

Benedicte Broderstad og Jens Fjellvik Østvik

Klassifisering av miljøtilstand i Fjelldalselva, Lillesand kommune



Høgskolen i Sørøst-Norge

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Institutt for natur-, helse- og miljøfag

Postboks 235

3603-Kongsberg

<http://www.usn.no>

© 2016 Benedicte Broderstad og Jens Fjellvik Østvik

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng.

Forord

Denne oppgaven er skrevet i masterstudiet Akvatisk økologi, ved Høgskolen i Sørøst-Norge, Telemark, avd. Bø. Oppgaven ble skrevet for Lillesand kommune, som har bidratt med midler til oppgaven sammen med Fylkesmannen i Aust-Agder. Vår veileder har vært Espen Lydersen, som vi vil takke for god hjelp og korrekturlesing underveis i oppgaven. I tillegg vil vi gjerne takke Bjørn Gunnar Steen og Karin Brekke Li for hjelp med analyser på lab. Ole Martin Aanonsen, naturforvalter hos Birkenes kommune, har vært svært behjelpelig med å svare på spørsmål om lokale forhold. Avhandlingen har et vedleggshefte.

Bø, 20.05.2016

Benedicte Broderstad og Jens Fjellvik Østvik

Sammendrag

I Fjelldalselva, Skarvedalstjønn og Flubergtjønn, på Sørlandet, ble vannkjemi, klorofyll a og invertebrater undersøkt i perioden mai – oktober 2015. Basert på disse undersøkelsene har elva og innsjøene blitt klassifisert etter retningslinjene i Klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann, i samsvar med EU's vannrammedirektiv. Alle stasjonene befant seg i samme nedbørsfelt, og undersøkelsen er basert på månedlige prøvetakinger i de to innsjøene og fem stasjoner i elva. Hovedproblemet i nedbørsfeltet er forsuring. Følgelig varierte pH mellom 4,7-6,8, konsentrasjonen av uorganisk Al (Al_i) mellom 2-145 $\mu\text{g L}^{-1}$ og vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC) mellom -48-123 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Forsuringen skyldes i hovedsak sterk påvirkning fra sur nedbør gjennom flere tiår, og lokale sulfidholdige bergarter. Den biologiske indeksen MultiClear kombinert med de vannkjemiske parameterne som inngår i de fysiske-kjemiske kvalitetselementene, gav begge innsjøene «moderat» tilstandsklasse. Den biologiske indeksen River Acidification Macroinvertebrate index (RAMI) kombinert med de vannkjemiske parameterne som inngår i de fysiske-kjemiske kvalitetselementene gav Fjelldalselva tilstandsklasse «svært dårlig», og de undersøkte stasjonene var påvirket av forsuring. Hovedårsaken til forsuringsproblemet var de lave pH-verdiene og de høye konsentrasjonene Al_i . Etter veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann, skal elver deles inn i anadrom- og ikke anadrom strekning. Den anadrome strekningen omfatter området hvor anadrom fisk som sjørret (*Salmo trutta*), oppholder seg i Fjelldalselva under gyting og fra de klekkes til smoltifisering. Ovenfor anadrom strekning er det kun stasjonær ferskvannsfisk. Den anadrome strekningen av elva befinner seg under marin grense (≈ 50 m.o.h.), hvor kalsiumrike marine avsetninger bidrar til en forbedret ANC i vannet. Allikevel er denne delen av elva kalket for ytterligere å forbedre ANC-nivået. Til tross for dette havner Fjelldalselva i tilstandsklasse «svært dårlig».

Fordi RAMI indeksen ikke er ferdig utviklet og verifisert, er ikke den økologiske klassifisering av Fjelldalselva fullt pålitelig.

Abstract

In the River Fjelldalselva, Lake Skarvedalstjønn and Lake Flubergtjønn, southern Norway, main water chemistry, chlorophyll a and invertebrates have been investigated. Based on these investigations, the lakes and the watercourse have been classified according to the Norwegian quality guidelines in accordance with the EU water-frame directive. The investigation was based on monthly samples taken in the two lakes and five stations in the river, from May-October 2015. All the stations were within the same catchment area. The main threat within the catchment area is water acidification. Accordingly, pH varied between 4,7-6,8, the concentration of inorganic Al (Al_i) varied from 2-145 $\mu\text{g L}^{-1}$ and the acid neutralization capacity (ANC) varied between -48-123 $\mu\text{Eq L}^{-1}$. The acidification is due to high impacts of acid rain during many decades, and local sulphur containing bedrocks. According to the biological MultiClear index for lakes, combined with key water chemical parameters, both investigated lakes were classified as “moderately” impacted by acidification. According to biological River Acidification Macroinvertebrate index (RAMI), combined with key water chemical parameters, the result indicated “very bad” acidification conditions in the river. The primary causes for the bad acidification status in both lakes and the river, are the low pH and the high concentration of Al_i . According to the Norwegian quality guidelines, rivers should be divided in two parts, the downmost anadromous area, where anadromous fish, as sea-migrating brown trout (*Salmo trutta*) in River Fjelldalselva, are able to occupy during spawning and subsequent juvenile grow up, and the uppermost area only occupied by freshwater stationary fish species. As the anadromous part of the river is located below the marine limit in this area (≈ 50 m a.s.l), the calcium rich, and old marine deposits contribute to improved acid neutralizing capacity (ANC) in the water. Despite this fact, the anadromous part of the river has also been limed to further strengthen the ANC. However, according to the Norwegian quality guideline, the anadromous area of River Fjelldalselva is still categorized as “very bad”, and impacted by acidification.

As the biological index for rivers (RAMI) is still not fully developed and verified, the environmental characterization of the River Fjelldalselva water course is accordingly not fully reliable.

