink er i komplekser med humusforbindelser. Det stemmer bra i forhold til hva som er funnet på filterprøvene i figur 47-52, hvor jern og aluminium dominerer. I avsnitt 5.8 er det tabell over korrelasjon mellom DOC og enkelte metaller. At andelen magnesium er så mye større enn nikkell og bly i sektordiagrammene, skyldes sannsynligvis kun at det er mye større konsentrasjoner av magnesium enn det er av bly og nikkell. Det betyr ikke nødvendigvis at magnesium binder sterkere til humusforbindelser enn de to. Det er funnet god positiv korrelasjon mellom DOC og aluminium, arsen, kobber, jern, mangan og sink i alle elver i denne analysen. Det vil si at det ikke er funnet at økende DOC gir nedgang i divalente kationer.

5.5 DGT

Resultatene fra DGT-analysene presenteres i figurer sammen med de filtrerte prøvene tatt på samme sted. Det ble plassert ut tre DGTer på hvert sted, kun to er gyldige fra Brøhaug oppstrøms, den tredje lå helt tørt. Det er beregnet et gjennomsnitt på de DGTene som ble satt

ut hvert sted. Resultatene per DGT skiller seg mye fra hverandre, men tre paralleller er ikke tilstrekkelig til å kunne utelukke noen av prøvene. Resultatene fra DGT-beregningene finnes i vedlegg A. I tillegg viser vedlegg A et eksempel på beregning av metallkonsentrasjon fra DGT-analyse. Figur 37 til 46 viser altså en sammenlikning av DGT-prøver og manuelle filtrerte prøver for hvert enkelt metall i hver elv, både oppstrøms og nedstrøms. DGT ble kun benyttet under andre prøverunde, den 3. august. Begge analysemetodene ble gjennomført med ICP-MS.

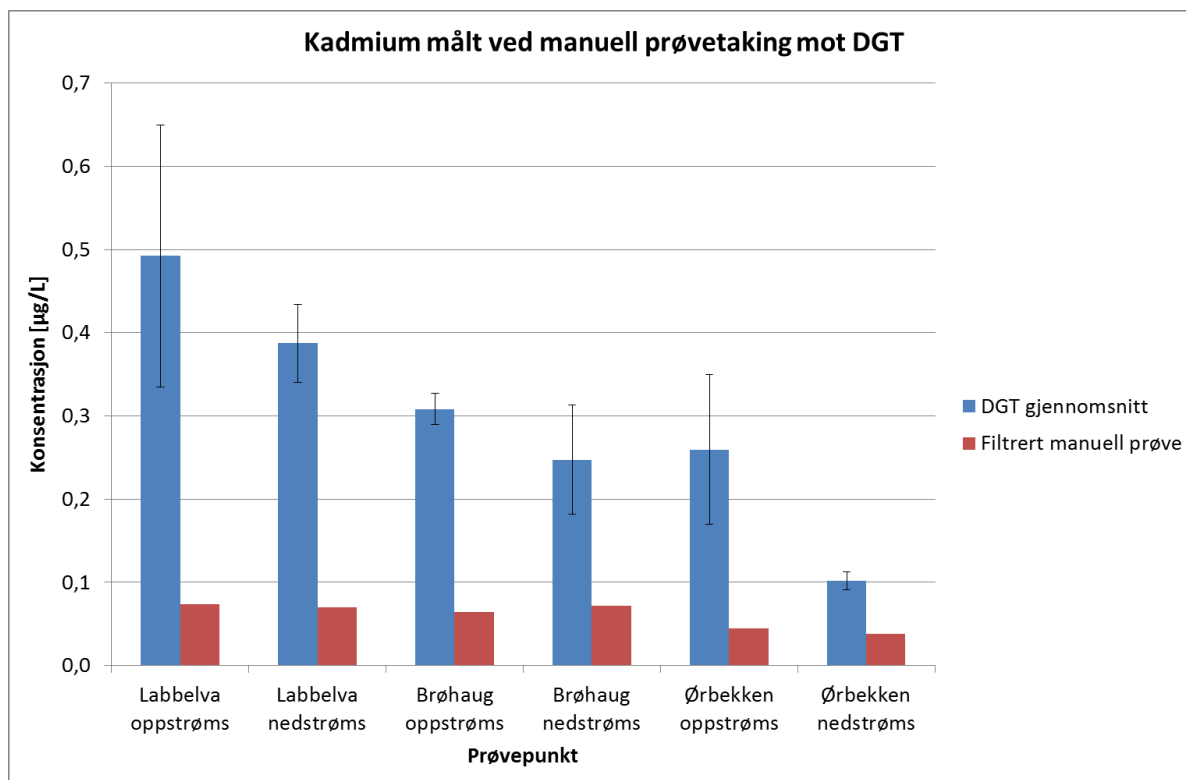
I plotene er det ingen tydelig overordnet trend, men for hvert metall gjelder stort sett at enten er DGT målingene høyest eller så er de manuelle målingene høyest. Det er kun kobolt, kobber og nikkel som ikke følger denne trenden heller. Det er viktig å huske på at DGT gir en snittkonsentrasjon gjennom nesten et halvt døgn, mens de manuelle filtrerte prøvene gir et øyeblikksbilde av konsentrasjonene. Hver DGT lå ute i vannet i minst åtte timer. I tråd med Røyset (2005a) sine anbefalinger, er det i målingene som er utført her korrigert for midlere temperatur for å oppnå presise og nøyaktige målinger. Det vil først presenteres plot av hvert metall analysert med DGT, deretter vil det diskuteres generelt om plotene. Feilfeltene på DGT-søylene i figur 37 til 46 er standardavvik av de tre DGT-målingene som ble utført på hvert sted. Merk at oppstrøms i Brøhaug ble det kun hentet opp to paralleller. Figur 37 viser analysene av aluminium, hvor de manuelle prøvene viser en langt høyere konsentrasjon enn DGT-analysene.



Figur 37: DGT og manuelle prøver for aluminium.

DGT-beregningene med standardavvik for aluminium plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

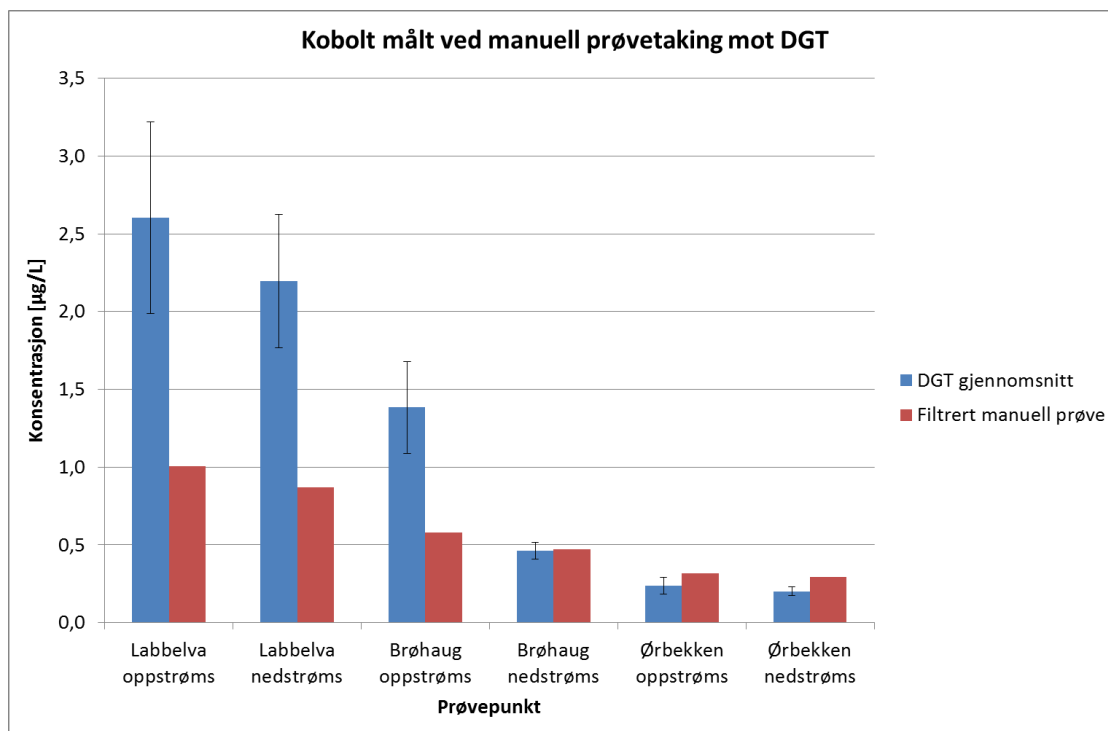
Resultatet for kadmium er vist i figur 38. Kadmium viser stikk motsatt trend av aluminium. DGT-analysene viser høyere konsentrasjoner enn de manuelle prøvene.



Figur 38: DGT og manuelle prøver for kadmium.

DGT-beregningene med standardavvik for kadmium plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

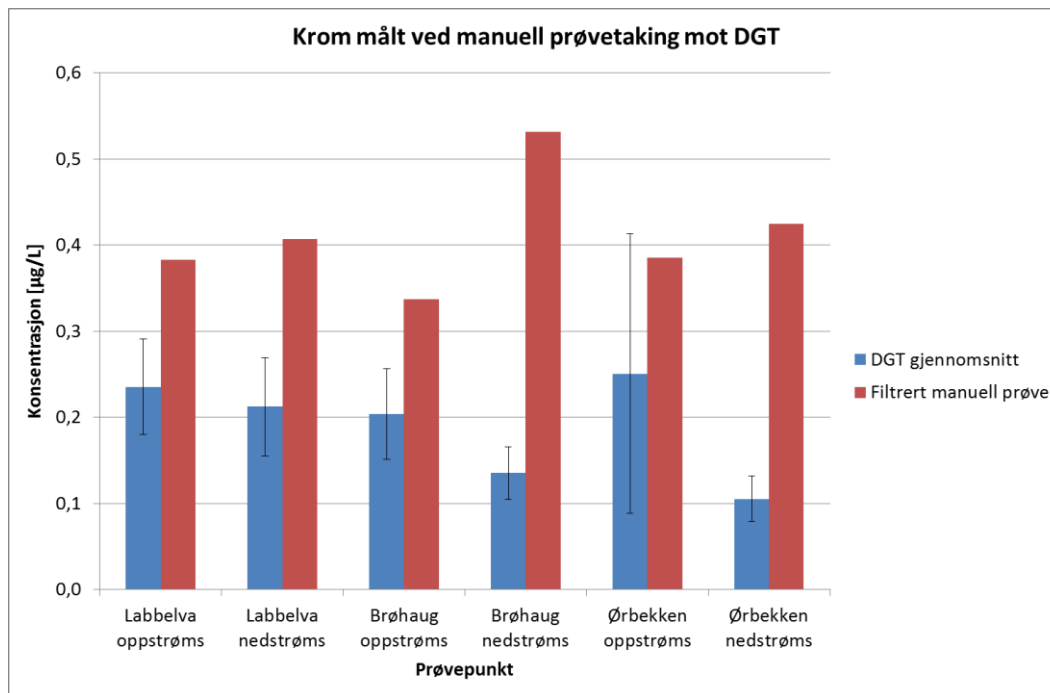
Figur 39 viser resultatene for kobolt. DGT-analysene viser mye høyere konsentrasjoner i Labbelva og oppstrøms i Brøhaug, mens de to analysemetodene ellers viser ganske like resultater.



Figur 39: DGT og manuelle prøver for kobolt.

DGT-beregningene med standardavvik for kobolt plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

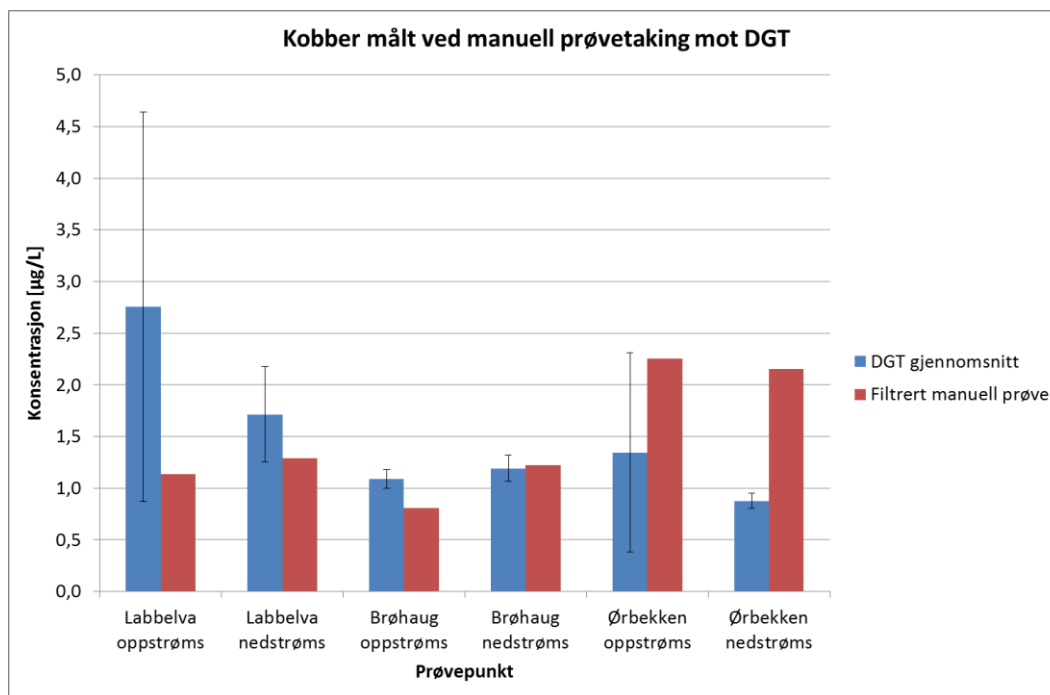
Krom viser samme tendens som aluminium, med høyere konsentrasjoner målt i de manuelle prøvene. Dette vises i figur 40.



Figur 40: DGT og manuelle prøver for krom.

DGT-beregningene med standardavvik for krom plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

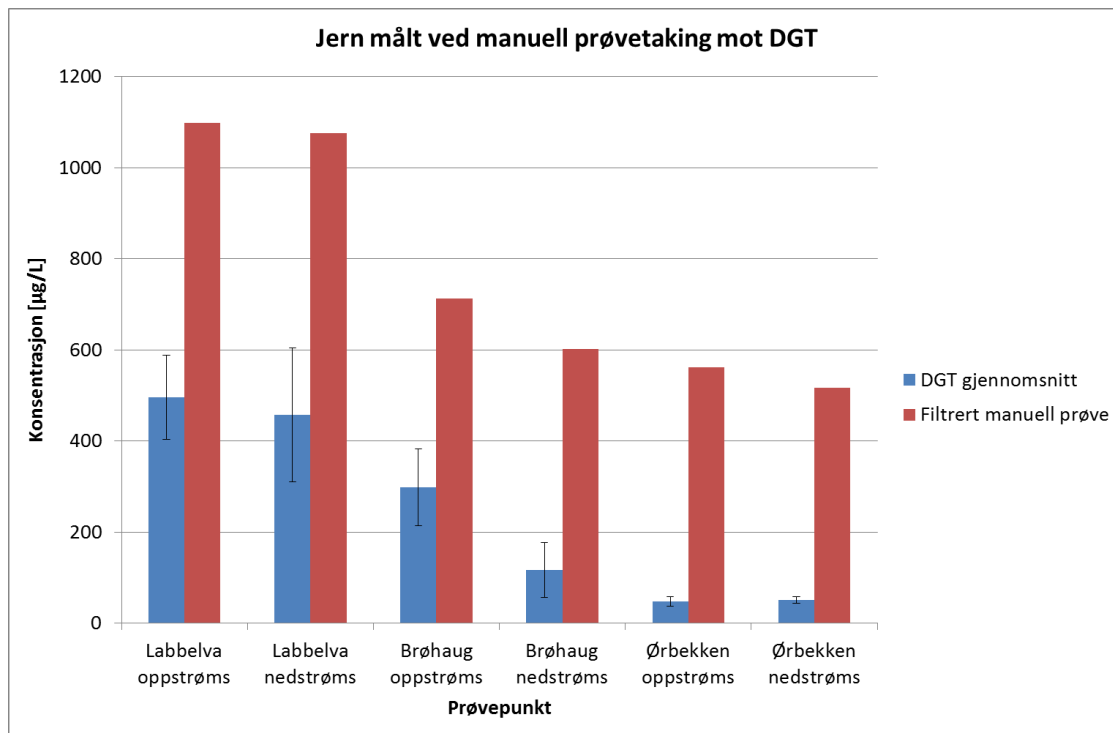
I figur 41 vises resultatene for kobber. Kobber har samme trend som kobolt, med høyere konsentrasjon målt med DGT i Labbelva og oppstrøms i Brøhaug, mens det er motsatt for de tre siste prøvepunktene. For kobber er det også ganske store forskjeller mellom DGT-målingene og de manuelle i Ørbekken, hvor de manuelle prøvene viser en langt høyere konsentrasjon enn DGT.



Figur 41: DGT og manuelle prøver for kobber.