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	5
2 Metode	8
3 Områdebeskrivelse	13
3.1 Stasjonsbeskrivelse	19
4 Resultater	26
4.1 Biologisk og fysisk- kjemiske parametere.....	29
4.2 Økologisk tilstand	35
5 Diskusjon	40
5.1 Bunndyr	40
5.2 Vannføring og fysisk-kjemiske kvalitetselementer	43
5.3 Tidligere undersøkelser	46
6 Usikkerhet	48
7 Konklusjon	49
8 Referanser	50

1 Innledning

EU's vannrammedirektiv for vann trådte i kraft i 2000 (1). Målet var å etablere rammer for en felles vannpolitikk i EU, som beskytter overflatevann, grunnvann, brakkvann og kystvann. Rammeplanens formål er å hindre at økologisk status i disse vanntypene i fremtiden blir forverret, og sikre en langsiktig bærekraftig bruk av disse ressursene (2). Dette gjøres ved å forbedre de akvatiske miljøene gjennom konkrete tiltak som å redusere mengden utslipp av farlige prioriterte stoffer, utslipp fra bebyggelse og industri, og hindre videre skade, samt dempe skadelige effekter av flom og tørke. Dette er viktige punkter for å ivareta god vannkvalitet og for å kunne imøtekomme kravene til viktige internasjonale avtaler som blant annet *Våtmarkskonvensjonen* (Ramsarkonvensjonen), *OSPAR-konvensjonen* og *Gøteborgprotokollen* (3-5). Medlemslandene skal selv identifisere de forskjellige vassdragene som ligger innenfor egne landegrenser, og ut i fra dette skal passende grenser for ulike vannregioner settes (1).

I Norge har vi 16 vannregioner, som administreres av 11 fylkeskommuner. Disse 11 fylkeskommunene fungerer som vannregionmyndigheter. Vannregionmyndighetenes ansvar er å koordinere oppgavene som følger av *Forskrift om rammer for vannforvaltningen* (6), heretter kalt vannforskriften. De skal legge til rette for arbeidet, følge opp myndigheter som har arbeid knyttet til vannforskriften, samordne bidrag og gjennomføre sine egne oppgaver. Innenfor hver enkelt vannregion skal det opprettes et vannregionutvalg, dette er vannregionmyndighetens ansvar. Vannregionutvalget skal etter vannforskriften § 22. «*være sammensatt av representanter fra vannregionmyndigheten og øvrige fylkeskommuner, fylkesembeter, samt andre berørte sektormyndigheter og kommuner. Representanter for berørte rettighetshavere og private og allmenne brukerinteresser skal være nært knyttet til vannregionutvalget gjennom en referansegruppe.*» Hver enkelt vannregion kan deles opp i ulike vannområder. Dette gjøres av vannregionmyndigheten i samarbeid med vannregionutvalget. Det skal ved inndeling i vannområder tas utgangspunkt i naturgitte forhold, og eksisterende samarbeid mellom regionale myndigheter, kommuner og andre interesser (6). I Norge har vi rundt 100 vannområder (7). Arbeidet med å karakterisere og vurdere tiltak i vannforekomster skal helst inngå i arbeidet på vannregionnivå i henhold til vannforskriften. (6). Kommunene har en viktig rolle i forvaltningen og arbeidet i forhold til vannforskriften, fordi vannforvaltningen må være lokalt tilpasset. Det er kommunene selv som må ha et mål om hva de ønsker å bruke vannet til, og uten deres engasjement vil det ikke avgjøres lokalt hva som skal prioriteres i ett vannområde (7).

Klassifisering av miljøtilstand i vann (8) er klassifiseringssystemet som brukes i henhold til kravene i vannforskriften. Det skal utarbeides tilstandsklasser for økologisk- og kjemisk tilstand. Målet er å sikre at miljøtilstanden er basert på faglig anerkjente kjemiske, fysiske og biologiske parametere, og at vannkjemi og akvatiske organismer skal sees i sammenheng og forvaltes deretter (6). Den første veilederen ble utarbeidet i 2007 og godkjent i 2009 (9), den siste ble utgitt i 2013 og revidert i 2015 (8, 10). Klassifiseringssystemet er bygget på at hver enkelt vanntype har sine egne grenseverdier med tilhørende klassegrenser. Økologisk tilstand blir satt ut ifra biologiske-, og fysisk-kjemiske kvalitetselementer. Her er det fem tilstandsklasser, «svært dårlig», «dårlig», «moderat», «god» og «svært god». Kjemisk tilstand blir satt ut i fra miljøgifter (prioriterte stoffer), og har klassene «god» eller «dårlig». Vanddirektivet og vannforskriften setter krav til at land som har felles vann typer skal interkalibrere sine klassifiseringssystemer (1, 6). Dette gjøres for at landene skal ha sammenlignbare grenseverdier for god økologisk tilstand. Norge har vært en del av den nordiske interkalibreringsgruppa (Sverige, Finland, Irland og England) for innsjøer og elver, noe som har resultert i at noen av vann typene har et såkalt Nordisk geografisk interkalibreringsgruppe nummer (N GIG). Alle vannforekomster skal få en tilstandsklasse for økologisk- og kjemisk tilstand. Sammen med overvåkningsdata og ekspertvurderinger gir tilstandsvurderingen et bilde av vannforekomstens status. For naturlige forekomster av overflatevann (innsjøer, elver, kystvann) er miljømålet at de skal ha minst «god» økologisk- og kjemisk tilstand innen 2021. Med god økologisk tilstand menes «akseptable avvik fra naturtilstanden», mht. fysisk-kjemiske, biologiske og hydromorfologiske forhold. For grunnvann er miljømålet god kjemisk og god kvantitativ tilstand. God kvantitativ tilstand gjelder grunnvannsnivået og at det ikke skal tas ut mer vann enn det naturlig kommer inn. For sterkt modifiserte vannforekomster er målet «god» kjemisk tilstand og «god» økologisk potensial. Godt økologisk potensial betyr at det skal være så nær naturtilstanden det er mulig å komme, selv om lokaliteten er sterkt modifisert av vannkraftutbygging, havn eller lignende (8, 11). Vannforekomstene blir i hovedsak klassifisert etter biologiske kvalitetselementer, mens de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene er støtteparametere. Den kjemiske tilstanden bestemmes delvis ut i fra målinger av utvalgte parametere og delvis ved hjelp av miljøkvalitetsstandarder for disse. For å oppnå god kjemisk tilstand skal utslipp av de prioriterte stoffene reduseres eller opphøre slik at konsentrasjonene i vannet ikke overskrider bakgrunnsnivået. Dette gjelder for de naturlige stoffene, mens konsentrasjonen av menneskeskapte miljøgifter skal ligge nær null. Alle kilder til utslipp må derfor vurderes. For vannlokaliteter som ikke oppnår «god» status skal det iverksettes tiltak. Er miljømålet nådd

må det vurderes om det trengs forebyggende tiltak for å opprettholde denne statusen.

Vannkvalitetsparameterne brukes for å sikre at miljømålene for vannområdene nåes i løpet av planperioden. Det finnes vannforekomster som er unntatt målet om god miljøtilstand innen 2021. Dette kan skje hvis de naturlige forholdene, tekniske, kostnadsnyttige forhold, eller samfunnsnyttene ved bruk av lokaliteten er slik at det er nødvendig med en tidsutsettelse eller lavere miljømål. For å måle avviket fra referansetilstanden, beregnes forholdet mellom observerte verdier og vanntypespesifikke referanseverdier. Dette forholdet kalles økologisk kvalitetskvotient (Ecological Quality Ratio, EQR). Fordi «det-verste-styrer» prinsippet skal brukes i klassifiseringen, må de ulike kvalitetselementene være sammenlignbare. Dette gjøres ved å beregne normalisert EQR (nEQR)(8).

Innenfor de ulike vannområdene er det fortsatt mange lokaliteter som ikke er undersøkt. Det er totalt 29 978 registrerte vannlokaliteter i Norge, hvorav 97,1 % er satt til udefinert kjemisk tilstand, mens 0,8 % er satt til dårlig kjemisk status. For den økologiske tilstanden er per dags dato 5,4 % udefinert, mens hele 86,9 % har en antatt status da det ikke foreligger gode nok data til at tilstandsklassene til disse lokalitetene er pålitelige. For økologisk potensial er 20,5 % satt til udefinert. Miljømålene skal nåes innen 2021, og for 37,5 % av lokalitetene er det stor risiko for ikke å nå målet om god økologisk og kjemisk tilstand innen denne fristen. Av vannforekomstene er 1,6 % er satt til udefinert (12). Dette betyr at det på nasjonalt nivå er mange vannlokaliteter som stadig har dårlig datagrunnlag. For å bedre datagrunnlaget i Tovdal vannområde, har vi i denne oppgaven, på oppdrag fra Lillesand kommune, tatt vann- og biologiske prøver i 2 innsjøer og 5 stasjoner i Fjelldalselva.

2 Metode

Undersøkelsene ble gjennomført i perioden mai - oktober 2015. Både vannprøver og bunndyrprøver inngikk i undersøkelsene. Substratet på hver stasjon ble kartlagt ved hjelp av Wentworth-skalaen, som er en indeks for kornstørrelse på substratet (Vedlegg 1). Siden det ikke finnes vannføringsdata fra Fjelldalselva, har vi brukt vannføringsdata fra Tveitdalen. Tveitdalen ligger 4 km nord for Fjelldalselva, og vannføring ble tatt med for å beskrive de hydrologiske forholdene i Fjelldalselva gjennom undersøkelsesperioden. Vannføringsdataene fra Tveitdalen fikk vi tilgang på fra NVE, og vi har selv bearbeidet dataene til gjennomsnittlig vannføring per døgn ($L s^{-1}$) (Vedlegg 2). I innsjøene ble dybden målt med et håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II), for å finne et egnet sted for prøvetaking. Stedet ble merket med en dobbe, slik at vannprøvene ble tatt på samme sted hver gang. Vanntemperatur og siktedyp ble også registrert hver gang. Både prøvetaking og vannkjemiske analyser er basert på norsk standard (**Tabell 1**). Stasjonsbeskrivelsene baserer seg på feltundersøkelsene.

Tabell 1. Standard metode for prøvetaking og vannkjemiske analyser.

Parameter	Standard/metode	Tabeller fra klassifiseringsveilederne
Prøvetaking	NS-EN ISO 5667-3 NS-EN ISO 5667-4 ISO 5667-6:1990	
Ionekromatografi	NS-EN ISO 14911:1999	
Konduktivitet	NS-ISO 7888: 1993	
Turbiditet	NS-ISO 7027:2000	
Alkalitet	NS-EN ISO 9963-1:1996 Utregnet etter formel 1-1	
TOC	ISO 8245:1999	
Al_a Al_o Al_i	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll 1984)	Tabell 7.6 a) og b) Tabell 7.7 a) og b)
Klorofyll a	NS 4766:1983	
pH	NS-EN ISO 10523:2012	Tabell 7.2 a) og b)
Siktedyp	Bestemmes ved hjelp av en hvit skive (Secchi-skive) som	Tabell 7.11 a) og b)

	senkes ned i vannet.	
Tot-P¹	NS-EN ISO 6878:2004	Tabell 7.8 a) og b) Tabell 7.9 a) og b)
Tot-N	ISO 13395:1996 NS -4743:1993	Tabell 7.10 a) og b)
Bunndyr innsjø²	NS-EN ISO 10870:2012 Utregnet etter formel 1-4	Tabell 4.10 Tabell 4.11
ANC	Utregnet etter formel 1-2	Tabell 7.3 a) og b) Tabell 7.4 a) og b)
Sparkeprøve elv³	NS-EN ISO 10870:2012 Utregnet etter formel 1-3	Tabell 5.7 Tabell 5.8