DGT-beregningene med standardavvik for kobber plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

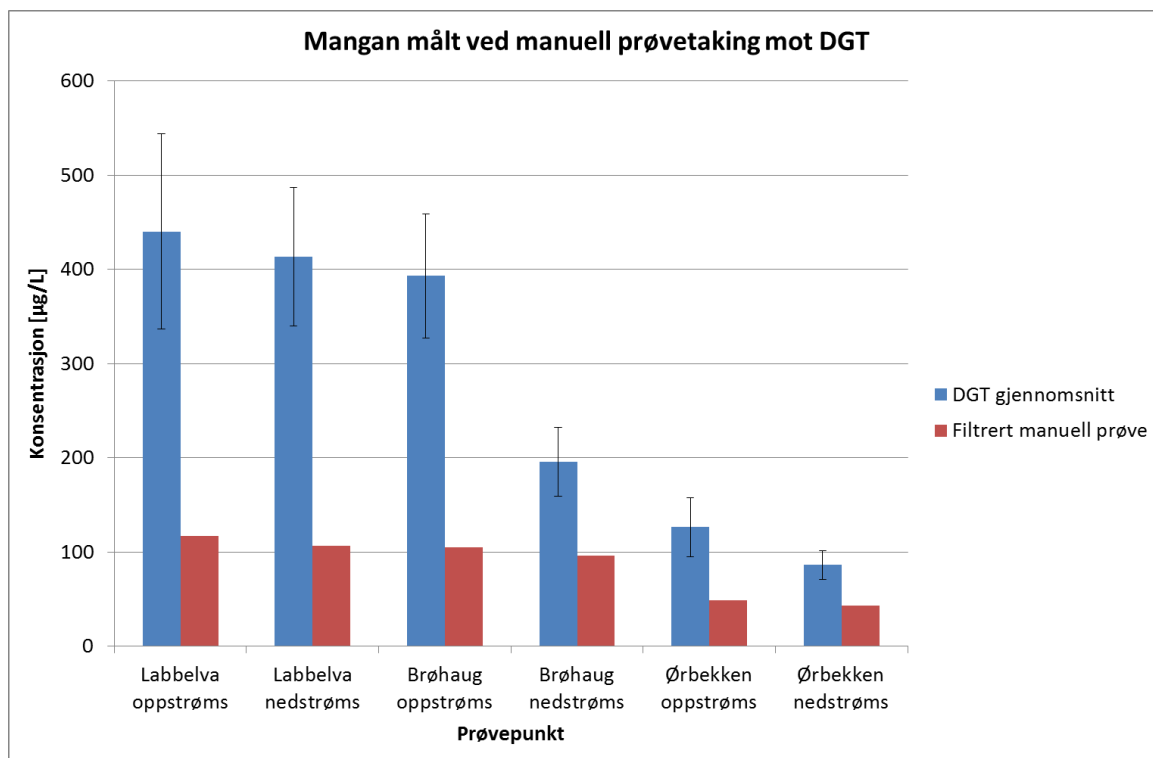
I figur 42 er resultatene for jern presentert. Jern viser samme trend som aluminium og krom, med de høyeste målingene tatt med manuelle prøver.



Figur 42: DGT og manuelle prøver for jern.

DGT-beregningene med standardavvik for jern plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

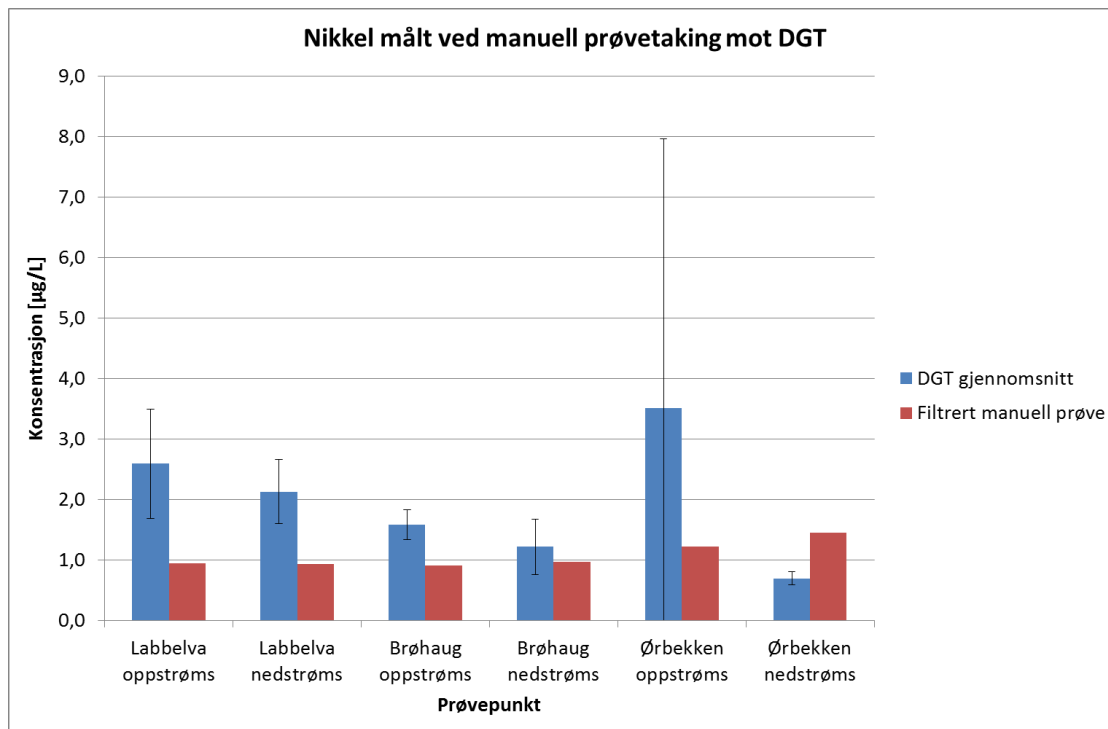
I figur 43 presenteres resultatene for mangan som viser samme trend som kadmium, med de høyeste målingene tatt med DGT. Det gjelder også for begge disse metallene at de største forskjellene finnes på de tre første prøvestedene, altså oppstrøms og nedstrøms i Labbelva samt oppstrøms i Brøhaug. Det er en gjenganger også her at det er Brøhaug som har de største forskjellene mellom oppstrøms og nedstrøms.



Figur 43: DGT og manuelle prøver for mangan.

DGT-beregningene med standardavvik for mangan plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

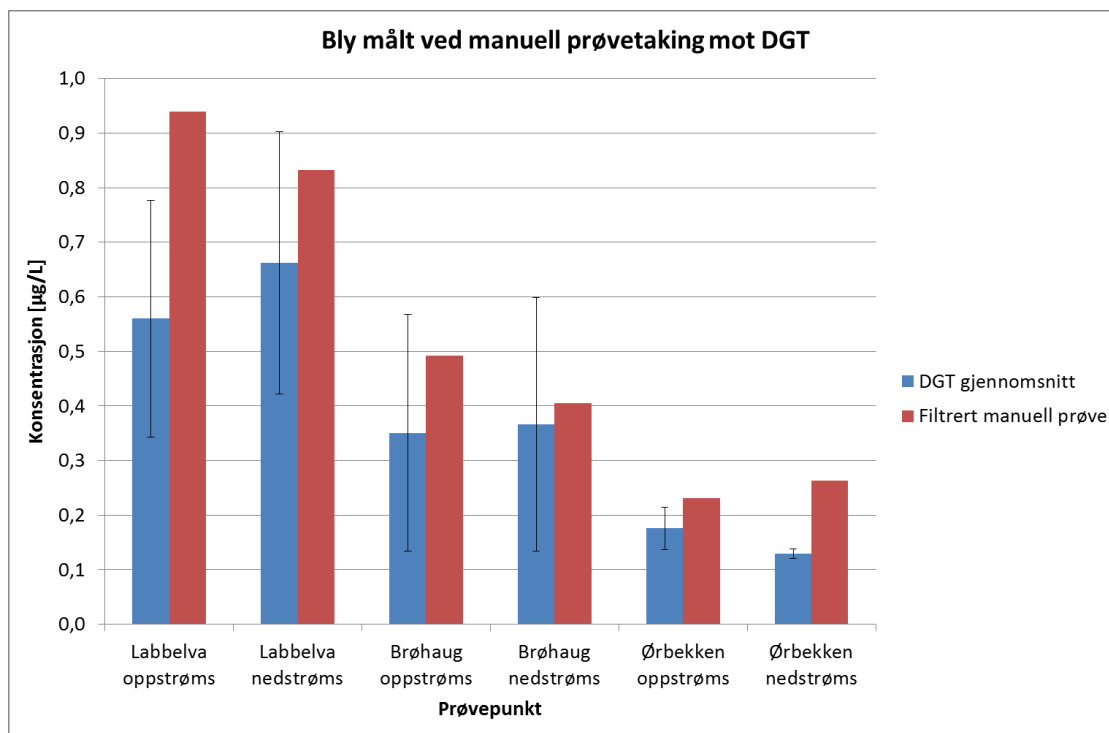
Figur 44 viser resultatene for nikkell, som har store forskjeller mellom oppstrøms og nedstrøms i prøvene tatt i Ørbekken. Prøven tatt nedstrøms har høyere konsentrasjon av nikkell i den filtrerte manuelle prøven mens oppstrøms er det motsatt. For de andre prøvepunktene gjelder at DGT-målingene viser de høyeste konsentrasjonene av nikkell.



Figur 44: DGT og manuelle prøver for nikkel.

DGT-beregningene med standardavvik for nikkel plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

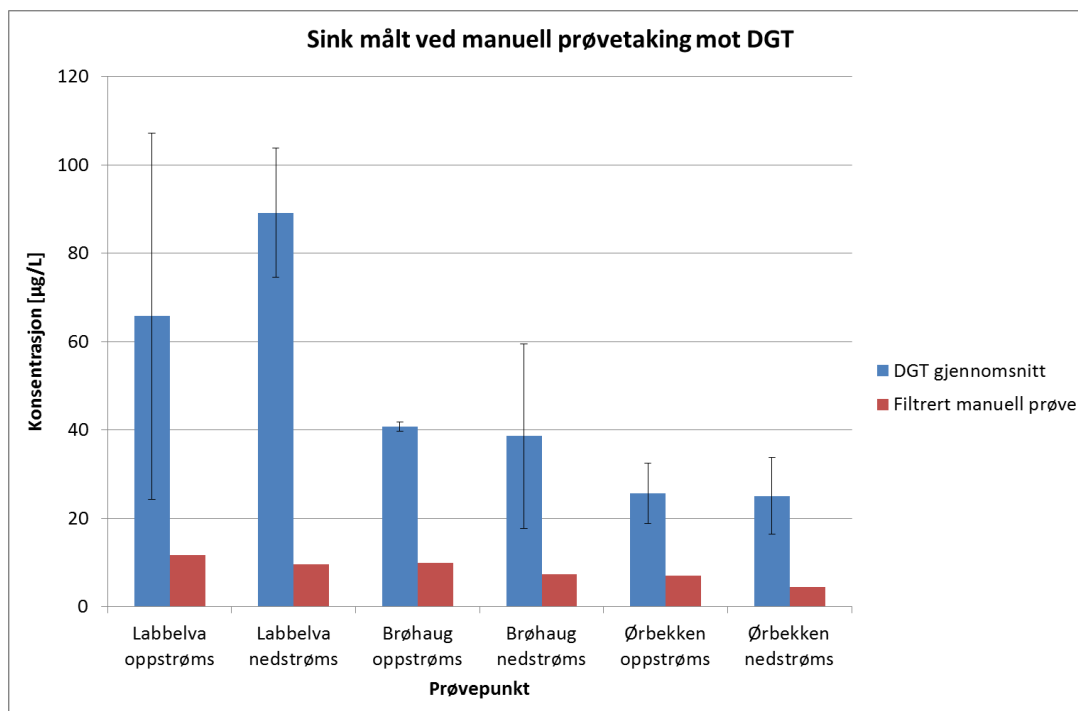
Figur 45 viser resultatene for bly, som for alle prøvepunkter har en høyere konsentrasjon i de manuelle prøvene. Det kan nevnes at for bly er det ikke like store forskjeller mellom de manuelle prøvene og DGT som er blitt observert for de andre metallene.



Figur 45: DGT og manuelle prøver for bly.

DGT-beregningene med standardavvik for bly plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

Det siste metallet som er analysert med DGT er sink, med resultater presentert i figur 46. Figuren viser samme trend som mangan og kadmium, med langt høyere målinger i DGT-prøvene enn i de filtrerte manuelle prøvene. Labbelva viser de største forskjellene. De store forskjellene mellom DGT og filtrerte prøver kan blant annet forklares med at målinger av sink kan ødelegges ved åpning av DGT på laboratoriet.



Figur 46: DGT og manuelle prøver for sink.

DGT-beregningene med standardavvik for sink plottet sammen med tilsvarende filtrerte manuelle prøver.

Det kan virke som om aluminiumkonsentrasjonen har lavere døgngjennomsnitt enn hva som kommer fram av de filtrerte prøvene, se figur 37. Standardavvikene i aluminiumanalysene ser ut til å være størrelsesmessig orientert i forhold til verdien på gjennomsnittet. Selv med standardavvikene ødelegges ikke trenden i plotet.

Kadmiumresultatene er motsatt, med lavere konsentrasjon i øyeblikksprøvene enn i gjennomsnittsprøvene tatt med DGT. Kadmium har varierende standardavvik. Oppstrøms i Labbelva er det en DGT-måling som avviker fra resten og gir veldig høyt standardavvik, se figur 38. DGT måler filtrerte fraksjoner, slik at det også er biotilgjengelige fraksjoner. Det vil si at det sannsynligvis er mer kadmium tilgjengelig for det biologiske livet enn hva som kommer fram av de filtrerte prøvene. Kadmium binder svakt til DGT og kan kun måles ned til pH 4,5. I Labbelva er pH i gjennomsnitt 4,22 oppstrøms og 4,38 nedstrøms. Det vil si at målingene her kan være noe unøyaktige. Det virker dog ikke som om kadmium har blitt svakt bundet til DGT i dette tilfellet, da målingene med DGT gir langt høyere konsentrasjoner enn de med manuelle filtrerte prøver.

Koboltkonsentrasjonen er tidligere vist å minke ved økende temperatur (Gelting, 2006). Det vil si at det er mulig at døgnvariasjoner kan forklare resultatene til kobolt. Standardavvikene til kobolt står i forhold til størrelsen på verdien av gjennomsnittet. Medberegnet standardavvik er det fortsatt samme trenden i plotet.

De høyeste kromkonsentrasjonene er målt i de filtrerte manuelle prøvene. Den største forskjellen mellom manuelle prøver og DGT finnes nedstrøms i Brøhaug. Oppstrøms i Ørbekken er det en DGT-måling som fører til det store standardavviket. Bortsett fra denne er det samme trend på standardavvikene som på gjennomsnittsberegningene.

Kobber binder sterkere til DGT enn kadmium og kan måles ned til pH 2. Ingen av elvene har pH i nærheten av så surt. Den elva med lavest pH er Labbelva og der er de høyeste DGT-målingene foretatt. Det virker derfor ikke som om pH er forklaringen på de lave DGT-målingene i Ørbekken og Brøhaug. Oppstrøms i Labbelva og Ørbekken er det en DGT-måling som er mye høyere enn de andre i beregningene av gjennomsnitt. Det fører til stort standardavvik i de punktene. Det kan bety at det høye DGT-gjennomsnittet oppstrøms i Labbelva ikke nødvendigvis er fullt så høyt.

Som nevnt viser figur 42 av jern samme trend som aluminium og krom. Det er målt langt høyere konsentrasjoner i de filtrerte manuelle prøvene enn i DGT-målingene. Standardavvikene i gjennomsnittsberegningene av jern er generelt små, og påvirker ikke trenden i plotet. DGT-målingene er prosentvis mye lavere i Ørbekken enn i Labbelva i forhold til de filtrerte manuelle prøvene. I Ørbekken er DGT-verdiene under 10 % av konsentrasjonen målt i de manuelle prøvene. I Labbelva er DGT-målingene 42-45 % av den filtrerte manuelle konsentrasjonen. Brøhaug nedstrøms har DGT-gjennomsnitt som er 20 % av konsentrasjonen målt med manuell filtrert prøve. Det kan virke som målinger med DGT blir mindre følsomme for jern ved lave konsentrasjoner.

De høyeste mangankonsentrasjonene er målt med DGT. Trenden i plotet blir ikke forstyrret selv om det tas hensyn til standardavvikene. Det er tidligere rapportert vanskeligheter med å måle konsentrasjonen av mangan med DGT i områder med høye konsentrasjoner av jern, fordi mangan binder svakt til Chelex (Davison and Zhang, 2012). Ved å se på jern i forbindelse med Klifs tilstandsklasser i avsnitt 5.9, kommer det fram at det ikke er spesielt

høye konsentrasjoner av jern i dette tilfellet. Det virker ikke som om det har vært vanskeligheter med å måle konsentrasjonen av mangan i dette tilfellet.

Nikkelkonsentrasjonene har et døgngjennomsnitt som stort sett er høyere enn øyeblikksprøvene. Nikkel har som kobber en liten andel frie ioner, men en vesentlig andel i humusfraksjonen. Standardavvikene i beregningene av nikkelkonsentrasjon er relativt lave, bortsett fra oppstrøms i Ørbekken. Der er det en måling som er mye høyere enn resten. Hvis denne utelukkes vil DGT-gjennomsnittet ha en verdi som er litt lavere enn den filtrerte prøven.

Bly viser den beste overlappingen mellom de to prøvemethodene av de målte metallene. Bly har, i likhet med kobber og nikkel, liten andel frie ioner, men det er altså grunn til å tro at konsentrasjonen av fritt bly er som vist i figur 45. Gjennomsnittsberegningene av blykonsentrasjon har generelt høye standardavvik. Det vil si at det er knyttet større usikkerhet til disse målingene enn for enkelte av de andre målingene.

Sinkkonsentrasjonen er mye høyere når den måles med et gjennomsnitt over flere timer enn når den måles med en øyeblikksmåling. Noen av prøvene har store standardavvik, men verdien av de filtrerte prøvene er fortsatt mye lavere enn DGT-verdiene.

Ved en prøvetakingsperiode på 24 timer, er det mulig å oppnå deteksjonsgrenser ned til 0,001 ng/mL, med moderate forhåndsregler for å unngå kontaminering av prøvene. Det beste pH-området for kvantitativ absorpsjon for de vanligste divalente og trivalente metallionene omfatter pH-verdier over 4 (H^+ -ioner bindes ved lavere pH) og under 10-13. Optimale betingelser avhenger for individuelle metaller av deres ioneform i vann i dette pH-området. Siden pH ikke kan kontrolleres i naturlige vann, kan enkelte grunnstoff være utenfor sitt optimale pH-område. Grunnstoffer som vanligvis forbindes med forurensning (Al, Cu, Zn, Cr, Sr) har deteksjonsgrenser fra 0,1 til 1 ng/mL ved en prøvetakingsperiode på 24 timer. For mange spormetaller ligger deteksjonsgrensene på 0,01 til 0,1 ng/mL. Deteksjonsgrensen er omvendt proporsjonal med tid. Magnesium, kalsium, svovel og arsen har tidligere vist lavt opptak i DGT. Grunnstoff som svovel og arsen ekskluderes fra Chelex (Garmo et al., 2003).