Vannprøvene ble tatt med en Ruttner vannhenter (Limnos AB) og lagret på forskriftsmessig vaskede polyetylen flasker. Etter at siktedypet ble målt i innsjøene, ble det tatt en blandprøve fra et dyp tilsvarende 2,5 x siktedyp og opp til vannoverflaten, hvis dette var mulig ut fra innsjøens dyp. Siktedypet ble målt med en hvit Secchi-skive (diameter: 20 cm). Vannprøvene ble lagret mørkt og kjølig under dagene i felt, og etter hjemkomst ble pH, konduktivitet, alkalinitet, turbiditet og aluminium målt, før vannprøvene ble lagret på kjølerom (4°C). Alkalinitet ble korrigert ved følgende formel på ekvivalent basis (14):

$$Alk_{corrected} = Alk_{measured} - ([H^+]_{pH:4.5} - [H^+]_{pH:original}) \quad (1-1)$$

Vann for analyse av Tot-P og Tot-N ble overført til egne 100 mL glassflasker og surgjort med 1 mL konsentrert H₂SO₄, og lagret på kjølerom frem til analyse etter endt feltsesong. Vann for analyse av total organisk karbon (TOC) ble overført til egne flasker og frosset ned fram til analyse.

¹ Tot-P skal etter veilederen være analysert etter NS 4725, denne standarden eksisterer ikke lenger, da den ble erstattet av NS-EN 1189:1996, som igjen ble erstattet av NS-EN ISO 6878:2004

13. Standard Norge. Standard.no 2014 [cited 2015 1.12.2015]. Available from: <http://www.standard.no/>.

² Veileder 2013 er brukt

³ Veileder 2013 er brukt

Vann for klorofyll a, ble tatt på egen mørk flaske hvor ca 1000 mL ble filtrert gjennom et GFC filter umiddelbart etter hjemkomst. Mengde vann filtrert ble målt, og filteret pakket inn i Al-folie og dypfrost fram til analyse etter endt feltsesong.

Konsentrasjonen av hovedkjemiske kationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+) og anioner (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-) ble bestemt ved ionekromatografi og omregnet til $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for beregning av vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC). ANC beregnes som differansen mellom basekationer og sterke syrers anioner (15):

$$\begin{aligned}ANC &= [BC] - [SSA] \\[BC] &= [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+] \quad (1-2) \\[SSA] &= [SO_4^{2-}] + [Cl^-] + [NO_3^-]\end{aligned}$$

Sparkeprøvemethoden ble benyttet for innsamling av bunndyr på elvestasjonene, mens bunndyrhov ble brukt for innsamling av bunndyr i innsjøenes littoralzone. Sparkeprøven ble utført i 3x1 minutt, på en 9 meters strekning. Det ble brukt en håv med maskevidde på 250 μm . I innsjøene ble innsamlingen gjort over en 50 meters strekning, i 15 minutter. Det ble brukt en håv med maskevidde på 3 mm. Bunndyrene ble lagret på sprit, og identifisert ved hjelp av en stereolupe (20-40 X). Ulike bestemmelses nøkler/litteratur og tidligere bunndyrsinventering fra området ble brukt som grunnlag for bestemmelse av de ulike bunndyrartene/gruppene (16-19). Bunndyrs sammensetningen i elva, ble vurdert ut i fra River Acidification Macroinvertebrate Index (RAMI), og tilstandsklassen fastsatt etter følgende formel:

$$RAMI = \frac{\sum_{k=1}^n sk \cdot wk \cdot hk}{\sum_{k=1}^n wk \cdot hk} \quad (1-3)$$

der sk , wk og hk er henholdsvis indikatorscore, vekt og mengdeverdi til den k -te indikatoren registrert i prøven. n er antall indikatortaksa (10).

MultiClear ble brukt for å vurdere tilstandsklassen for bunndyr i innsjøene. Denne indeksen bygger på fire ulike bunndyrparametere:

- Antall taksa av snegl (Gastropoda)
- Antall taksa av døgnfluer (Ephemeroptera)
- AWIC-fam (Acid Water Indicator Community, family level)
- NGIG-justert Henriksson og Medins indeks:
 - Tilstedeværelse av EPT-taksa (døgn-, stein- og vårfluer)
 - Tilstedeværelse av marflo (Gammaridae)

- Tilstedeværelse av a) igler (Hirudinea), b) vannbiller (Elmidae), c) snegl (Gastropoda), d) elvemusling og andre store muslinger (Unionidae og Margaretiferidae)
- Forholdet mellom antall individer av forsuringsfølsomme døgnfluer
- Antall taksa av bunndyr relatert til en standardisert taksaliste

Hver av disse parameterne gir en verdi som reskaleres til 1, 3 eller 5, før de legges sammen.

Deretter utregnes MultiClear:

$$MultiClear = \frac{\sum Cs}{4} \quad (1-4)$$

Der Cs er verdien til hver enkelt del-indeks (10).