DGT-labile metaller kan anses som et mål på biotilgjengelige metaller, fordi DGT simulerer diffusjonsprosessen som skjer når et metall diffunderer gjennom cellemembranen. Mangan,

sink og kadmium målt med DGT og ultrafilterprøver gir omtrent like resultat, spesielt for mangan (Gelting, 2006). Det er også til dels tilfellet i de aktuelle undersøkelsene her. I figur 43 kommer det fram at manganmålingene er forholdsvis like i Ørbekken og nedstrøms i Brøhaug. Kobber og nikkel har tidligere målt høyere konsentrasjon i ultrafiltrert vann enn i DGT-labile fraksjoner (Gelting, 2006). I Ørbekken og nedstrøms i Brøhaug er det tilfellet for kobber også her, se figur 41. For nikkel stemmer det kun nedstrøms i Ørbekken, se figur 44. Dette indikerer eksistensen av lav molekylær vekt på kobber- og nikkelspecier, små nok til å passere gjennom ultrafiltrene, men kan også være et tegn på en høy grad av organisk kompleksing som vil føre til en underestimert i DGT-labil fraksjon (Gelting, 2006). Sammenlikning av DGT og ultrafiltreringsmålinger i tidligere undersøkelser indikerte at kobber og nikkel var kompleksert, men i små komplekser som kan måles med DGT. DGT-prøvetaking i det Baltiske hav indikerte at den DGT-labile fraksjonen av nikkel var større enn den for kobber (Österlund, 2010). Det kommer også fram i de aktuelle målingene, ved å sammenlikne figur 41 og 44, hvor det er større forskjell på de manuelle prøvene og DGT ved analyse av nikkel enn ved analyse av kobber.

Det er tidligere vist at fra mai til august minker kobber, kadmium og mangan med henholdsvis 35, 50 og 60 % (Gelting, 2006). Det vil si at de konsentrasjonene som blir målt her, kan være lavere enn hva de er i mai. Fra sen april til sen juni minker nikkel med 25 %, men blir nesten gjenopprettet igjen til sent på årstiden. Nikkelkonsentrasjonen bør dermed være forholdsvis normal. De eneste grunnstoffene som i en tidligere undersøkelse viste god korrelasjon mellom DGT-labile specier og oppløst fase (0,22 µm filter) var mangan og kadmium (Gelting, 2006). At mangankonsentrasjoner minker fra sen april til september med økende temperatur, kan indikere oksidering av oppløst mangan av bakterier. Den samme trenden følges som sagt av kobolt, kadmium og sink (Gelting, 2006). Det er ikke vist noen god korrelasjon mellom DGT og oppløst fase av kadmium og mangan i dette tilfellet, se figur 38 og 43.

Det er tidligere funnet signifikant korrelasjon mellom 24 timer DGT-målinger og 0,45 µm filterprøver, på tidsgjennomsnittlige sammensatte prøver for kobber, bly, sink og nikkel (Dunn et al., 2003). I undersøkelsen som her presenteres, sto DGT kun ute i 8-12 timer og vil dermed ikke nødvendigvis vise samme gode korrelasjon. Bly korrelerer likevel godt mellom de manuelle prøvene og DGT, med omtrent like resultater i både Brøhaug og Ørbekken, se figur 45. Også kobber viser gode resultater i den sammenhengen, se figur 41. Sink- og

nikkelresultatene derimot, stemmer ikke med den nevnte undersøkelsen, da disse ikke viser noen spesielt god sammenheng mellom de manuelle prøvene og de tatt med DGT, se figur 44 og 46.

Et problem med DGT prøvetakingen var at vannstanden minket voldsomt i løpet av dagen DGTene lå ute, slik at det var flere som kun lå delvis i vannet ved opphenting. De kunne ikke blitt plassert lenger ut i vannet i utgangspunktet, for da ville strømmen vært for sterk og de ville antakelig forsvunnet. Der det kun er to målinger er det stor forskjell på de to, men det er for lite grunnlag til å erklære en av prøvene som såkalte uteliggere, altså en prøve som ligger tilstrekkelig langt unna de andre til at den kan utelukkes. Her er det ikke grunnlag for å vite hvilken av de to som i tilfellet er uteliggeren. Dermed er det beregnet et gjennomsnitt på de to som klarte seg. Store avvik mellom prøver tatt i samme punkt gjelder også for de prøvene som har tre gyldige paralleller. Heller ikke her er det nok grunnlag til å utelukke noen, men det bør nevnes at det ikke er unormalt med avvik mellom hver parallell på $\pm 50\%$.

5.6 Skumprøver

Noen metaller oppkonsentreres opptil 100 ganger i skummet. Ut i fra det er det mulig å få et bedre bilde av komplekseringen som foregår. Resultatene fra ICP-MS-analyse av skumprøvene er presentert sammen med resultatene fra de filtrerte prøvene i tabell 15. Skumprøvene ble tatt under siste prøverunde, 5. oktober.

Tabell 15: Skumprøveresultater fra ICP-MS.

Konsentrasjon av grunnstoffer i de filtrerte prøvene og i skumprøvene tatt på tre av prøvepunktene. Blå markering er de avvikene hvor det er større konsentrasjon i skumprøvene enn i filterprøvene.

	Brøhaug oppstrøms			Labbelva oppstrøms			Labbelva nedstrøms		
	Filtrert	Skum	Avvik	Filtrert	Skum	Avvik	Filtrert	Skum	Avvik
	[µg/L]	[µg/L]	[%]	[µg/L]	[µg/L]	[%]	[µg/L]	[µg/L]	[%]
Al	317,9	16,95	5,333	401,8	51,14	12,73	403,2	7,658	1,899
As	0,3230	0,03221	9,971	0,4622	0,08068	17,46	0,4662	0,02586	5,548
Ca	2 042	184,8	9,049	2 512	338,6	13,48	3 139	171,4	5,461
Cd	0,03280	0,006857	20,90	0,04796	0,009511	19,83	0,05298	0,05360	101,2
Co	0,5657	0,02506	4,431	1,051	0,09725	9,251	0,9345	0,3024	32,36
Cr	0,2697	0,07222	26,78	0,3579	0,1400	39,10	0,4413	0,05049	11,44
Cu	0,5381	0,9459	175,8	0,7905	2,281	288,5	0,9067	0,4272	47,12
Mg	354,9	34,39	9,690	471,0	64,49	13,69	546,8	30,26	5,534
Ni	0,7048	0,3685	52,28	0,7881	1,664	211,1	0,8491	6,312	743,4
Pb	0,2774	0,03208	11,57	0,6615	0,1109	16,76	0,6081	0,5447	89,58
S	608,8	93,50	15,36	585,3	106,6	18,21	732,4	80,89	11,04
Sr	10,08	0,8851	8,784	14,27	1,692	11,86	15,99	0,7749	4,846
Zn	4,697	7,334	156,1	6,632	26,48	399,3	7,014	108,1	1 541

I skumprøven fra Brøhaug er det funnet forhøyede konsentrasjoner av kobber og sink. Sink er det eneste grunnstoffet som viser forhøyede konsentrasjoner på alle prøvepunktene. Det vil si at det er en del sink oppkonsentrert i skummet i de aktuelle elvene. Oppstrøms i Labbelva ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av kobber og nikkel i tillegg til sink. Nedstrøms i Labbelva ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av kadmium (veldig lite) og nikkel i tillegg til sink. Det vil si at det i Labbelva generelt er en del nikkel oppkonsentrert i skum, mens det i tillegg er varierende mengder kobber oppkonsentrert i skummet. Det er dermed sterke indikasjoner på at kobber, nikkel og spesielt sink har god affinitet til naturlig organisk materiale i Brøhaug og Labbelva.

UV-absorbansen indikerer aromatisk materiale i prøvene, som er høyest oppstrøms i Labbelva og lavest i Brøhaug, se tabell 16. Det vil si at skumprøvene inneholder en del aromatisk materiale naturlig i Labbelva, men at den mengden minker til nedstrøms. Det er verdt å merke seg at mengde oppløst organisk karbon minker nesten tilsvarende, slik at SUVA-verdiene blir veldig like for de to prøvepunktene. SUVA er absolutt absorbans og et mål på aromatisk materiale i DOC. Det er funnet høyest SUVA-verdi i Brøhaug, og veldig liten forskjell på verdiene fra oppstrøms til nedstrøms i Labbelva. Det skal dog nevnes at alle SUVA-verdiene

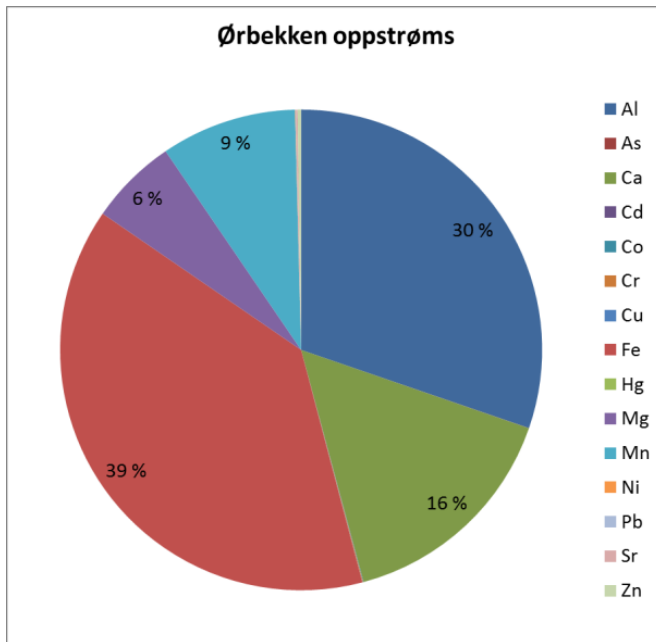
beregnet her er lave, men det er vanskelig å konkludere med noe da det er analysert få skumprøver.

Tabell 16: Analyseresultater av DOC og UV samt beregnet SUVA-verdi.

	DOC [ppmC]	UV [abs]	SUVA
Brøhaug, oppstrøms	37,60	0,422	1,122
Labbelva, oppstrøms	94,63	0,923	0,975
Labbelva, nedstrøms	64,64	0,631	0,976

5.7 Filterprøver

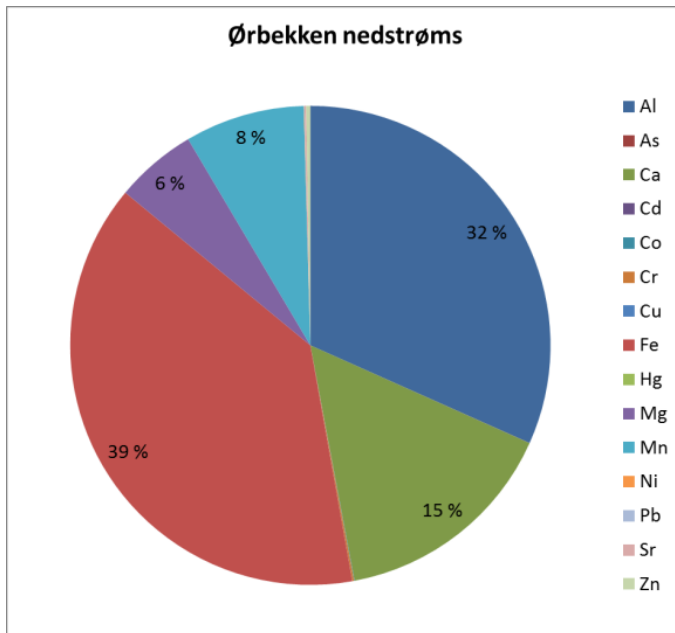
Det ble under første prøverunde gjennomført prøvetaking av filter. Formålet med dette var å undersøke partikulærfasen. I utgangspunktet var målet å presse ca. 100 mL vann gjennom hvert filter, men det var flere elver hvor det ikke lot seg gjennomføre. I Labbelva ble det kun ført gjennom 90 mL oppstrøms og 75 mL nedstrøms. Dette er en elv hvor det tilsynelatende er mye grums, slik at filteret fort blir tett. For å presentere dataene fra filterprøvene er det laget sektordiagram for å få fram en slags prosentvis fordeling for hva som befant seg på filtrene. Det ble først laget sektordiagram inklusive konsentrasjonen på svovel for hver elv, men da denne konsentrasjonen er så mye høyere enn de andre konsentrasjonene, ble svovel det eneste som kom fram av sektordiagrammet for flere elver. Filterprøvene er tatt med sulvofilter, slik at det er høy bakgrunn av svovel i prøvene. Denne bakgrunnen skal være tatt høyde for ved presentering av data, men siden svovel likevel ble så dominerende er den utelatt fra de følgende sektordiagrammene. Konsentrasjonen av svovel er også utelatt fra prosentvisatsene. Figur 47 viser en prosentvis fordeling av metaller oppstrøms i Ørbekken. Merk at det grønne området på figurene er kalsium og ikke kvikksølv. Konsentrasjonene bak sektordiagrammene er i vedlegg A.



Figur 47: Filterprøve Ørbekken oppstrøms.

En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Oppstrøms i Ørbekken er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, mangan og magnesium.

Som det kommer fram av disse figurene er det mye jern i områdene, i tillegg til allerede nevnt høyt innhold av svovel. Det kan tyde på at det er pyritt (FeS_2) i berggrunnen på området, men ved å se på kart over berggrunnen kommer det fram at det ikke er tilfellet. Jern og svovel må dermed ha en annen kilde. Det er en del jernmetaller i området, som diskutert tidligere, hvilket kan forklare innholdet av jern. Innholdet av aluminium kan skyldes at det generelt er mye aluminium i jordskorpa. Innholdet av svovel er derimot vanskeligere å forklare. Det høye innholdet av kalsium kan skyldes at det er kalsium i både gabbro og granitt. Figur 48 viser en prosentvis fordeling av metaller nedstrøms i Ørbekken.

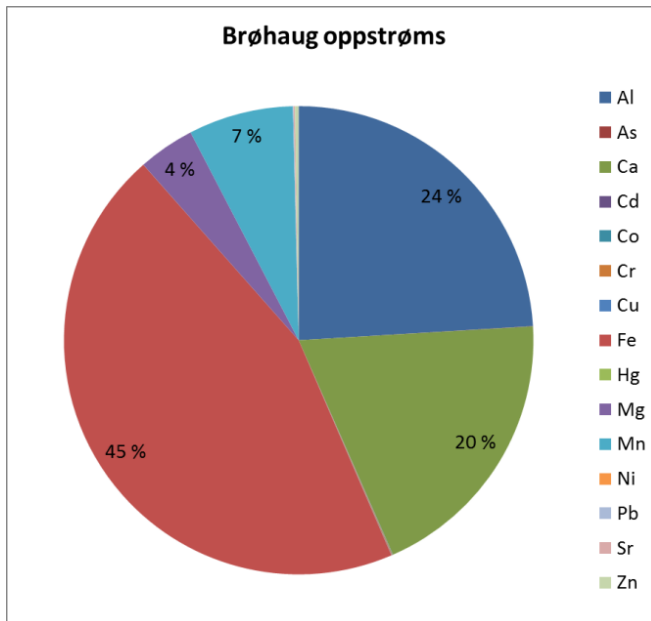


Figur 48: Filterprøve Ørbekken nedstrøms.

En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Nedstrøms i Ørbekken er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, mangan og magnesium.

Filterprøvene viser veldig små endringer fra oppstrøms til nedstrøms i Ørbekken.

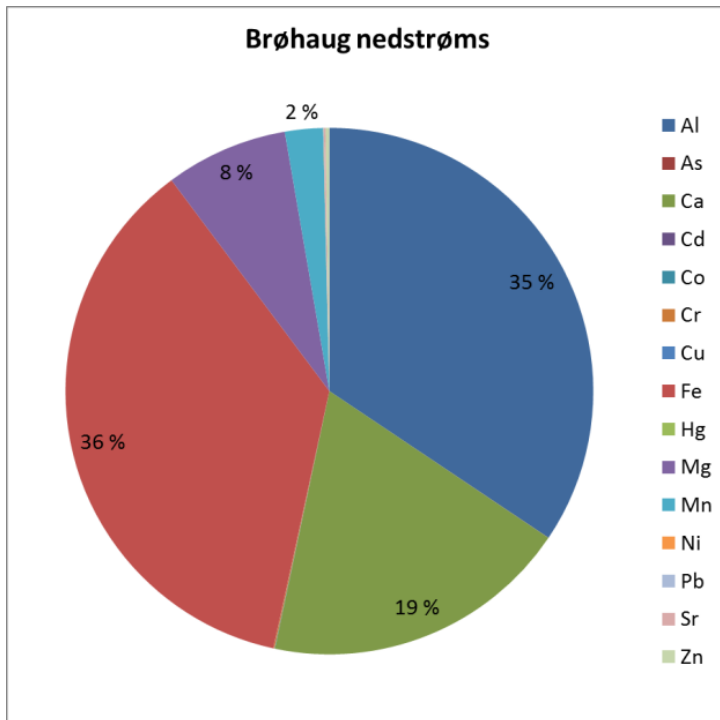
Filterprøvene ble tatt under første prøverunde og på det tidspunktet var det kun området rundt Brøhaug som var i gang med anleggsarbeid. Figur 49 viser en prosentvis fordeling av metaller oppstrøms i Brøhaug.



Figur 49: Filterprøve Brøhaug oppstrøms.

En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Oppstrøms i Brøhaug er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, mangan og magnesium.

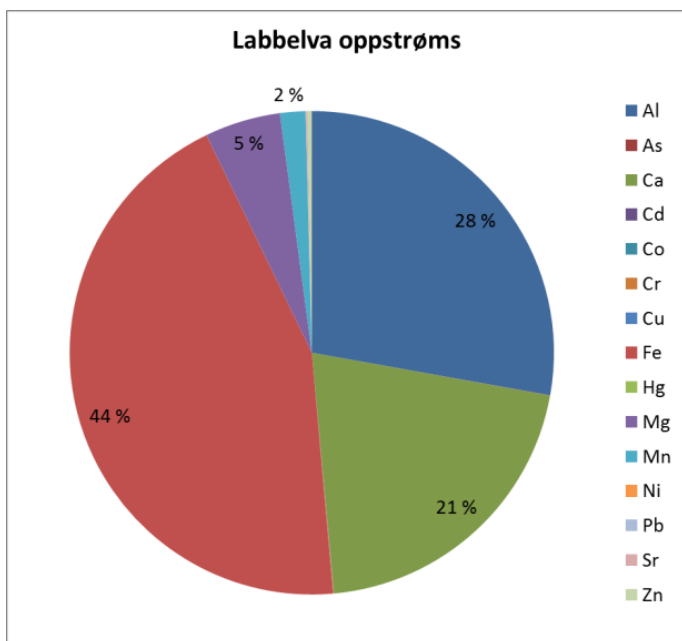
Det kommer fram av sektordiagrammene at det er mer partikulært jern og mindre partikulært aluminium i Brøhaug enn i Ørbekken. Dette kan skyldes lokale variasjoner. Figur 50 viser en prosentvis fordeling av metaller nedstrøms i Brøhaug.