Tabellene i veilederen ble brukt til klassifiseringen, og det er brukt to forskjellige veiledere; Veileder 02-2013 (heretter veileder 2013) (10) og veileder 02-2013- revidert 2015 (heretter revidert veileder) (8). Grunnen til at vi har brukt to ulike veiledere er at revidert veileder kom i januar 2016 (2).

EQR ble utregnet for hver parameter. Ulik metode for utregning av EQR (**Tabell 2**) ble brukt avhengig av om parameterverdien synker, (metode 1) eller øker (metode 2), med økende påvirkning. Dersom parameteren kan ha en indeksverdi med både negative og positive verdier anvendes metode 3 (8).

Tabell 2. Oversikt over ulike metoder for utregning av EQR

Kategori	Indeks	EQR-metode
Innsjø	Klorofyll a	Metode 2: EQR=Ref/Obs
Innsjø	LAMI, MultiClear	Metode 1: EQR=Obs/Ref
Innsjø, elv	pH, siktedyp	Metode 1: EQR=Obs/Ref
Innsjø, elv	TP, TN, LAI	Metode 2: EQR=Ref/Obs
Innsjø, elv	ANC	Metode 3: EQR=(Obs-verste)/(Ref-verste)

Normalisert EQR (nEQR) ble beregnet etter følgende formel:

$$nEQR = \left[\left(\frac{EQR - \text{nedre EQR klassegrense}}{\text{øvre EQR grense} - \text{nedre EQR grense}} \right) \times 0,2 \right] + \text{nedre nEQR klassegrense} \quad (1-5)$$

Parameterne som er sensitive for samme påvirkning (f.eks. forsuring eller eutrofiering), ble slått sammen til én nEQR-verdi. Dette ble gjort ved å beregne gjennomsnittlig nEQR-verdi for parameterne. Ved sluttklassifiseringen var den verste parameteren avgjørende for klassifiseringen, i tråd med «føre-var» prinsippet. Dette gjelder derimot ikke hvis de biologiske kvalitetselementene får tilstandsklasse «moderat» eller dårligere (nEQR <0,6). Er dette tilfellet, styrer det biologiske kvalitetselementet sluttklassifiseringen uavhengig av støtteparameterne (8).

For å undersøke korrelasjoner mellom utvalgte parametere (**Tabell 9 og 10**), ble Pearsons produkt-moment korrelasjon benyttet ved bruk av statistikkprogrammet Minitab 17 (20).

Stasjonskartet (**Figur 3**) ble utarbeidet i ArcMap 10.3, med nedlastbare data fra NVE (regime, marin grense og vannforekomster), området med antatt sulfidholdige bergarter ble bearbeidet ut i fra Vedlegg 3 (21-24).

3 Områdebeskrivelse

Våre undersøkte lokaliteter ligger i Lillesand kommune i Aust-Agder, tilhører vannregion Agder og vannområdet Tovdal (2326,95 km²) (12) (**Figur 1**).



Figur 1. Vannområdet Tovdal (blått omriss) og vannlokalitet Fjeldalselva (oransje markør).

I vann-nett er kun 7,5 % av lokalitetene i Tovdal undersøkt med hensyn på økologisk tilstand, mens resten er foreløpig udefinert. For økologisk potensial er ingen av de ni sterkt modifiserte vannforekomstene i vannområdet er undersøkt, og for kjemisk tilstand er kun 6,6 % undersøkt. Hele 79,6 % av lokalitetene i Tovdal vannområdet er satt til høy risiko for ikke å nå miljømålene innen 2021(12). Hovedutfordringene i vannområdet Tovdal, er forsurening, pga. mange tiår med betydelig påvirkning av sur nedbør i et område med svært liten syrenøytraliseringskapasitet (ANC).

Tilslutt fra nedbørsfelt oppstrøms en vannlokalitet påvirker vannkvaliteten for lokaliteten. Nedbøren endrer sin kjemiske sammensetning på sin vei gjennom nedbørsfeltet. Geologi, jordsmønn og vannets oppholdstid er derfor svært avgjørende faktorer for overflatevanns (innsjøer, elver) kjemiske sammensetning. Vannkjemien i Sørlandsvassdrag er preget av nærheten til kysten (sjøsaltpåvirkning), relativt mye nedbør, skrint jordsmønn og lite forvitrbare bergarter (25). Dette gjorde disse nedbørsfeltene svært følsomme for de betydelige mengdene av langtransportert sur nedbør som ble tilført disse områdene, spesielt i perioden