Figur 50: Filterprøve Brøhaug nedstrøms.

En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Nedstrøms i Brøhaug er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, mangan og magnesium.

Det er mer partikulært aluminium og magnesium nedstrøms i Brøhaug, og mindre partikulært jern og mangan. Fordelingen i figur 50 er forholdsvis lik fordelingen nedstrøms i Ørbekken, hvilket vil si at det er lite trolig at det er noen sammenheng med anleggsarbeidet her. Ut i fra figurene av filtrerte og ufiltrerte prøver, er det grunn til å tro at det ville vært større forskjell mellom oppstrøms og nedstrøms i Brøhaug dersom filterprøvene hadde blitt tatt under den siste prøverunden. Figur 51 viser en prosentvis fordeling av metaller oppstrøms i Labelva.

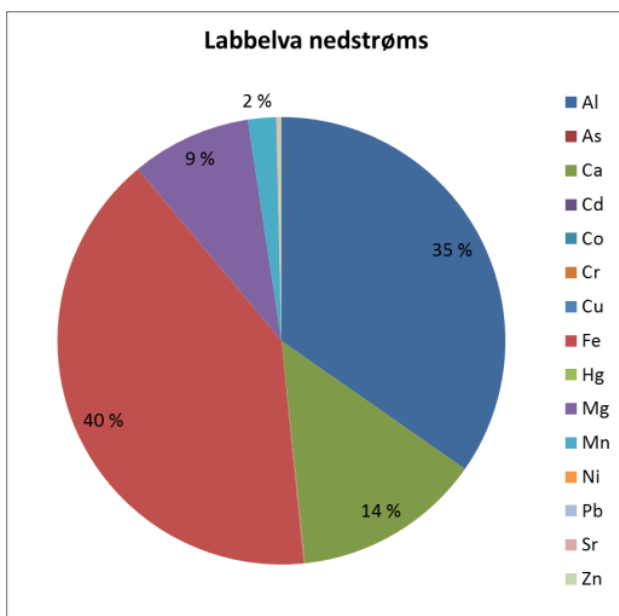


Figur 51: Filterprøve Labbelva oppstrøms.

En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Oppstrøms i Labbelva er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, magnesium og mangan.

Denne fordelingen er forholdsvis lik den for Brøhaug, med noe større andel jern og kalsium.

Figur 52 viser en prosentvis fordeling av metaller nedstrøms i Labbelva.



Figur 52: Filterprøve Labbelva nedstrøms.

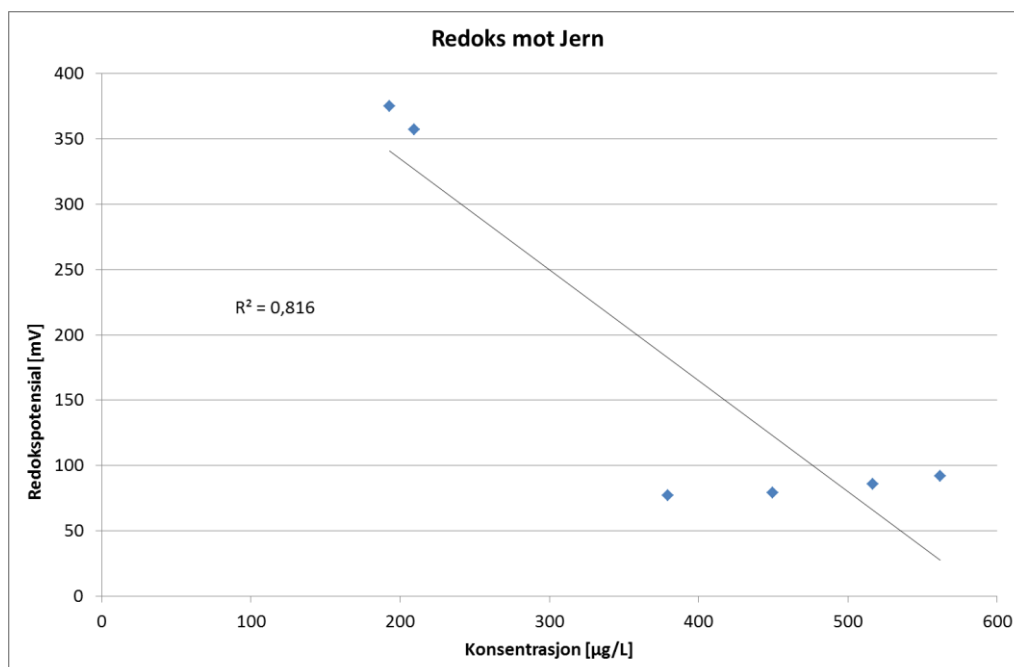
En prosentvis fordeling av innholdet på filterprøvene. Nedstrøms i Labbelva er det høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, magnesium og mangan.

Det er mer partikulært aluminium og mindre partikulært kalsium nedstrøms i Labbelva enn oppstrøms. I filterprøvene er det generelt påvist høye konsentrasjoner av jern, aluminium, kalsium, mangan og magnesium. I de ufiltrerte prøvene er det høyest konsentrasjoner av jern, aluminium og mangan i forhold til de filtrerte. Det er derfor sannsynlig at det foreligger en del jern, aluminium og mangan i den partikulære fasen. Kalsium og magnesium har høyest målte konsentrasjoner nedstrøms i de filtrerte og ufiltrerte prøvene, hvorav magnesium også har forhøyede konsentrasjoner nedstrøms i filterprøvene.

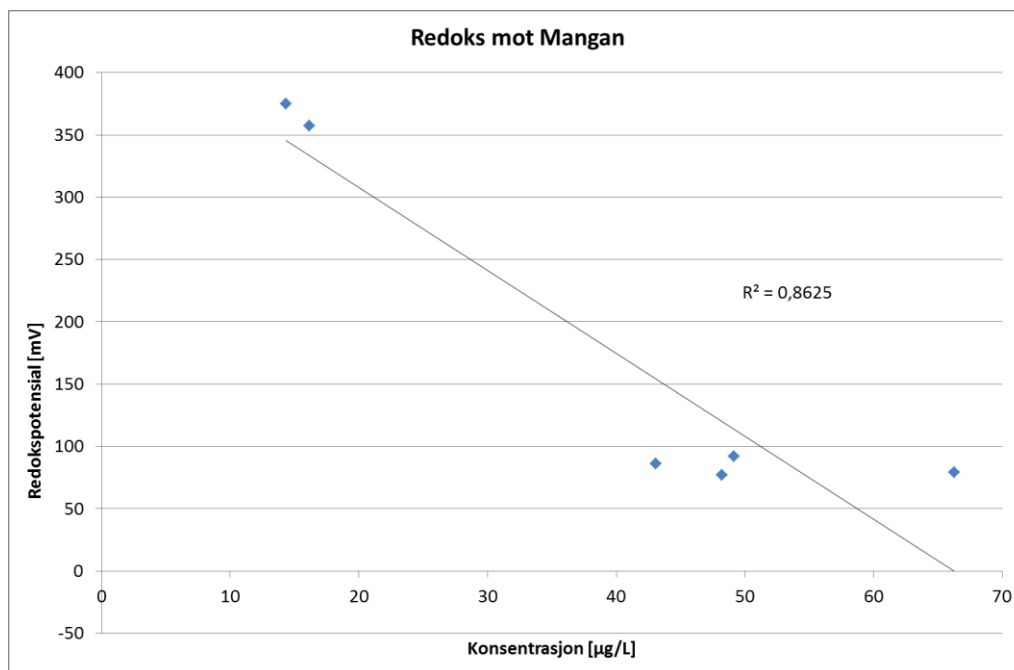
5.8 Korrelasjonsanalyse

Korrelasjoner mellom ulike metallioner i ulike deler av en elv kan bidra til å forklare kjemiske forhold i elven, for eksempel hva som er kilden til ulike metallioner og redoksforhold. Under følger korrelasjonstabell, tabell 17, mellom metaller og ulike parametere i de tre elvene.

Dersom en har en god positiv korrelasjon mellom to metaller betyr dette at når konsentrasjonen av den ene øker, øker også konsentrasjonen av den andre. En negativ korrelasjon mellom to metaller innebærer at dersom konsentrasjonen av det ene metallet øker vil konsentrasjonen av det andre metallet gå ned. Det kommer fram av figurene under, med redokspotensial korrelert mot jern og mangan. En R^2 -verdi på 0,3-0,4 og oppover i følgende tabell og figurer forstås som forholdsvis bra korrelasjon.

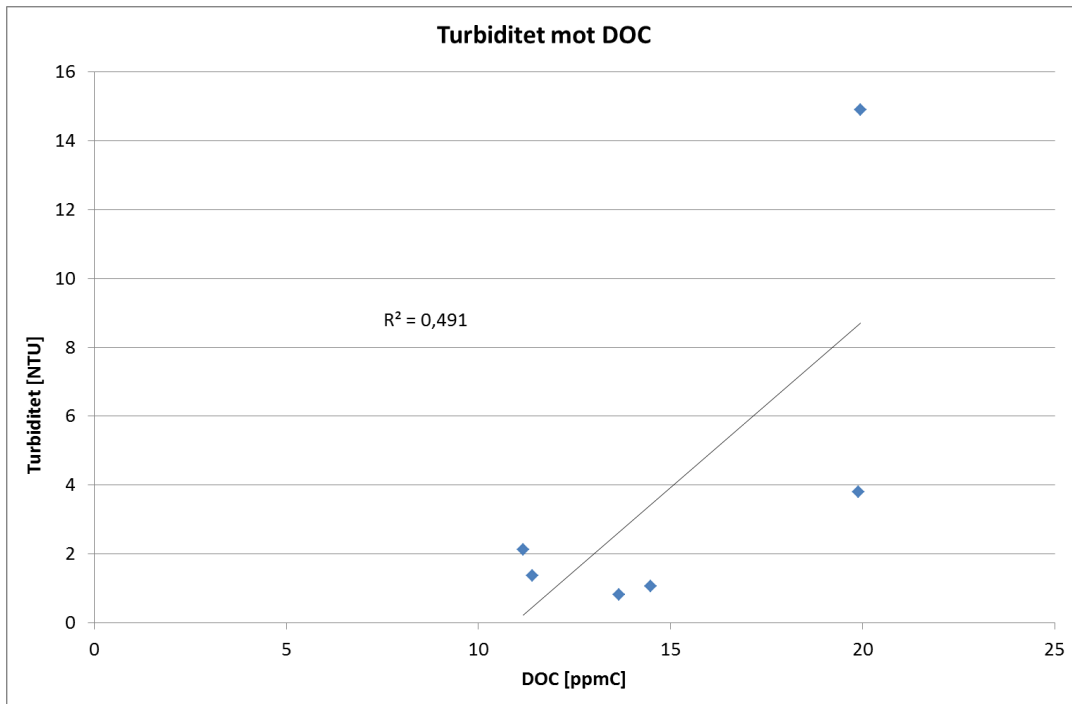


Figur 53: Korrelasjonsplot for redokspotensial og jern i Ørbekken.

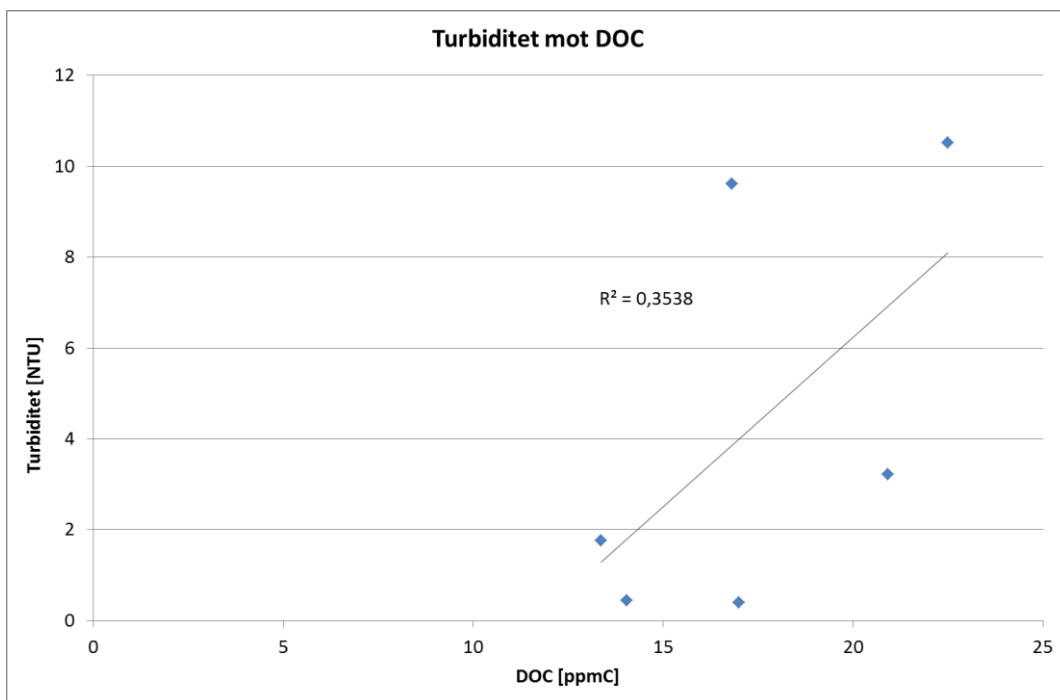


Figur 54: Korrelasjonsplot for redokspotensial og mangan i Ørbekken.

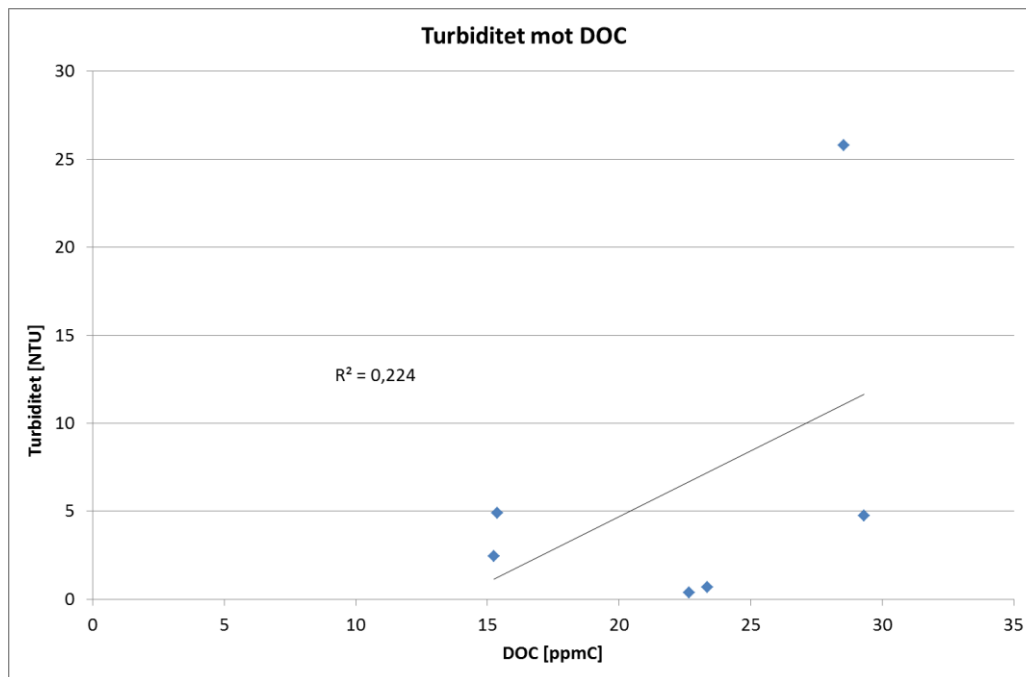
Figurene 53 og 54 viser korrelasjonsplot for redokspotensial mot jern og mangan for Ørbekken. Labbelva og Brøhaug viste også god negativ korrelasjon mellom disse. R^2 -verdiene fra disse korrelasjonene finnes i tabell 17. I figur 55-57 er DOC korrelert mot turbiditet for hver elv. Ørbekken viser forholdsvis god positiv korrelasjon mellom DOC og turbiditet, Brøhaug mindre god positiv korrelasjon, mens Labbelva har forholdsvis dårlig korrelasjon mellom turbiditet og DOC.



Figur 55: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Ørbekken.



Figur 56: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Brøhaug.



Figur 57: Korrelasjonsplot mellom turbiditet og DOC i Labbelva.

Det er forholdsvis god lineær sammenheng mellom DOC og turbiditet i Ørbekken. Det forventes at metaller med høy affinitet for organisk materiale eller suspenderte organometalliske kolloider (som As og Cu) øker med økende trender i organisk materiale. I tabell X er R^2 -verdiene fra korrelasjonsplot mellom DOC og metaller presentert. DOC viser god positiv korrelasjon med de fleste metaller. Det er overraskende lav korrelasjonskoeffisient mellom DOC og kobber i Brøhaug. Kobber binder sterkt til organisk materiale og en bedre korrelasjon forventes (Jones et al., 2007).

Det er tidligere undersøkt korrelasjon mellom pH og kobber, hvor kobber korrelerte moderat med pH (Jones et al., 2007). Her korrelerer kobber godt med pH i Labbelva, forholdsvis dårlig i Brøhaug og viser ingen korrelasjon i Ørbekken. Der kobber viser god korrelasjon i Labbelva, er det negativ korrelasjon, hvilket ikke samsvarer med den tidligere undersøkelsen. Moderat positiv korrelasjon kan derimot forklares med at mobiliteten til kobber øker når pH øker i alkalisk jord. I alkalisk jord kan kobber danne hydroksyl- eller karbonatkomplekser. Rundt Mjøsa er det en del brunjord (Leksikon, 2013a), hvilket betyr at det ikke er spesielt alkalisk jord i dette området.

Metaller med lav affinitet til jordpartikler og/eller organisk materiale (som sink) kan respondere raskere på endringer i avsetningsmønstre sammenliknet med de metallene som har

høyere affinitet til NOM eller organometalliske kolloider (som As og Cu) (Jones et al., 2007). Kobber viser i tabell 17 som nevnt overraskende dårlig korrelasjon med DOC, mens sink viser en overraskende god korrelasjon med DOC i alle elver i denne sammenheng. Sink er det metallet som viste oppkonsentrasjon i skum i alle skumprøvene. Det kan ses i sammenheng med den gode korrelasjonen mellom sink og DOC.