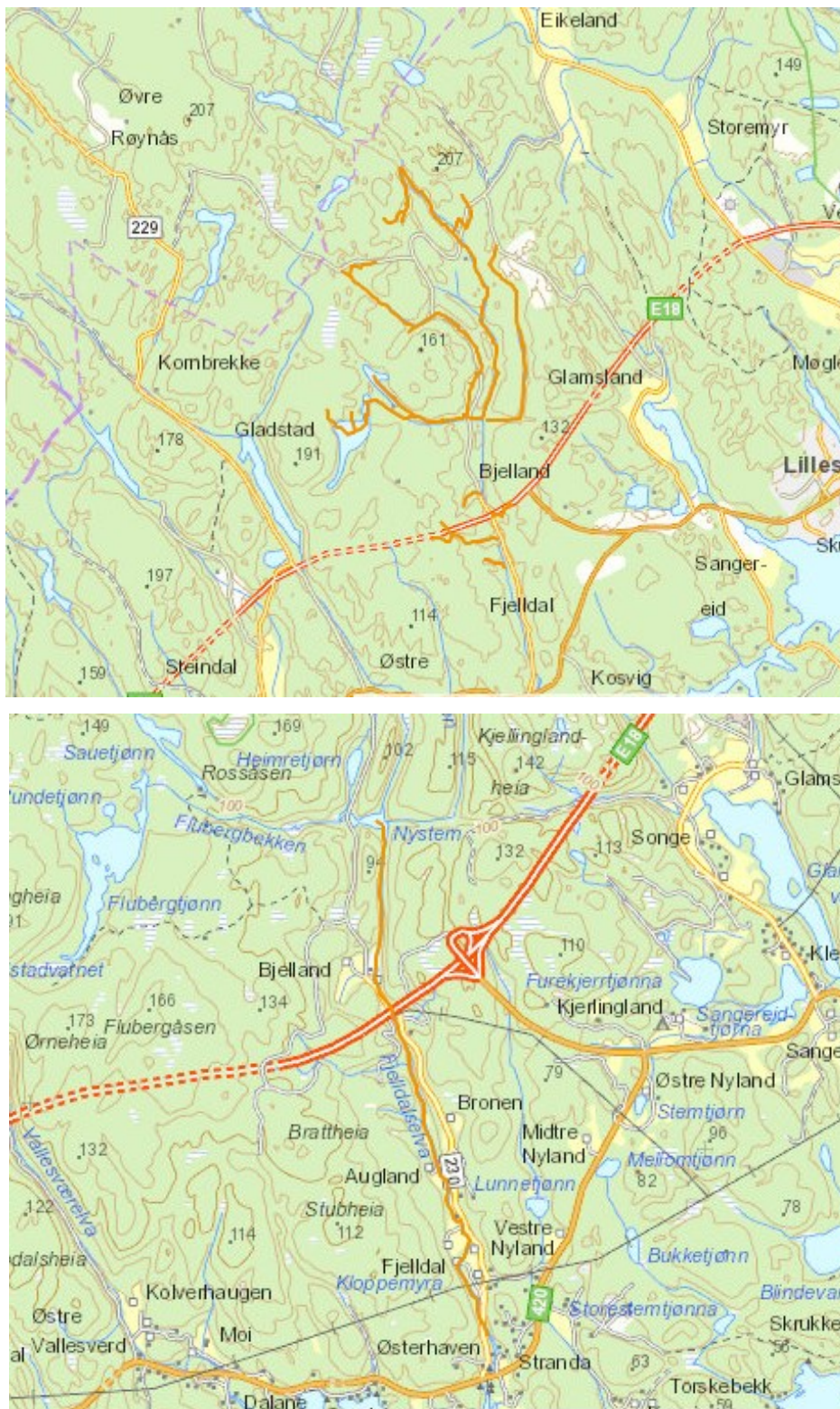
1960-1990 (26). Sur nedbør består primært av svovelsyre (SO_2 fra forbrenning av S holdig kull, olje), salpetersyre (NO_x fra forbrenningsmotorer, biler, båter), og ammonium (avdampning av NH_3 fra husdyrgjødsel) (27). Dette har bidratt til vannforsuring. I tillegg har de økte nitrogenmengdene gjort at planter og mikroorganismer ikke klarer å ta opp alt nitrogen, og overskuddsnitrogen vil da komme ut i overflatevannet (28). Tungmetaller og organiske miljøgifter kan også transporteres med nedbøren og forurene vassdragene våre (29).

I områder hvor ANC er lav, har pH i vann og vassdrag blitt redusert som følge av denne forsuringen og innholdet av metaller har økt (30). Sørlandet er i den sammenheng spesielt utsatt. Dette skyldes primært nedbørfelt med svært lav pH-bufferevne (lite basekationer), noe som betyr at den sure nedbøren ikke blir godt nok nøytralisert (25, 31). Betydelige reduksjoner i sur nedbør (både tørr og våtdeposisjon) fra 1990 og fram til i dag (> 80 % nedgang) har redusert forsuringproblemet på Sørlandet markant, selv om det synes som om videre nedgang i syrepåvirkningen nå er mer begrenset (32, 33). I 2013 var påvirkningen av forsuring høyere enn de 9 forutgående år, men fortsatt betydelig redusert (33). Nedgangen i sulfat og nitrat etter 1986 har bidratt til økning i pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og alkalinitet, som igjen har bidratt til en betydelig nedgang i akutt giftig, uorganisk aluminium, Al_i (33, 34). For pH var gjennomsnittet for 2013 på landsbasis det høyeste registrerte siden overvåkingen (Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør) begynte i 1980, mens det ikke har vært registrert lavere gjennomsnittskonsentrasjoner av labilt aluminium på landsbasis og på Sørlandet enn i 2013. ANC har også økt frem til 2012, men var noe lavere i 2013. Samtidig har konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) økt, spesielt i de mest forsuringrammede områdene, men her er det også store lokale variasjoner (25, 33). I tillegg til at Fjelldalselva, hvor fem av våre stasjoner var lokalisert, ligger i et svært forsuringspåvirket område, finnes det også betydelige mengder sulfidholdige bergarter i nedbørfeltet. Det er ikke utført en nøyaktig kartlegging av disse bergartene, men det er blitt utarbeidet et kart, hvor det fremstilles hvor det er sannsynlig at sulfidrike bergarter befinner seg (Vedlegg 3) (35). Sulfidrike bergarter utgjør liten forsuringfare når bergarten ligger urørt. Problemet oppstår når bergarten eksponeres for luft eller vann, blant annet som følge av utsprenging av masser fra slike områder. Da oksideres metallsulfidene til svovelsyre og metallioner knyttet til sulfider går i løsning (25). Syra angriper videre omkringliggende berg og løser ut mer syre og metaller (35).