Tabell 17: R²-verdier fra korrelasjonsplot.

Verdiene for positive R-verdier er svarte, negative verdier er markert med rødt.

		Al	As	Cu	Fe	Mn	Zn	pH
Brøhaug	DOC	0,98	0,54	0,28	0,76	0,48	0,85	0,05
	pH	0,10	0,21	0,25	0,08	0,01	0,15	
	Turbiditet	0,36	0,47	0,19	0,18	0,22	0,40	
	Ledningsevne	0,04	0,22	0,47	0,08	0,00	0,06	
	Redoks				0,79	0,95		
Ørbekken	DOC	0,87	0,92	0,72	0,83	0,26	0,66	0,30
	pH	0,23	0,53	0,02	0,56	0,53	0,65	
	Turbiditet	0,54	0,45	0,44	0,36	0,03	0,68	
	Ledningsevne	0,19	0,37	0,02	0,39	0,21	0,30	
	Redoks				0,82	0,86		
Labbelva	DOC	0,99	0,88	0,88	0,69	0,31	0,80	0,70
	pH	0,74	0,37	0,82	0,16	0,00	0,82	
	Turbiditet	0,28	0,12	0,22	0,02	0,01	0,64	
	Ledningsevne	0,18	0,47	0,09	0,56	0,60	0,04	
	Redoks				0,97	0,74		

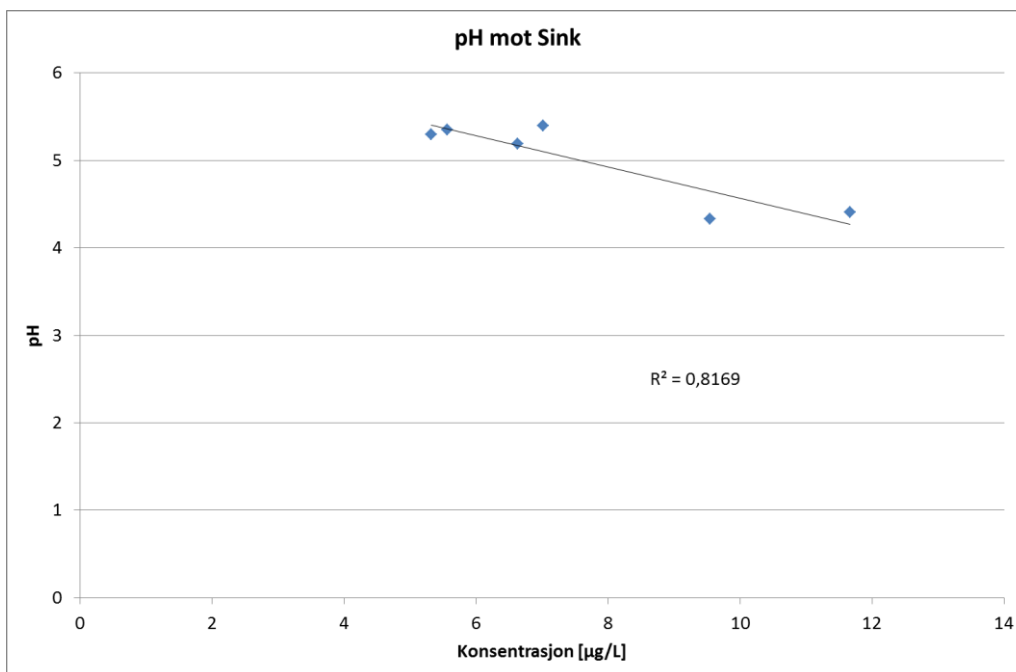
Den sure karakteren til humussubstanser i naturlige vann gjør det mulig for dem å reagere med kationer av tungmetaller, og på den måten danne ulike komplekser (Reuter and Perdue, 1977). Det er funnet god positiv korrelasjon mellom de fleste metaller og DOC i denne analysen, se tabell 17. En sterk positiv korrelasjon mellom organisk materiale og tungmetaller indikerer at kompleksing av tungmetaller med organisk materiale kan være en viktig faktor når det gjelder metalloptak i sedimentpartikler i forurensede elver (Tsai et al., 2003). Det er påvist spesielt god positiv korrelasjon mellom DOC og aluminium. Det kan underbygge tidligere funn som antyder at store deler av aluminium foreligger på partikulært materiale.

Det er tidligere gjort undersøkelser som ikke kunne vise noen god korrelasjon mellom tungmetaller og pH i vann. Derimot ble det funnet signifikant negativ korrelasjon mellom mangan og konduktivitet (Kar et al., 2008). Her er sink forholdsvis godt negativt korrelert med pH i Ørbekken, samt at kobber og sink er sterkt negativt korrelert med pH i Labbelva. I

tillegg er pH negativt korrelert med jern, mangan og arsen i Ørbekken, og med aluminium i Labbelva. Mangan viser her en forholdsvis god positiv korrelasjon med ledningsevnen i Labbelva, men ikke i de to andre elvene.

Arsen er mindre mobil ved lave pH-verdier, da det bindes til jernhydroksid, og blir mer mobil når pH øker. Det er gjort undersøkelser som likevel viser dårlig korrelasjon mellom As og pH, sannsynligvis på grunn av pH trender som faller generelt innen nært nøytralt område (Huser et al., 2011). Det er her funnet forholdsvis god negativ korrelasjon mellom pH og arsen i Ørbekken og mindre god negativ korrelasjon i Labbelva. Brøhaug viser forholdsvis dårlig positiv korrelasjon mellom pH og arsen. Det er med andre ord vanskelig å si at det er en bestemt trend mellom pH og arsen i de aktuelle elvene. Arsen er derimot godt korrelert med DOC i alle elver. Da arsen bundet i organiske komplekser er mindre giftig enn arsen bundet i uorganiske komplekser, kan det være positivt for vannkvaliteten.

Det er tidligere nevnt en avhengighet mellom sink og pH ved at en økning i pH gir nedgang i konsentrasjonen av sink (Stumm and Morgan, 1996:655). Det er funnet god negativ korrelasjon mellom pH og sink i både Ørbekken og Labbelva, men ikke i Brøhaug, jamfør tabell 17. Korrelasjonsplot mellom pH og sink i Labbelva er i figur 58.



Figur 58: Korrelasjonsplot mellom pH og sink i Labbelva.

Det er også nevnt at det ikke kan forventes en liknende trend for kobber. Ved å se på resultatene i tabell 17 er det ikke noen fremtredende trend i pH-korrelasjon med kobber.

5.9 Tilstandsklasser for vann

Tilstandsklassene til klif for metallkonsentrasjoner er presentert i tabell 9 og 10 i kapittel 3.12. Resultatene av denne klassifiseringen fra første prøverunde presenteres i tabell 18.

Tabell 18: Resultater fra første prøverunde med Klifs tilstandsklasser.

Første prøverunde, 27. apr.2012. Alle verdier er konsentrasjoner i mikrogram pr. liter (µg/L)							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ørbekken, oppstrøms							
filtrert	0,017	0,22	0,83	0,0048	0,68	0,088	2,1
Ørbekken, nedstrøms							
filtrert	0,020	0,26	1,5	0,0076	0,93	0,11	2,3
Brøhaug Nordre, oppstrøms							
filtrert	0,030	0,21	0,54	0,0050	0,54	0,21	4,6
Brøhaug Nordre, nedstrøms							
filtrert	0,038	0,25	0,77	0,0052	0,57	0,17	4,4
Labbelva, oppstrøms							
filtrert	0,043	0,18	0,66	0,0059	0,47	0,42	5,6
Labbelva, nedstrøms							
filtrert	0,041	0,22	0,68	0,0059	0,50	0,41	5,3

Det kommer fram av tabell 18 at Ørbekken har svært god (blå) og god (grønn) tilstand for alle metaller, med unntak av kvikksølv, som nedstrøms viser en moderat tilstandsklasse. Det gjelder også for de to resterende elvene. Kadmium viser under første prøverunde tilfredsstillende konsentrasjoner og ligger i sin helhet innenfor tilstandsklasse svært god, i likhet med bly. Det er ingen av elvene som viser svakhetstegn i forhold til Klifs tilstandsklasser under første prøverunde. I tabell 19 er tilsvarende klassifisering gjennomført for resultatene fra andre prøverunde.

Tabell 19: Resultater fra andre prøverunde med Klifs tilstandsklasser.

	Andre prøverunde, 3. aug.2012. Alle verdier er konsentrasjoner i mikrogram pr. liter (µg/L)						
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ørbekken, oppstrøms							
filtrert	0,045	0,39	2,3	0,0044	1,2	0,23	7,0
Ørbekken, nedstrøms							
filtrert	0,038	0,42	2,2	0,0031	1,5	0,26	4,5
Brøhaug Nordre, oppstrøms							
filtrert	0,064	0,34	0,81	0,0029	0,91	0,49	10
Brøhaug Nordre, nedstrøms							
filtrert	0,072	0,53	1,2	0,0051	0,97	0,41	7,4
Labbelva, oppstrøms							
filtrert	0,073	0,38	1,1	0,0052	0,95	0,94	12
Labbelva, nedstrøms							
filtrert	0,070	0,41	1,3	0,0068	0,93	0,83	9,5

Det kommer fram av tabell 19 at det under den andre prøverunden har skjedd en forandring jevnt over til det verre. Det er kun kadmium som har konsentrasjoner som er i tilstandsklasse en for alle elver, bly har nå slike konsentrasjoner kun i Ørbekken og Brøhaug. Kobber har økt i konsentrasjon, og tilhører under andre prøverunde tilstandsklasse tre i Ørbekken.

Kobberkonsentrasjonen er ut i fra tidligere resultater antatt å være påvirket av vannmengde. I tillegg har nikkelkonsentrasjonen økt i Labbelva, slik at det nå er tilstandsklasse to her. Nikkel og bly er også av de grunnstoffene som er påvirket av økt vannmengde. Forverringen i tilstandsklassene som kommer fram i tabell 19 kan altså skyldes økt vannmengde. Resultatene fra siste prøverunde er presentert i tabell 20.

Tabell 20: Resultater fra siste prøverunde med Klifs tilstandsklasser.

	Tredje prøverunde, 5. okt.2012. Alle verdier er konsentrasjoner i mikrogram pr. liter (µg/L)						
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ørbekken, oppstrøms							
filtrert	0,017	0,28	0,83	0,0015	1,1	0,12	4,6
Ørbekken, nedstrøms							
filtrert	0,018	0,30	1,6	0,0016	1,2	0,21	2,4
Brøhaug Nordre, oppstrøms							
filtrert	0,033	0,27	0,54	0,0014	0,70	0,28	4,7
Brøhaug Nordre, nedstrøms							
filtrert	0,050	0,54	0,97	0,0022	0,90	0,21	5,0
Labbelva, oppstrøms							
filtrert	0,048	0,36	0,79	0,0015	0,79	0,66	6,6
Labbelva, nedstrøms*							
filtrert	0,053	0,44	0,91	0,0058	0,85	0,61	7,0
*: reanalysert							

Det kommer fram av tabell 20 at det fortsatt er kun kadmium som for alle elver tilhører tilstandsklasse en. Det er også for de andre metallene små endringer fra andre til siste prøverunde. Sinkkonsentrasjonene har minket og tilhører igjen tilstandsklasse en i Brøhaug, i tillegg har kobberkonsentrasjonene minket i alle elver. For alle prøverunder gjelder at metallkonsentrasjonene holder seg på et forholdsvis akseptabelt nivå.

6 Konklusjon

Det er funnet hardere vann i elvene rundt Vinstra enn de på Minnesund. Derimot er det funnet høyere konsentrasjoner av metaller i elvene på Minnesund enn i de på Vinstra. De høyere tungmetallkonsentrasjonene rundt Minnesund kan delvis forklares med mer metaller i geologien samt at berggrunnen her muligens forvitrer lettere. I tillegg kan det forklares med større mengde vegtrafikk og anleggsarbeid med saktegående trafikk. At konsentrasjonen av bly er så lav nær Vinstra og så mye høyere ved Minnesund kan også forklares med langtransportert forurensning og slitasje på vegsystemet.

I Brøhaug er det funnet forhøyede konsentrasjoner nedstrøms av Ca, Mg og Sr under alle prøverunder. Trenden øker fra første til siste prøverunde. De forhøyede konsentrasjonene av Ca, Mg og Sr kan skyldes støv og støvbinding. Hardheten i ellevannet øker som følge av disse forhøyede konsentrasjonene. Svovel følger også samme trenden som Ca, Mg og Sr, og er et av stoffene som kan skyldes vegarbeid. Nedstrøms i Brøhaug under siste prøverunde er det registrert forhøyede konsentrasjoner av Al, As, Cd, Cr, Cu og Ni. Av disse er spesielt Cr, Cu og Ni forbundet med slitasje på veg og kjøretøy. Det er indikasjoner som tyder på at arbeidet rundt Brøhaug påvirker elven.

Labbelva har relativt høye konsentrasjoner av Al, As, Co, Fe, Mn og Pb (og noe Cd og Zn) i forhold til de andre elvene. Det er målt generelt lav pH i Labbelva. Det kan føre til økt giftighet av metallforurensingen, fordi giftige metallioner frigis fra komplekser i den oppløste fraksjonen. Det er registrert høyest konsentrasjoner av Ca, Mg og Sr i Ørbekken og derfor hardest vann. Under andre prøverunde var det størst vannføring. Det førte til forhøyede konsentrasjoner av Al, Cd, Cu, Pb og Zn, samt til dels også As og Ni. De andre målte stoffene så ikke ut til å bli påvirket av økt vannmengde. I tillegg øker konsentrasjonen av As, Co, Fe, Mn, Sr og til dels Mg og Ni fra første til siste prøverunde.

I Brøhaug ble det funnet tilfeller av forhøyet pH i prøvene tatt nedstrøms. Det er sannsynlig at det skyldes tunnelarbeidet. Det virker som økt vannmengde fører med seg mer surt vann i Labbelva og oppstrøms i Brøhaug. Det er funnet tilfeller av forhøyet ledningsevne nedstrøms i Brøhaug og Ørbekken. Det kan ha sammenheng med økt konsentrasjon av enkelte metaller. Ledningsevnen viser forholdsvis god korrelasjon med As, Fe og Mn i Labbelva, Cu i Brøhaug og viser forholdsvis god negativ korrelasjon med Fe og As i Ørbekken. Turbiditeten øker med

økt vannmengde oppstrøms, men ikke nedstrøms. Årsaken til dette er ukjent. Turbiditeten øker fra andre til siste prøverunde nedstrøms i Brøhaug.

Målingene med DGT viser enten høyere konsentrasjoner enn de manuelle filtrerte prøvene, eller lavere. Bly viser best sammenheng mellom de manuelle prøvene og DGT, men har høye standardavvik på DGT. For en grundigere sammenlikning av DGT med de manuelle filtrerte prøvene, burde det vært satt ut flere DGT per prøvepunkt og de burde ligget lenger i vannet.

Det er funnet Zn, Ni, Cu og noe Cd oppkonsentrert i skumprøvene. I Labbelva er det mer Ni, Zn og Cd oppkonsentrert i skummet nedstrøms enn oppstrøms. I skumprøvene er det funnet god affinitet mellom Cu, Ni og spesielt Zn med naturlig organisk materiale i Brøhaug og Labbelva. Det stemmer med at det er funnet god korrelasjon for Zn og Cu (i Labbelva) med DOC. Zn korrelerer også bra med turbiditet i alle elver.

På filterprøvene er det funnet høye konsentrasjoner av Fe, Al, Ca, Mn, Mg og S. Det er derfor sannsynlig at en del av disse stoffene foreligger i partikulærfasen. Det stemmer med at det er funnet god korrelasjon for Fe og Al med DOC. I tillegg er det vist god positiv korrelasjon mellom As og DOC. God korrelasjon mellom DOC og metaller kan indikere at kompleksing av tungmetaller med organisk materiale kan være en viktig faktor når det gjelder metalloptak i elvene.

Konsentrasjonene av Cu ligger for enkelte prøvepunkter i tilstandsklasse III. Resultatene rundt Hg er noe usikre, da konsentrasjonene er lave. Hg havner for flere prøvepunkter også i tilstandsklasse III. De resterende målte grunnstoffene ligger i enten tilstandsklasse I eller II. Fra første til andre prøverunde havner flere stoffer i tilstandsklasse II. Det er sannsynlig at det skyldes økt vannmengde fordi flere går ned igjen før siste prøverunde.

I Labbelva og Ørbekken virker det som det først og fremst er geologi og naturlige prosesser som forårsaker endringene i metallkonsentrasjoner mellom prøverundene. I Brøhaug virker det som om vegarbeidet har mer påvirkning. Det er likevel moderate endringer, da de aller fleste konsentrasjoner er innenfor grensene for tilstandsklasse I eller II. Det virker som det er i forbindelse med tunnelarbeid det påvirkes mest på vannsystemer i nærheten. Generelt vegarbeid virker ikke som om det har den samme påvirkningen.

7 Videre arbeid

Ny runde med vannprøver kunne vært gjennomført etter endt anleggsarbeid, for å se om de endringene som er omtalt her nærmer seg bakgrunnsdata igjen.

I vedlegg B er det bakgrunnsdata fra to elver som ikke er videre omtalt i oppgaven, til videre studie når anleggsarbeidet er i gang der. Det gjelder elvene Storåa på Kvam og Givra på Vinstra.

I vedlegg B er alle resultatene fra de tre elvene som er omtalt her utenfor anleggsområdet. Det gjelder elvene Augla, Lauvåa og Skurdalsåa, som ligger mellom Hundorp og Vinstra. De kan brukes som bakgrunnsdata når anleggsarbeidet er i gang.

8 Forkortelser

Kjemiske grunnstoff

As:	arsen
Ca:	kalsium
Cd:	kadmium
Cl:	klor
Co:	kobolt
Cr:	krom
Cu:	kobber
Fe:	jern
H:	hydrogen
Hg:	kvikksølv
Mg:	magnesium
Mn:	mangan
N:	nitrogen
Na:	natrium
Ni:	nikkel
O:	oksygen
Pb:	bly
S:	svovel
Sr:	strontium
Zn:	sink

Øvrige forkortelser

DGT:	Diffusjonsgradienter i Tynnfilmer
DOC:	Dissolved Organic Carbon ⁹
DPASV:	Differensiell Puls Anodisk Stripping Voltammetri
FNU:	Formazine Nephelometric Unit
ICP-MS:	Induktivt Koblet Plasma Massespektrometri
M:	Molar ¹⁰
mS:	Millisiemens
mV:	Millivolt
NIVA:	Norsk institutt for vannforskning
NTU:	Nephelometric Turbidity Unit
SVV:	Statens Vegvesen

⁹ Oversatt til norsk blir dette Oppløst Organisk Karbon, og det er dette begrepet som benyttes gjennom analysen.

¹⁰ Molar er et konsentrasjonsmål

9 Referanser

- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. 2007. *Streamwater chemistry*.
- BAKEN, S., DEGRYSE, F., VERHEYEN, L., MERCKX, R. & SMOLDERS, E. 2011. Metal Complexation Properties of Freshwater Dissolved Organic Matter Are Explained by Its Aromaticity and by Anthropogenic Ligands. *Environmental Science & Technology*, 45.
- BECKETT, R. & LE, N. P. 1990. The Role of Organic Matter and Ionic Composition in Determining the Surface Charge of Suspended Particles in Natural Waters *Colloids and Surfaces*, 44.
- BIOLOGISK INSTITUTT, U. 2011. *Redoksreaksjoner* [Online].
<http://www.mn.uio.no/bio/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/r/redoksreaksjoner.html>.
- BOGEN, J. 1988. A monitoring programme of sediment transport in Norwegian rivers. *International Association of Hydrological Sciences*.
- BOKMÅLSORDBOKA 2013. Affinitet. <http://www.nob-ordbok.uio.no/perl/ordbok.cgi?OPP=affinitet&bokmaal=+&ordbok=bokmaal>.
- BRUFAU, J. & TACON, A. 1999. Impact of agriculture on the environment. *CIHEAM*.
- BÄCKSTRÖM, M., NILSSON, U., HÅKANSSON, K., ALLARD, B. & KARLSSON, S. 2003. Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 147.
- CAO, J., XUE, H. B. & SIGG, L. 2006. Effects of pH and Ca competition on complexation of cadmium by fulvic acids and by natural organic ligands from a river and a lake. *Aquatic Geochemistry*, 12, 375-387.
- CONTROL, P.-O.-P. S. A. 2013. *Information Bulletin - General Hardness* [Online].
http://popteksystems.com/index_files/Page1803.htm. [Accessed 10. 04. 2013].
- DAMKJÆR, T. & PERSSON, K. 2010. Determining the Spreading Accuracy of Equipment for Winter Maintenance Services. *NORDIC*, 1.
- DAVIS, J. A. 1982. Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide/water interface. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46.
- DAVIS, J. A. 1984. Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48.
- DAVISON, W. 2003. DGT –for measurements in waters, soils and sediments.
- DAVISON, W. & ZHANG, H. 1994. IN-SITU SPECIATION MEASUREMENTS OF TRACE COMPONENTS IN NATURAL-WATERS USING THIN-FILM GELS. *Nature*, 367, 546-548.
- DAVISON, W. & ZHANG, H. 2012. Progress in understanding the use of diffusive gradients in thin films (DGT) – back to basics. 9.
- DELEEBEECK, N. M. E., DE LAENDER, F., CHEPURNOV, V. A., VYVERMAN, W., JANSSEN, C. R. & DE SCHAMPHELAERE, K. A. C. 2009. A single bioavailability model can accurately predict Ni toxicity to green microalgae in soft and hard surface waters. *Water Research*, 43, 1935-1947.
- DEPARTMENT OF SUSTAINABILITY, E., WATER, POPULATION AND COMMUNITIES. 2004. *Supervising Scientist Annual Report 2003 - 2004* [Online].
<http://www.environment.gov.au/ssd/publications/ss03-04/section3-5.html>. [Accessed 26.02.13].
- DIREKTORATSGRUPPEN, G. A. V. 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. *Veiledning 2009:01*.

- DUNN, R. J. K., TEASDALE, P. R., WARNKEN, J. & SCHLEICH, R. R. 2003. Evaluation of the Diffusive Gradient in a Thin Film Technique for Monitoring Trace Metal Concentrations in Estuarine Waters. *Environmental Science & Technology*, 37.
- DWIVEDI, P., PANDEY, D. N. & DWIVEDI, K. 2011. Impact Assessment of Total Hardness of the Water of River Mohand-Rao Flowing In the Doon Valley. *VSRD Technical & Non-Technical Journal*, 2.
- EIDSVOLL KOMMUNE, S. K., STATENS VEGVESEN OG JERNBANEVERKET 2007. E6 – Dovrebanen i Eidsvoll og Stange kommuner. Temarapport NATURMILJØ. 19.
- EIDSVOLL KOMMUNE, S. V. O. J. 2010. E6 – Dovrebanen Eidsvoll kommune. Reguleringsplan Langset – Hedmark grense. 55.
- ENGELSEN, C. J., VAN DER SLOOT, H. A., WIBETOE, G., PETKOVIC, G., STOLTENBERG-HANSSON, E. & LUND, W. 2009. Release of major elements from recycled concrete aggregates and geochemical modelling. *Cement and Concrete Research*, 39.
- ENGELSEN, C. J., WIBETOE, G., VAN DER SLOOT, H. A., LUND, W. & PETKOVIC, G. 2012. Field site leaching from recycled concrete aggregates applied as sub-base material in road construction. *Science of the Total Environment*, 427.
- ESBENSEN, K. H. 2002. *Multivariate Data Analysis - in practice*.
- EUROPEAN COMMISSION, D.-E. 2011. Road Construction and Traffic Signs. In: EUROPEAN COMMISSION, D.-E. (ed.). Green Public Procurement.
- FÖRSTNER, U. 2004. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lake & Reservoirs: Research and Management*, 9.
- GARDINER, J. 1973. *The Chemistry of Cadmium in Natural Water II. The Adsorption of Cadmium on River Muds and Naturally Occurring Solids*.
- GARMO, O. A., RØYSET, O., STEINNES, E. & FLATEN, T. P. 2003. Performance Study of Diffusive Gradients in Thin Films for 55 Elements. *Analytical Chemistry*, 75.
- GELTING, J. 2006. Trace Metal Speciation in the Baltic Sea. *Licentiate Thesis*, 74.
- GEOTECH ENVIRONMENTAL EQUIPMENT, I. 2009. WTW 3400i Multi-Parameter Field Meters [Online]. http://www.geotechenv.com/pdf/water_quality/wtw_3400i_multiparameter.pdf.
- GU, B., SCHMITT, J., CHEN, Z., LLANG, L. & MCCARTHY, J. F. 1994. Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. *Environmental Science & Technology*, 28.
- GUNDERSEN, P. & STEINNES, E. 2001. Influence of Temporal Variations in River Discharge, pH, Alkalinity and Ca on the Speciation and Concentration of Heavy Metals in some Mining Polluted Rivers. *Aquatic Geochemistry*, 7.
- GUNDERSEN, P. & STEINNES, E. 2003. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd and Al speciation in rivers. *Water Research*, 37.
- HANCOCK, P. J. 2002. Human Impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone. *Environmental Management*, 29.
- HEM, J. D. 1978. Redox processes at surfaces of manganese oxide and their effects on aqueous metal ions. *Chemical Geology*, 21.
- HIRAIDE, M., HIRAMATSU, S. & KAWAGUCHI, H. 1994. EVALUATION OF HUMIC COMPLEXES OF TRACE-METALS IN RIVER WATER BY ADSORPTION ON INDIUM-TREATED XAD-2 RESIN AND DEAE-SEPHAD X A-25 ANION-EXCHANGER. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 348, 758-761.
- HJORTENKRANS, D., BERGBACK, B. & HAGGERUD, A. 2006. New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117.

- HUNT, R. C. 1995. How to Increase the Accuracy of Solution Conductivity Measurements. *Sensor Development*.
- HUSER, B. J., KÖHLER, S. J., WILANDER, A., JOHANSSON, K. & FÖLSTER, J. 2011. Temporal and spatial trends for trace metals in streams and rivers across Sweden (1996-2009). *Biogeosciences*, 8.
- JAIN, C. K. & SHARMA, M. K. 2001. Distribution of trace metals in the Hindon River system, India. *Journal of Hydrology*, 253, 81-90.
- JARTUN, M. & PETTERSEN, A. 2010. Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords. *Journal of Soils and Sediments*, 10.
- JONES, W., ELDRIDGE, J., SILVA, J. P. & SCHIESSLER, N. 2007. LIFE and Europe's rivers - Protecting and improving our water resources. *LIFE Focus*.
- KAR, D., SUR, P., MANDAL, S. K., SAHA, T. & KOLE, R. K. 2008. Assessment of heavy metal pollution in surface water. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 119-124.
- LAGERWERFF, J. V. & SPECHT, A. W. 1970. Contamination of Roadside Soil and Vegetation with Cadmium, Nickel, Lead and Zinc. *Environmental Science & Technology*, 4.
- LEKSIKON, D. N. 2013a. jord – geologi, jordbunns lære [Online]. http://snl.no/jord/geologi%2C_jordbunns%20l%C3%A6re [Accessed 06.05.13].
- LEKSIKON, S. N. 2013b. Fyllitt [Online]. <http://snl.no/fyllitt>. [Accessed 13.03.2013].
- LEKSIKON, S. N. 2013c. Pyroksener [Online]. <http://snl.no/pyroksener>. [Accessed 05.02.13]
- LEKSIKON, S. N. 2013d. Resipient – av forurensing. *Store norske leksikon*. http://snl.no/resipient/av_forurensing
- LERFALD, B. O. 2010. Et mer funksjonelt vegnett i øst-vest-retning i Jämtland/Trøndelag - Faktorer som har betydning for bæreevnen. *SINTEF Byggeforsk - Veg- og jernbaneteknikk*.
- LINBO, T. L., BALDWIN, D. H., MCINTYRE, J. K. & SCHOLZ, N. L. 2009. EFFECTS OF WATER HARDNESS, ALKALINITY, AND DISSOLVED ORGANIC CARBON ON THE TOXICITY OF COPPER TO THE LATERAL LINE OF DEVELOPING FISH. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 1455-1461.
- LITTLE, E. E., CALFEE, R. D. & LINDER, G. 2012. Toxicity of copper to early-life stage kootenai river white sturgeon, columbia river white sturgeon, and rainbow trout. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63, 400-408.
- LØVHØIDEN, F. 1993. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1988-90. *Norsk Institutt for Naturforskning, NINA, Oppdragsmelding 156*.
- MANAHAN, S. E. 2010. *Environmental chemistry*, Boca Raton, Fla., CRC Press.
- MARSHAK, S. 2005. *Earth - Portrait of a planet*, W. W. Norton & Company.
- MIKKELSEN, C. 2013a. RE: Mailkommunikasjon.
- MIKKELSEN, Ø. 2013b. RE: Ledningsevne.
- MIKKELSEN, Ø. 2013c. RE: Skumprøver.
- MILJOLARE.NO. 2012. *Berggrunn og plantevekst* [Online]. http://miljolare.no/tema/naturomrader/artikler/berggrunn_og_plantevekst.php. [Accessed 06.12.12].
- MILJØVERNDEPARTEMENTET 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. In: FORURENSNINGS-AVDELINGEN, A. F. N. (ed.).
- NÁDASKÁ, G., LESNÝ, J. & MICHALÍK, I. 2010. Environmental aspect of Manganese chemistry.
- NFF, N. F. F. F. 2009. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. *Teknisk Rapport 09*.

- NGU. 2011. *Mineralressurskart* [Online]. <http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/Mineralressurser/>. [Accessed 06.12.12.]
- NGU. 2012a. *Berggrunnskart* [Online]. <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>. [Accessed 06.12.12.]
- NGU. 2012b. *Løsmassekart* [Online]. <http://www.ngu.no/no/hm/Norges-geologi/Losmasser/>. [Accessed 06.12.12.]
- NIMICK, D. A., GAMMONS, C. H., CLEASBY, T. E., MADISON, J. P., SKAAR, D. & BRICK, C. M. 2003. Diel cycles in dissolved metal concentrations in streams: occurrence and possible causes. *Water Resources Research*, 39.
- NIMICK, D. A., GAMMONS, C. H. & PARKER, S. R. 2011. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. *Chemical Geology*, 283.
- NRA, N. R. V. O. N. R. A. N. O. 2002. *Drikkevann - Vannanalyser og grenseverdier* [Online]. http://www.nrva.no/modules/module_123/proxy.asp?C=57&I=136&D=2.
- OGEDENGBE, K. & AKINBILE, C. O. 2010. Comparative Analysis of the Impact of Industrial and Agricultural Effluent on Ona Stream in Ibadan, Nigeria. *New York Science Journal*, 3.
- OLIVER, B. G., THURMAN, E. M. & MALCOLM, R. L. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47.
- PALMER, N. E. & VON WANDRUSZKA, R. 2010. Humic acids as reducing agents: the involvement of quinoid moieties in arsenate reduction. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1362-1370.
- PASCOAL, C., MARVANOVÁ, L. & CÁSSIO, F. 2005. Aquatic hyphomycete diversity in streams of Northwest Portugal. *Fungal Diversity*, 19.
- PENTTINEN, S., MALK, V., VAISANEN, A. & PENTTINEN, O. P. 2011. Using the critical body residue approach to determine the acute toxicity of cadmium at varying levels of water hardness and dissolved organic carbon concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, 1151-1155.
- POLLARD, C. J. & RUTAN, B. J. 1996. Dissolved Organic Carbon: Data variability and procedural recommendations report for AMQAW. *Virginia Institute of Marine Science*.
- POTTER, B. B. & WIMSATT, J. C. 2009. Determination of total organic carbon and specific UV absorbance at 254 nm in source water and drinking water. *EPA Document*.
- POURKHABBAZ, A., KHAZAEI, T., BEHRAVESH, S., EBRAHIMPOUR, M. & POURKHABBAZ, H. 2011. Effect of Water Hardness on the Toxicity of Cobalt and Nickel to a Freshwater Fish, *Capoeta fusca*. *Biomedical and Environmental Sciences*, 24, 656-660.
- PROFINOR. 2010. *Vann - Identifisering av forurensning* [Online]. <http://profinor.no/om-vann/vann-identifisering-av-forurensning.html>.
- PROTECTION, E. 2009. Foam on Surface Waterbodies. *British Columbia: Ministry of Environment*.
- PSC, P. S. C. O. W. 2011. Environmental Impacts of Transmission Lines. *Public Service Commission of Wisconsin*.
- REUTER, J. H. & PERDUE, E. M. 1977. Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41.
- RUBENOWITZ-LUNDIN, E. & HISCOCK, K. M. 2005. Water hardness and health effects. *Essentials of Medical Geology*.
- RYAN, A. C., TOMASSO, J. R. & KLAINÉ, S. J. 2009. INFLUENCE OF pH, HARDNESS, DISSOLVED ORGANIC CARBON CONCENTRATION, AND DISSOLVED

- ORGANIC MATTER SOURCE ON THE ACUTE TOXICITY OF COPPER TO DAPHNIA MAGNA IN SOFT WATERS: IMPLICATIONS FOR THE BIOTIC LIGAND MODEL. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 1663-1670.
- RYBICKA, E. H., ADAMIEC, E. & ALEKSANDER-KWATERCZAK, U. 2005. Distribution of trace metals in the Odra River system: Water-suspended matter-sediments. *Limnologia*, 35.
- RØYSET, O., NIVA 2005a. Nye fraksjoneringssteknikker for metaller i vann. *Kjemi*.
- RØYSET, O. R., B. O.; KRISTENSEN, T.; KROGLUND, F.; GARMO, Ø.; STEINNES, E. 2005b. Nytt verktøy for å forutsi stress fra aluminium hos ørret. *Kjemi*, 4.
- SADAR, M. 2004. Making Sense of Turbidity Measurements - Advantages In Establishing Traceability Between Measurements and Technology. *Hach Company*.
- SALBU, B. S., E. 1995. Trace Elements in Natural Waters. *CRC Press*.
- SAMFERDSELSDEPARTEMENTET 2009. Stortingsmelding nummer 16 - Nasjonal transportplan 2010 - 2019.
- SCALLY, S., DAVISON, W. & ZHANG, H. 2003. In situ measurements of dissociation kinetics and labilities of metal complexes in solution using DGT. *Environmental Science & Technology*, 37, 1379-1384.
- SCHILLING, K. & ZESSNER, M. 2011. Foam in the aquatic environment. *Water Research*, 45.
- SCHÄFER, J. & BLANC, G. 2002. Relationship between ore deposits in river catchments and geochemistry of suspended particulate matter from six rivers in southwest France. *The Science of the Total Environment*, 298.
- SFT, S. F. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. *Veiledning 97:04*.
- SHAILES, J. 2012. Supplementary Environmental Impact Statement. *EcO₂ Environmental Services*.
- SIGG, L., XUE, H., KISTLER, D. & SCHÖNENBERGER, R. 2000. Size fractionation (dissolved, colloidal and particulate) of trace metals in the Thur river, Switzerland. *Aquatic Geochemistry*, 6, 413-434.
- SKJELKVÅLE, B. L., HENRIKSEN, A., FAAFENG, B., FJELD, E., TRAAEN, T., LIEN, L., LYDERSEN, E. & BUAN, A. K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995.
- SKOOG, D. A., WEST, D. M., HOLLER, F. J. & CROUCH, S. R. 2004. *Fundamentals of analytical chemistry*, Belmont, Calif., Thomson Brooks/Cole.
- SKOUGSTADT, M. W. & HERR, C. A. 1960. Occurrence of Strontium in Natural Water. *Geological Survey Circular*, 420.
- STEINNES, E. 1987. Impact of Long-range Atmospheric Transport of Heavy Metals to the Terrestrial Environment in Norway.
- STUMM, W. & MORGAN, J. J. 1996. *Aquatic chemistry*, New York, Wiley.
- SYMADER, W., BIERL, R., KURTENBACH, A. & KREIN, A. 2007. *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers: Transport Indicators*.
- TEKMAR, T. 2011. Automated Productivity with the Torch - Combustion TOC Analyzer In: COMPANY, T. T. (ed.).
- TOSSAVAINEN, M. & FORSSBERG, E. 1999. The potential leachability from natural road construction materials. *The Science of the Total Environment*, 239.
- TSAI, L. J., HO, S. T. & YU, K. C. 2003. Correlations of extractable heavy metals with organic matters in contaminated river sediments. *Water Science and Technology*, 47, 101-107.
- UNIVERSITY, S. 2012. *The Department of Earth Sciences* [Online]. <http://su-thermochronology.syr.edu/Research/NewYorkCenterforAstrobiology.html>. [Accessed 8. 02. 13 klokken 14.40.