Syra kan bufres gjennom ulike reaksjoner med omkringliggende bergarter eller ved kunstig kalking (25). Slike syrenøytraliseringsprosesser reduserer syremengden, mens konsentrasjonen av aluminium og andre metallioner i mindre grad reduseres i vann og vassdrag (35). Resultatet blir vann med relativt lav pH og forholdsvis høye konsentrasjoner av Al_i og tungmetaller, som over et visst nivå vil kunne medføre betydelige negative effekter på akvatiske organismer (25, 35, 36). I forbindelse med ulike menneskelige aktiviteter har det vært dokumentert store påvirkninger på vassdrag som følge av utsprenning av sulfidholdige bergarter som har blitt liggende i dagen og ført til forsuring (37), slik vi har gjort rede for over.

Fjelldalselva

Fjelldalselva munner ut i Vallesværdfjorden, ca. 5km sørvest for Lillesand (16). Elva er hovedsakelig omgitt av skog, mens det i nedre deler av elva også er noe kulturmark og spredt bebyggelse (16). Elvas nedbørsfelt er på 11,37 km² (regine nummer 020.222z) (21). Gjennomsnittlig vannføring er 268 L s⁻¹, mens maksimal vannføring er målt til 7217 L s⁻¹. I sommermånedene er det registrert en minstevannføring på 7 L s⁻¹ (16). Lengden på elva varierer i ulike rapporter, fra 3,23- 7,53 km (12, 21, 22, 38). Rapportert anadrom strekning varierer også fra 2,3 -3,2 km (12, 16, 38). I denne oppgaven er den anadrome strekningen (vannforekomst-ID 020-7-R) omtalt som Fjelldalselva_{AS}. Fjelldalselva bekkefelt (vannforekomst-ID 020-5-R) utgjør området oppstrøms anadrom strekning, heretter kalt Fjelldalselva_{BF} (**Figur 2**) (12). Hele elva henvises til som Fjelldalselva, og omfatter både anadromstrekning (Fjelldalselva_{AS}) og bekkefeltet (Fjelldalselva_{BF}).



Figur 2: Oversikt over ikke anadrom strekning, Fjelldalselva_{BF} (øverst) og anadrom strekning Fjelldalselva_{AS} (nederst).

De to ulike elvestrekningene (_{AS} og _{BF}) har ulike klassegrenser, da reviderte veileder opererer med ulike klassegrenser for elver med anadrom sone (8). Dette gjøres fordi anadrom fisk stiller høyere krav til miljøet de befinner seg i, enn stasjonær ferskvannsfisk, i perioden fra klekking til smoltifisering (39, 40). I tillegg er Fjelldalselva_{AS} og Fjelldalselva_{BF} angitt som

forskjellige elvetyper i vann-nett, hhv 5 (N GIG type: R-N2) og 16 (N GIG type: R-N5, R-N6) (12).

Det finnes noe vanndata fra vassdraget i vann-nett for både Fjelldalselva_{BF} (**Tabell 3**) og Fjelldalselva_{AS} (**Tabell 4**) (12). For Fjelldalselva_{BF} finnes kun data på fargetall, Ca²⁺, Cl⁻, Tot-P og Tot-N (41). For Fjelldalselva_{AS} finnes data på pH, ledningsevne, turbiditet, suspendert tørrstoff, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, alkalinitet, TOC, farge, Tot-P, Tot-N, RAl (Al_a), LAI (Al_i), ILAL(Al_o), termotolerante koliforme bakterier, ANC, og Raddums forsuringsindeks 1 og 2. Med bakgrunn i denne informasjonen oppnår Fjelldalselva «dårlig» status i Vann-nett, samt risiko for ikke å oppnå miljømål innen 2021 (12).

Kvalitetslementer	Tilstand
Raddums forsuringsindeks 1	Dårlig
Raddums forsuringsindeks 2	Dårlig
pH	God
Alkalitet	God
Ammonium	Svært god

Tabell 3. Miljøtilstand i Fjelldalselva_{BF} basert på tidligere undersøkelser (12).

Kvalitetslementer	Tilstand
Raddums forsuringsindeks 1	Dårlig
Raddums forsuringsindeks 2	Dårlig
pH	God
ANC	Moderat
Alkalinitet	God
Ammonium	Svært god

Tabell 4: Miljøtilstand i Fjelldalselva_{AS} basert på tidligere undersøkelser (12).

Fjelldalselva har flere ganger tidligere blitt undersøkt med hensyn på surhet og fiskestatus i forbindelse med anleggelse av ny E18 trasé i området (16, 35, 42-44). For Fjelldalselva, er det kartlagt en rekke påvirkninger, som kunnskapsgrunnlag for mulige tiltak (**Tabell 5**):

- Kartlegging og registrering av avløp i spredt bebyggelse (12, 45).

- *Tiltak mot sur nedbør*
 - Pågående prosjekt etter internasjonale avtaler for å redusere tilførsler av langtransportert svoveldioksid og nitrogenoksid (12).
- *Overvåking og oppfølging av utslippstillatelse* etter forurensningsloven
 - Iverksatt for å hindre avrenning fra sure bergarter i området (35, 43, 44)
- *Redusert utslipp av veisalt til elv i Tovdal vannområde*
 - Påbegynt i april 2015 (12).

Tabell 5. Kartlagte påvirkninger i Fjelldalselva (12).