- VAN BOHEMEN, H. D. & JANSSEN VAN DE LAAK, W. H. 2003. The Influence of Road Infrastructure and Traffic on Soil, Water and Air Quality. *Environmental Management*, 31.
- VAN DER SLOOT, H. A. 2000. Comparison of the characteristic leaching behavior of cements using standard (EN 196-1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behavior in construction products during service life and recycling. *Cement and Concrete Research*, 30.
- VANN, K. 2013. *Turbiditet/Partikler* [Online]. <http://www.klart-vann.no/vannkvalitet/turbiditet-partikler>. [Accessed 05.03.13].
- VEGVESEN, S. 2010. Vannhåndtering E6 Ringebu-Otta.
- VIKAN, H. 2012. *RE: Notat fra telefonmøte*.
- VUORI, K.-M., SIREN, O. & LUOTONEN, H. 2003. Metal contamination of streams in relation to catchment silvicultural practices: a comparative study in Finnish and Russian headwaters. *Boreal Environment Research*, 8.
- VWR, I. 2013. *VWR® Metal-Free Centrifuge Tubes, Polypropylene, Sterile* [Online]. [Accessed 05.05.13].
- WAYLAND, R. H. 1993. Guidance Specifying Management Measures For Sources Of Nonpoint Pollution In Coastal Waters.
- WEGWU, M. O. & AKANINWOR, J. O. 2006. Assessment of heavy-metal profile of the New Calabar River and its impact on juvenile *Clarias gariepinus*. *Chemistry and Biodiversity*, 3, 79-87.
- WHO. 2013. *Turbidity measurements - the importance of measuring turbidity* [Online]. http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/fs2_33.pdf: World Health Organization. [Accessed 05.03.13].
- WTW 2003. Turb 350 IR - Operating Manual. *WTW GmbH & Co.*
- WURTS, W. A. 1993. Understanding water hardness. *World Aquaculture* 24.
- XUE, H. & SIGG, L. 1998. Cadmium speciation and complexation by natural organic ligands in fresh water. *Analytica Chimica Acta*, 363, 249-259.
- YAPICI, T., FASFOUS, II, MURIMBOH, J. & CHAKRABARTI, C. L. 2008. Investigation of DGT as a metal speciation technique for municipal wastes and aqueous mine effluents. *Analytica Chimica Acta*, 622, 70-76.
- YR.NO, M. 2012a. *Gardermoen Målestasjon* [Online]. <http://www.yr.no/sted/Norge/Akershus/Eidsvoll/Minnesund/statistikk.html>.
- YR.NO, V. 2012b. *Venabu Målestasjon* [Online]. <http://www.yr.no/sted/Norge/Oppland/Nord-Fron/Vinstra/statistikk.html>.
- ÖSTERLUND, H. 2010. Applications of the DGT Technique for Measurements of Anions and Cations in Natural Waters. *Licentiate Thesis*.
- ÅSTEBØL, S. O., HVITVED-JACOBSEN, T. & KJØLHOLT, J. 2011. NORWAT Nordic Road Water: Veg og vannforurensning - en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull.

Vedlegg A: Rådata for elver med anleggsarbeid

A.1 Standardparameterne

Det er kjørt analyser på standardparametere på alle prøvepunkt under alle prøverunder. I tabell I er resultatene fra analyse av pH, O₂-metning, ledningsevne, redokspotensial, turbiditet og temperatur presentert.

Tabell I: Oversikt over resultatene fra standardparametermålingene.

Lokalitet	pH	O ₂ -metning	Ledningsevne	Redokspotensial	Turbiditet	Temperatur
Ørbekken oppstrøms						
27.apr	7,305	58,8	44,5	357	2,13	5
03.apr, morgen	6,926	60	39,4	92	14,91	12,8
03.apr, kveld	7,082	Ikke målt	45	Ikke målt	Ikke målt	13,7
05.okt	6,762	Ikke målt	55,4	79	0,81	7,4
Ørbekken nedstrøms						
27.apr	7,294	55,7	107,5	375	1,37	5
03.apr, morgen	6,968	53	46,5	86	3,8	12,8
03.apr, kveld	6,958	Ikke målt	52,9	Ikke målt	Ikke målt	13,6
05.okt	7,363	Ikke målt	64,6	77	1,06	7,6
Brøhaug oppstrøms						
27.apr	5,647	53,2	18,9	387	0,44	4,7
03.apr, morgen	5,084	54,6	19,4	82	10,51	13,3
03.apr, kveld	4,843	Ikke målt	18,8	Ikke målt	Ikke målt	14,5
05.okt	5,597	Ikke målt	20,2	70	0,39	6,4
Brøhaug nedstrøms						
27.apr	6,334	54,9	55,5	393	1,76	4,9
03.apr, morgen	6,408	Ikke målt	56,6	60	3,22	13,4
03.apr, kveld	6,337	Ikke målt	64	Ikke målt	Ikke målt	14,3
05.okt	8,3	Ikke målt	84,4	73	9,61	6,9
Labbelva oppstrøms						
27.apr	5,35	56,6	18	394	2,44	3,1
03.apr, morgen	4,405	Ikke målt	21,5	93	25,79	12,1
03.apr, kveld	4,039	Ikke målt	25,1	Ikke målt	Ikke målt	13,1
05.okt	5,189	Ikke målt	22,5	82	0,69	6
Labbelva nedstrøms						
27.apr	5,297	38,1	19,4	405	4,89	3,3
03.apr, morgen	4,329	Ikke målt	21,3	80	4,75	12,5
03.apr, kveld	4,436	Ikke målt	23,8	Ikke målt	Ikke målt	13,5
05.okt	5,398	Ikke målt	26,9	73	0,37	6,2

A.2 Metallanalyse og hardhet

Det ble tatt filtrerte og ufiltrerte prøver på hvert prøvepunkt under hver prøverunde. Disse analysene ble også brukt til å beregne tysk hardhetsgrad og til å klassifisere elvene med Klifs tilstandsklasser. I tabell II-IV er resultatene fra metallanalysen presentert.

Tabell II: Metallanalyse av filtrerte og ufiltrerte prøver utført med ICP-MS.

Lokalitet	Dato	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]
Ørbekken, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	171,9	0,1899	5 865	0,01692	0,1031
ufiltrert	27.04.2012	223,3	0,2106	5 650	0,02301	0,2339
filtrert	03.08.2012	336,9	0,3542	5 625	0,04485	0,3180
ufiltrert	03.08.2012	375,6	0,3776	5 776	0,05004	0,4208
filtrert	05.10.2012	178,6	0,2803	7 189	0,01688	0,3042
ufiltrert	05.10.2012	196,4	0,2802	6 978	0,02006	0,3477
Ørbekken, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	193,9	0,1887	6 986	0,02043	0,1236
ufiltrert	27.04.2012	247,7	0,2151	7 230	0,02623	0,2593
filtrert	03.08.2012	345,6	0,3389	5 846	0,03781	0,2923
ufiltrert	03.08.2012	415,4	0,3804	5 812	0,04563	0,4165
filtrert	05.10.2012	174,2	0,2501	7 132	0,01811	0,2560
ufiltrert	05.10.2012	215,0	0,2732	7 213	0,02090	0,3033
Brøhaug Nordre, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	281,6	0,2218	1 938	0,03014	0,2389
ufiltrert	27.04.2012	306,6	0,2421	1 955	0,03768	0,2641
filtrert	03.08.2012	451,4	0,3735	2 079	0,06413	0,5788
ufiltrert	03.08.2012	471,3	0,3694	2 113	0,07091	0,6632
filtrert	05.10.2012	317,9	0,3230	2 042	0,03280	0,5657
ufiltrert	05.10.2012	314,6	0,3339	2 058	0,03326	0,6249
Brøhaug Nordre, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	263,9	0,2190	4 739	0,03754	0,1742
ufiltrert	27.04.2012	314,1	0,2480	4 351	0,04414	0,2656
filtrert	03.08.2012	399,9	0,4163	5 263	0,07161	0,4738
ufiltrert	03.08.2012	470,5	0,4318	5 314	0,07833	0,5723
filtrert	05.10.2012	315,0	0,4397	8 137	0,05015	0,4751
ufiltrert	05.10.2012	527,0	0,4861	8 298	0,05885	0,6381
Labelva, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	255,7	0,2564	1 534	0,04275	0,5243
ufiltrert	27.04.2012	308,3	0,2995	1 583	0,05028	0,5967
filtrert	03.08.2012	522,2	0,5024	2 184	0,07340	1,007
ufiltrert	03.08.2012	551,6	0,5455	2 077	0,07524	1,016
filtrert	05.10.2012	401,8	0,4622	2 512	0,04796	1,051
ufiltrert	05.10.2012	411,9	0,4724	2 413	0,05293	1,050
Labelva, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	288,9	0,2703	1 748	0,04141	0,5244
ufiltrert	27.04.2012	329,5	0,3126	1 734	0,04573	0,5967
filtrert	03.08.2012	525,7	0,4846	2 451	0,07006	0,8720
ufiltrert	03.08.2012	596,6	0,5459	2 427	0,07537	0,9326
filtrert*	05.10.2012	403,2	0,4662	3 139	0,05298	0,9345
ufiltrert	05.10.2012	396,4	0,4619	2 766	0,05157	0,8829
*: reanalysert						

Tabell III: Metallanalyse av filtrerte og ufiltrerte prøver utført med ICP-MS.

Lokalitet	Dato	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Hg [µg/L]	Mg [µg/L]	Ni [µg/L]
Ørbekken, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2216	0,8338	0,004832	669,2	0,6844
ufiltrert	27.04.2012	0,2528	0,9241	0,004742	686,3	0,7064
filtrert	03.08.2012	0,3852	2,253	0,004439	789,0	1,224
ufiltrert	03.08.2012	0,4240	2,364	0,003507	778,8	1,305
filtrert	05.10.2012	0,2789	0,8350	0,001473	944,3	1,081
ufiltrert	05.10.2012	0,2997	0,8777	0,003745	921,7	1,086
Ørbekken, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2646	1,476	0,007554	839,4	0,9257
ufiltrert	27.04.2012	0,2965	1,486	0,005287	871,1	0,9790
filtrert	03.08.2012	0,4248	2,152	0,003148	802,2	1,455
ufiltrert	03.08.2012	0,5135	2,417	0,004699	784,6	1,559
filtrert	05.10.2012	0,3003	1,638	0,001584	967,7	1,190
ufiltrert	05.10.2012	0,3424	1,676	0,001680	942,4	1,283
Brøhaug Nordre, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2081	0,5393	0,005036	312,3	0,5387
ufiltrert	27.04.2012	0,2102	0,5606	0,005168	300,4	0,5551
filtrert	03.08.2012	0,3368	0,8085	0,002900	324,7	0,9102
ufiltrert	03.08.2012	0,3596	0,8710	0,001332	344,5	0,9470
filtrert	05.10.2012	0,2697	0,5381	0,001376	354,9	0,7048
ufiltrert	05.10.2012	0,2621	0,5061	0,0006795	351,0	0,6984
Brøhaug Nordre, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2458	0,7677	0,005202	467,7	0,5707
ufiltrert	27.04.2012	0,2837	0,8678	0,004991	528,7	0,6408
filtrert	03.08.2012	0,5313	1,225	0,005117	544,2	0,9743
ufiltrert	03.08.2012	0,5939	1,379	0,005654	586,6	1,022
filtrert	05.10.2012	0,5428	0,9746	0,002159	646,3	0,9001
ufiltrert	05.10.2012	0,9738	1,387	0,0005456	807,6	1,171
Labelva, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,1847	0,6580	0,005918	274,5	0,4654
ufiltrert	27.04.2012	0,2502	0,7746	0,006284	295,6	0,4686
filtrert	03.08.2012	0,3826	1,139	0,005224	410,1	0,9505
ufiltrert	03.08.2012	0,4572	1,288	0,004281	424,5	0,9595
filtrert	05.10.2012	0,3579	0,7905	0,001466	471,0	0,7881
ufiltrert	05.10.2012	0,3591	0,7341	0,001467	462,9	0,8540
Labelva, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2194	0,6775	0,005940	306,6	0,4985
ufiltrert	27.04.2012	0,2907	0,9071	0,005172	353,7	0,6535
filtrert	03.08.2012	0,4068	1,292	0,006825	472,2	0,9311
ufiltrert	03.08.2012	0,5175	1,473	0,004825	493,6	1,118
filtrert*	05.10.2012	0,4413	0,9067	0,005841	546,8	0,8491
ufiltrert	05.10.2012	0,4169	0,8766	0,001849	518,6	0,8157
*: reanalysert						

Tabell IV: Metallanalyse av filtrerte og ufiltrerte prøver utført med ICP-MS.

Lokalitet	Dato	Pb [µg/L]	S [µg/L]	Sr [µg/L]	Zn [µg/L]	Hardhet [°dH]
Ørbekken, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,08836	1 122	27,02	2,102	17,99
ufiltrert	27.04.2012	0,1667	1 155	27,73	2,363	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,2315	864,5	29,94	7,002	9,115
ufiltrert	03.08.2012	0,3290	901,4	29,95	7,997	Ikke målt
filtrert	05.10.2012	0,1226	997,5	36,10	4,625	4,845
ufiltrert	05.10.2012	0,1680	970,5	36,41	2,721	Ikke målt
Ørbekken, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,1139	1 266	32,02	2,278	18,71
ufiltrert	27.04.2012	0,2231	1 344	33,03	2,576	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,2627	1 000	31,18	4,526	8,160
ufiltrert	03.08.2012	0,3859	994,2	33,23	5,005	Ikke målt
filtrert	05.10.2012	0,2069	1 153	37,26	2,398	4,918
ufiltrert	05.10.2012	0,2450	1 155	36,98	2,436	Ikke målt
Brøhaug Nordre, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,2099	685,6	8,659	4,588	19,13
ufiltrert	27.04.2012	0,2720	674,3	8,483	4,311	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,4920	609,7	10,58	9,968	8,356
ufiltrert	03.08.2012	0,6410	630,4	11,23	8,555	Ikke målt
filtrert	05.10.2012	0,2774	608,8	10,08	4,697	4,181
ufiltrert	05.10.2012	0,3295	597,6	10,52	4,228	Ikke målt
Brøhaug Nordre, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,1747	1 043	20,72	4,370	19,52
ufiltrert	27.04.2012	0,3760	1 046	21,42	4,507	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,4051	1 476	38,54	7,405	7,075
ufiltrert	03.08.2012	0,5775	1 477	38,01	8,148	Ikke målt
filtrert	05.10.2012	0,2113	1 566	46,12	4,984	5,519
ufiltrert	05.10.2012	0,4372	1 525	46,73	6,942	Ikke målt
Labelva, oppstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,4164	581,0	7,349	5,564	19,64
ufiltrert	27.04.2012	0,6196	532,6	7,469	6,279	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,9388	542,7	12,14	11,67	10,48
ufiltrert	03.08.2012	1,047	527,6	12,67	9,449	Ikke målt
filtrert	05.10.2012	0,6615	585,3	14,27	6,632	4,596
ufiltrert	05.10.2012	0,7418	557,3	13,75	6,722	Ikke målt
Labelva, nedstrøms						
filtrert	27.04.2012	0,4116	593,5	7,946	5,320	20,26
ufiltrert	27.04.2012	0,6217	578,4	8,649	5,595	Ikke målt
filtrert	03.08.2012	0,8322	584,8	13,74	9,538	8,687
ufiltrert	03.08.2012	1,0357	568,3	13,69	9,932	Ikke målt
filtrert*	05.10.2012	0,6081	732,4	15,99	7,014	4,256
ufiltrert	05.10.2012	0,7622	647,8	15,51	7,127	Ikke målt
*: reanalysert						

A.3 Filterprøver

Filterprøvene ble dekomponert med Ultra-Clave og deretter analysert for metallkonsentrasjoner med ICP-MS. Resultatene fra disse analysene er presentert i tabell V og VI.

Tabell V: Metallanalyse av filterprøvene analysert med Ultra-Clave og ICP-MS. Alle konsentrasjoner er i [$\mu\text{g/L}$].

Prøveområde	Mengde gjennom filter	Al	As	Ca	Cd	Co	Cr
Ørbekken oppstrøms	100 mL vann	15,529	0,004	7,968	0,001	0,020	0,023
Ørbekken nedstrøms	100 mL vann	10,412	0,003	5,045	0,001	0,012	0,039
Brøhaug oppstrøms	100 mL vann	4,056	0,002	3,267	0,000	0,005	0,010
Brøhaug nedstrøms	100 mL vann	11,202	0,003	6,152	0,000	0,008	0,023
Labbelva nedstrøms	75 mL vann	31,903	0,010	12,484	0,001	0,020	0,054
Labbelva oppstrøms	90 mL vann	7,906	0,004	5,882	0,000	0,005	0,014

Tabell VI: Metallanalyse av filterprøvene analysert med Ultra-Clave og ICP-MS. Alle konsentrasjoner er i [$\mu\text{g/L}$].

Prøveområde	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Ni	Pb	Sr	Sr	Zn
Ørbekken oppstrøms	0,004	19,844	0,000	3,023	4,669	0,014	0,012	0,061	0,061	0,120
Ørbekken nedstrøms	0,001	12,750	0,000	1,808	2,648	0,008	0,008	0,037	0,037	0,092
Brøhaug oppstrøms	-0,004	7,584	0,000	0,656	1,218	0,000	0,008	0,015	0,015	0,043
Brøhaug nedstrøms	0,001	11,846	0,000	2,442	0,759	0,007	0,009	0,033	0,033	0,074
Labbelva nedstrøms	0,022	37,247	0,002	7,965	1,865	0,028	0,040	0,082	0,082	0,194
Labbelva oppstrøms	0,000	12,572	0,000	1,437	0,484	0,002	0,011	0,024	0,024	0,078

A.4 DGT-konsentrasjoner

Resultatene fra målingene av døgngjennomsnittskonsentrasjoner av metallene med DGT er presentert i tabell VII og VIII.

Tabell VII: Oversikt over konsentrasjonene av aluminium, kadmium, kobolt, krom og kobber med tilhørende standardavvik beregnet fra DGT-analysene.

Prøvepunkt	Al [$\mu\text{g/L}$]	Cd [$\mu\text{g/L}$]	Co [$\mu\text{g/L}$]	Cr [$\mu\text{g/L}$]	Cu [$\mu\text{g/L}$]
Labbelva oppstrøms	155,3 \pm (28,44)	0,492 \pm (0,157)	2,603 \pm (0,615)	0,235 \pm (0,055)	2,755 \pm (1,885)
Labbelva nedstrøms	187,0 \pm (58,26)	0,387 \pm (0,046)	2,197 \pm (0,428)	0,212 \pm (0,057)	1,714 \pm (0,463)
Brøhaug oppstrøms	122,2 \pm (55,68)	0,308 \pm (0,018)	1,384 \pm (0,295)	0,204 \pm (0,052)	1,089 \pm (0,091)
Brøhaug nedstrøms	99,45 \pm (47,61)	0,247 \pm (0,065)	0,462 \pm (0,055)	0,135 \pm (0,030)	1,192 \pm (0,129)
Ørbekken oppstrøms	51,65 \pm (8,739)	0,259 \pm (0,089)	0,238 \pm (0,053)	0,250 \pm (0,162)	1,345 \pm (0,964)
Ørbekken nedstrøms	45,95 \pm (4,673)	0,101 \pm (0,010)	0,200 \pm (0,028)	0,105 \pm (0,026)	0,877 \pm (0,075)

Tabell VIII: Oversikt over konsentrasjonene av jern, mangan, nikkel, bly og sink med tilhørende standardavvik beregnet fra DGT-analysene.

Prøvepunkt	Fe [µg/L]	Mn [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Zn [µg/L]
Labbelva oppstrøms	495,7 ± (91,84)	440,2 ± (103,8)	2,597 ± (0,903)	0,559 ± (0,216)	65,76 ± (41,42)
Labbelva nedstrøms	457,5 ± (146,9)	413,5 ± (73,41)	2,132 ± (0,530)	0,662 ± (0,240)	89,18 ± (14,57)
Brøhaug oppstrøms	298,9 ± (84,34)	393,0 ± (65,99)	1,584 ± (0,247)	0,350 ± (0,217)	40,74 ± (1,109)
Brøhaug nedstrøms	117,0 ± (60,32)	195,9 ± (36,40)	1,220 ± (0,456)	0,366 ± (0,232)	38,59 ± (20,86)
Ørbekken oppstrøms	47,15 ± (10,66)	126,4 ± (31,42)	3,518 ± (4,443)	0,175 ± (0,039)	25,68 ± (6,795)
Ørbekken nedstrøms	50,66 ± (7,767)	86,17 ± (15,27)	0,700 ± (0,113)	0,129 ± (0,009)	25,09 ± (8,631)

A.5 Eksempelberegning av DGT-konsentrasjon

Det er i det følgende gjennomført en beregning av sinkkonsentrasjon oppstrøms i Labbelva. Ved hjelp av ICP-MS ble det funnet en sinkkonsentrasjon på 12,38 µg/L i en løsning som var 0,9696 g prøve (fra DGT utvaskingsløsning) fortynnet med MQ vann til 9,7015 g.

Multiplikasjon av sinkkonsentrasjonen med fortynningsfaktoren:

$$\text{Fortynningsfaktor} = 9,7015\text{g} / 0,9696\text{ g} = 10,0057$$

(Det er her tatt utgangspunkt i en løsnings tetthet på 1 g/mL, selv om dette utgjør en liten feil).

$$\text{Konsentrasjon korrigert for fortynning} = 12,38\ \mu\text{g/L} * 10,0057 = 123,87\ \mu\text{g/L}$$

Beregning av sinkkonsentrasjon i opprinnelig prøve:

$$M = 123,87\ \mu\text{g/L} * (0,9696 + 0,16) * 10^{-3} / 0,8 = 0,1749\ \mu\text{g}$$

Gjennomsnittstemperaturen var 12,6 °C, slik at diffusjonskoeffisienten for Zn som brukes er $4,29 * 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s}$.

DGT var deponert i 28800 s.

$$C_{\text{DGT}} = 0,1749\ \mu\text{g} * (0,08 + 0,013)\text{cm} / (4,29 * 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s} * 28800\text{s} * 3,14\text{cm}^2) = 0,0419\ \mu\text{g}/\text{cm}^3 = 41,19\ \mu\text{g/L}.$$

Samme beregning må gjøres for de to andre parallellene som er tatt på samme punkt, deretter må det beregnes et gjennomsnitt på de tre som sammenliknes med verdien funnet i den filtrerte prøven tatt samme sted. Det er disse gjennomsnittene som er presentert i tabell VII og VIII.

Vedlegg B: Elver uten anleggsarbeid

Det vil i det følgende presenteres data for de elvene som ikke er under anleggsarbeid. Først og fremst gjelder det Augla, Lauvåa og Skurdalsåa, men under den første prøverunden ble det også tatt prøver i Storåa på Kvam og Givra på Vinstra. Alle dataene fra disse analysene vil presenteres her.

B.1 Koordinater for prøvepunkt

GPS-koordinatene for prøvepunktene i Augla, Lauvåa og Skurdalsåa er presentert i tabell I.

Tabell I: GPS-koordinater for prøvepunktene.

Lokalitet	GPS – koordinater
Augla	61°33,970´N 09°54, 354´E
Lauvåa	61°34,450´N 09°53, 695´E
Skurdalsåa	61°34,129´N 09°51, 046´E

B.2 Standardparameterne

Første prøverunde ble det tatt prøver i to elver lenger nord i Gudbrandsdalen enn de resterende elvene. Dette er Storåa på Kvam og Givra på Vinstra, og de ble analysert 26.04.12. I tillegg er Augla, Lauvåa og Skurdalsåa like sør for Vinstra analysert alle prøverundene. Data fra analysene av standardparameterne presenteres her. I tabell II er pH, ledningsevne og temperatur dokumentert.

Tabell II: Oversikt over standardparametere for elvene uten anleggsarbeid.

Lokalitet	Dato	pH	Ledningsevne [μ S/cm]	Temperatur [°C]
Storåa på Kvam	26.04.2012	7,46	62,9	2,9
Givra på Vinstra	26.04.2012	7,94	125,8	2,6
Augla	27.04.2012	7,58	88,6	4,0
Lauvåa	27.04.2012	7,71	120,8	3,9
Skurdalsåa	27.04.2012	7,60	108,0	4,0
Augla	03.08.2012	7,96	118,4	12,2
Lauvåa	03.08.2012	7,74	155,3	11,1
Skurdalsåa	03.08.2012	7,66	102,7	13,8
Augla	05.10.2012	6,70	119,3	4,8
Lauvåa	05.10.2012	6,32	149,1	7,6
Skurdalsåa	05.10.2012	7,72	119,4	5,3

Tabell III: Oversikt over standardparametere for elvene uten anleggsarbeid.

Lokalitet	Dato	Redokspotensial [mV]	Turbiditet [NTU]	Skumprøve
Storåa på Kvam	26.04.2012	354	Ikke tatt	Flyktig skum
Givra på Vinstra	26.04.2012	343	Ikke tatt	Flyktig skum
Augla	27.04.2012	385	4,84	Tatt prøve
Lauvåa	27.04.2012	374	0,24	Ingen skum
Skurdalsåa	27.04.2012	385	25,13	Ingen skum
Augla	03.08.2012	93	0,02	Flyktig skum
Lauvåa	03.08.2012	65	0,40	Ingen skum
Skurdalsåa	03.08.2012	17	2,37	Flyktig skum
Augla	05.10.2012	59	0,11	Ingen skum
Lauvåa	05.10.2012	32	0,01	Ingen skum
Skurdalsåa	05.10.2012	5	0,05	Ingen skum

Tabell IV: Oversikt over DOC-resultater for elvene uten anleggsarbeid.

Lokalitet	Dato	DOC [ppmC]
Storåa på Kvam	26.04.2012	7,1445 ± 0,2106
Givra på Vinstra	26.04.2012	6,1273 ± 0,2438
Augla	27.04.2012	7,1922 ± 0,2294
Lauvåa	27.04.2012	5,5504 ± 0,0227
Skurdalsåa	27.04.2012	5,4010 ± 0,2449
Augla	03.08.2012	5,5230 ± 0,3389
Lauvåa	03.08.2012	5,4261 ± 0,0818
Skurdalsåa	03.08.2012	3,9129 ± 0,1764
Augla	05.10.2012	5.7804 ± 0.0715
Lauvåa	05.10.2012	5.1892 ± 0.3467
Skurdalsåa	05.10.2012	3.8267 ± 0.0656

B.3 Metallanalyse

Det ble tatt filtrerte og ufiltrerte prøver i alle elvene. Resultatene av aluminium, arsen, kalsium, kadmium og kobolt fra disse analysene er presentert i tabell V.

Tabell V: Oversikt over metallkonsentrasjoner analysert fra filtrerte og ufiltrerte prøver.

Lokalitet	Dato	Al [$\mu\text{g/L}$]	As [$\mu\text{g/L}$]	Ca [$\mu\text{g/L}$]	Cd [$\mu\text{g/L}$]	Co [$\mu\text{g/L}$]
Storåa på Kvam, filtrert	26.04.2012	55,3	0,087	9 498	0,0045	0,132
Storåa på Kvam, ufiltrert	26.04.2012	3 765,9	0,626	11 643	0,0530	6,490
Givra på Vinstra, filtrert	26.04.2012	13,6	0,063	22 483	0,0023	0,030
Givra på Vinstra, ufiltrert	26.04.2012	195,0	0,076	23 943	0,0039	0,206
Augla, filtrert	27.04.2012	20,8	0,154	11 089	0,0068	0,092
Augla, ufiltrert	27.04.2012	101,8	0,185	10 710	0,0071	0,225
Lauvåa, filtrert	27.04.2012	7,6	0,061	17 865	0,0019	0,041
Lauvåa, ufiltrert	27.04.2012	11,3	0,062	18 051	0,0030	0,048
Skurdalsåa, filtrert	27.04.2012	24,0	0,085	13 821	0,0164	0,116
Skurdalsåa, ufiltrert	27.04.2012	513,3	0,284	13 472	0,0255	0,876
Augla, filtrert	03.08.2012	7,25	0,108	18 029	0,002	0,038
Augla, ufiltrert	03.08.2012	16,83	0,102	16 561	0,003	0,069
Lauvåa, filtrert	03.08.2012	7,40	0,081	24 569	0,003	0,043
Lauvåa, ufiltrert	03.08.2012	47,58	0,079	24 857	0,005	0,089
Skurdalsåa, filtrert	03.08.2012	12,05	0,093	13 749	0,007	0,170
Skurdalsåa, ufiltrert	03.08.2012	49,42	0,110	14 947	0,009	0,230
Augla, filtrert	05.10.2012	6,2	0,087	14 782	0,002	0,032
Augla, ufiltrert	05.10.2012	11,8	0,089	14 132	0,001	0,047
Lauvåa, filtrert	05.10.2012	6,1	0,062	24 272	0,002	0,040
Lauvåa, ufiltrert	05.10.2012	8,5	0,066	21 223	0,002	0,036
Skurdalsåa, filtrert	05.10.2012	8,8	0,067	14 266	0,005	0,139
Skurdalsåa, ufiltrert	05.10.2012	17,3	0,071	15 008	0,006	0,151

Resultatene fra analysene av de filtrerte og ufiltrerte prøvene for krom, kobber, jern, kvikksølv og magnesium er vist i tabell VI.

Tabell VI: Oversikt over metallkonsentrasjoner analysert fra filtrerte og ufiltrerte prøver.

Lokalitet	Dato	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [µg/L]	Hg [µg/L]	Mg [µg/L]
Storåa på Kvam, filtrert	26.04.2012	0,192	1,60	134,2	0,0030	1 518
Storåa på Kvam, ufiltrert	26.04.2012	9,068	20,33	7 215,8	0,0018	3 495
Givra på Vinstra, filtrert	26.04.2012	0,031	0,43	7,3	0,0017	1 456
Givra på Vinstra, ufiltrert	26.04.2012	0,443	0,88	274,2	0,0025	1 607
Augla, filtrert	27.04.2012	0,083	1,05	306,3	0,0028	1 783
Augla, ufiltrert	27.04.2012	0,191	1,25	526,2	0,0027	1 753
Lauvåa, filtrert	27.04.2012	0,040	0,48	3,9	0,0012	1 499
Lauvåa, ufiltrert	27.04.2012	0,052	0,50	8,5	0,0012	1 473
Skurdalsåa, filtrert	27.04.2012	0,056	0,96	33,9	0,0016	2 143
Skurdalsåa, ufiltrert	27.04.2012	0,640	2,27	1 020,0	0,0015	2 255
Augla, filtrert	03.08.2012	0,069	0,628	9,78	0,000	2 398
Augla, ufiltrert	03.08.2012	0,091	0,647	37,83	0,000	2 419
Lauvåa, filtrert	03.08.2012	0,072	0,670	3,17	0,001	2 138
Lauvåa, ufiltrert	03.08.2012	0,105	0,801	68,88	0,001	2 247
Skurdalsåa, filtrert	03.08.2012	0,052	0,672	136,01	0,001	2 135
Skurdalsåa, ufiltrert	03.08.2012	0,090	5,594	229,54	0,001	2 251
Augla, filtrert	05.10.2012	0,06	0,54	22,4	0,000	2 433
Augla, ufiltrert	05.10.2012	0,07	0,53	43,3	0,000	2 377
Lauvåa, filtrert	05.10.2012	0,04	0,54	2,7	0,000	2 200
Lauvåa, ufiltrert	05.10.2012	0,03	0,51	7,0	0,000	2 042
Skurdalsåa, filtrert	05.10.2012	0,04	0,54	96,7	-0,001	2 426
Skurdalsåa, ufiltrert	05.10.2012	0,04	0,59	139,9	-0,001	2 451

Resultatene fra analysene av de filtrerte og ufiltrerte prøvene for mangan, nikkell, bly, svovel, strontium og sink er vist i tabell VII.

Tabell VII: Oversikt over metallkonsentrasjoner analysert fra filtrerte og ufiltrerte prøver.

Lokalitet	Dato	Mn [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	S [µg/L]	Sr [µg/L]	Zn [µg/L]
Storåa på Kvam, filtrert	26.04.2012	11,99	0,689	0,088	1 430	45,74	0,83
Storåa på Kvam, ufiltrert	26.04.2012	313,52	13,922	6,873	1 271	54,68	21,42
Givra på Vinstra, filtrert	26.04.2012	0,33	0,199	0,011	3 615	141,82	0,31
Givra på Vinstra, ufiltrert	26.04.2012	11,12	0,631	0,292	4 003	144,60	1,20
Augla, filtrert	27.04.2012	11,58	0,823	0,044	2 060	72,80	1,49
Augla, ufiltrert	27.04.2012	64,19	1,120	0,169	2 052	75,50	1,97
Lauvåa, filtrert	27.04.2012	0,21	0,287	0,008	2 276	108,36	0,64
Lauvåa, ufiltrert	27.04.2012	0,64	0,271	0,015	2 064	108,89	0,68
Skurdalsåa, filtrert	27.04.2012	48,66	1,233	0,044	5 298	111,46	3,72
Skurdalsåa, ufiltrert	27.04.2012	89,36	2,449	1,519	5 238	117,54	5,54
Augla, filtrert	03.08.2012	0,68	0,426	0,0068	3 498	116,3	1,48
Augla, ufiltrert	03.08.2012	9,31	0,482	0,0176	3 486	117,6	1,55
Lauvåa, filtrert	03.08.2012	0,24	0,368	0,0162	3 133	161,0	1,44
Lauvåa, ufiltrert	03.08.2012	4,47	0,468	0,1219	3 295	161,7	2,06
Skurdalsåa, filtrert	03.08.2012	120,82	0,884	0,0184	4 239	113,4	2,12
Skurdalsåa, ufiltrert	03.08.2012	128,50	1,039	0,1525	4 167	113,9	4,14
Augla, filtrert	05.10.2012	0,90	1,75	0,023	3 654	108,94	3,45
Augla, ufiltrert	05.10.2012	8,55	0,50	0,027	3 465	100,29	0,91
Lauvåa, filtrert	05.10.2012	0,32	0,33	0,005	3 238	150,12	0,47
Lauvåa, ufiltrert	05.10.2012	0,63	0,29	0,011	3 036	144,58	0,41
Skurdalsåa, filtrert	05.10.2012	87,15	0,90	0,011	5 106	122,13	1,41
Skurdalsåa, ufiltrert	05.10.2012	94,39	0,93	0,030	5 105	125,19	1,35

B.4 Filterprøver

Det ble tatt filterprøver på alle elvene utenfor anleggsområdet under den første prøverunden. Rådata presenteres i tabell VIII og IX. Når det gjelder Storåa på Kvam, var den estetisk lite pen med forholdsvis brunt og urent vann. Dette var den elven som ble undersøkt som så verst ut.

Tabell VIII: Metallkonsentrasjoner fra filterprøvene.

Lokalitet	Filterprøve [mL]	Al [µg/L]	As [µg/L]	Ca [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]
Storåa på Kvam	20 mL vann	471,916	0,034	73,669	0,001	0,187	0,844	0,495
Givra på Vinstra	100 mL vann	47,029	0,002	21,050	0,000	0,018	0,080	0,019
Augla	100 mL vann	20,136	0,003	5,204	0,000	0,008	0,032	0,008
Lauvåa	500 mL vann	1,421	0,000	4,722	0,000	0,001	0,008	-0,005
Skurdalsåa	100 mL vann	371,372	0,039	66,057	0,004	0,138	0,391	0,216

Tabell IX: Metallkonsentrasjoner fra filterprøvene.

Lokalitet	Fe [µg/L]	Hg [µg/L]	Mg [µg/L]	Mn [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	S [µg/L]	Sr [µg/L]	Zn [µg/L]
Storåa på Kvam	375,538	0,012	126,287	7,205	0,494	0,160	232,692	0,747	0,979
Givra på Vinstra	39,293	0,000	15,059	1,107	0,036	0,018	267,278	0,142	0,133
Augla	21,034	0,002	4,694	1,865	0,017	0,008	448,992	0,048	0,076
Lauvåa	1,091	0,000	0,547	0,044	-0,001	0,002	812,491	0,021	0,068
Skurdalsåa	332,645	0,000	74,382	7,536	0,252	0,184	586,219	0,680	1,061