Påvirkning	Påvirkningsgrad	Miljøeffekt av påvirkninger	Kommentar	Strekning
Andre påvirkninger	Middels grad	Forsuring	Mye svovelkis i berggrunnen	Fjelldalselva _{AS}
Avrenning diffuse kilder <i>Transport/infrastruktur</i>	Middels grad	Saltinntrengning	Vurdert sammen med SVV i 2013.	Fjelldalselva
Avrenning landbruk	Liten grad	Eutrofiering		Fjelldalselva _{AS}
Avrenning spredt bebyggelse <i>Avløp fra spredt bebyggelse</i>	Liten grad	Eutrofiering		Fjelldalselva _{AS}
Sur nedbør <i>Sur nedbør</i>	Middels grad	Forsuring	Kalkes	Fjelldalselva

Fjelldalselva_{AS} har blitt kalket med skjellsand fra 1980-tallet (46). Frem til 2003 er det tilført ca. 70 tonn årlig. I perioden 2003 - 2006 har det blitt kalket med ukjent mengde skjellsand, mens det fra 2007 er tilført 40 tonn skjellsand årlig (12, 16, 47). Anbefalt mengde etter befaring fra Gustavsen Naturanalyser og Karl Hugo Larsen i 2010, er 15 tonn skjellsand, hvorav 12 tonn doseres ut på de nederste 1,2 km av anadrom strekning, mens 1 tonn doseres ut ved innløpet til Skarvedalstjønn og 2 tonn ved innløpet til Heimretjønn (47). I kalkingsbasen ligger det kun registrert 50 tonn skjellsand i 1998 og 1999 (48), men det skal også ha blitt kalket med 12 tonn i 2014 (46). Innenfor elvas nedbørsfelt ligger det totalt 5 vann (21, 38), hvor vi har tatt prøver i Flubergtjønn og Skarvedalstjønn.

Flubergtjønn

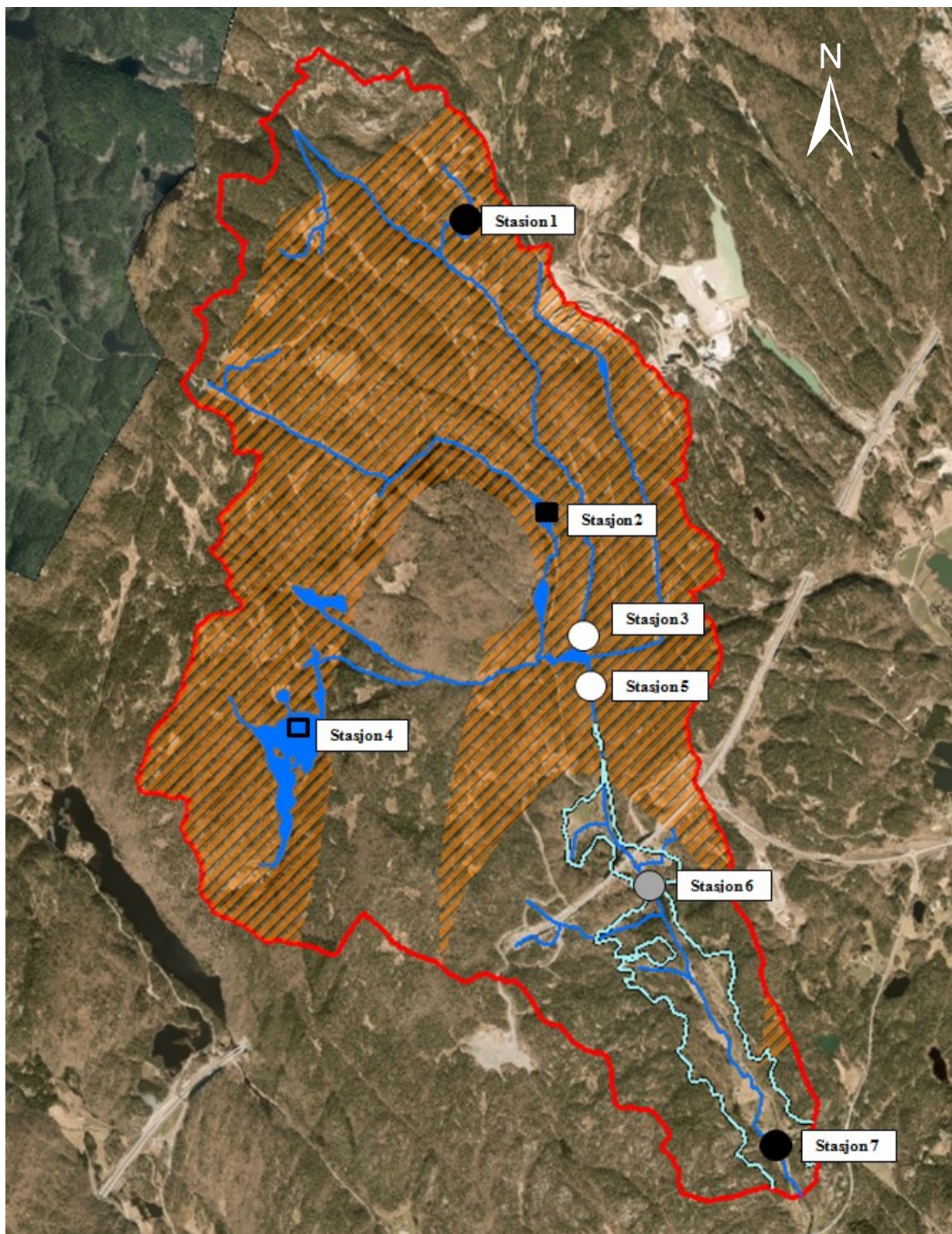
Innsjøen ble i 1975 undersøkt mhp. bestandsendring av fisk, fisketetthet og gyteforhold. Undersøkelsene viste at ørret (*Salmo trutta*) som tidligere fantes i innsjøen var utdødd, selv om gyteforholdene var gode (41). Det er derimot ikke foretatt noen klassifisering av lokaliteten (12).

Skarvedalstjønn

I Skarvedalstjønn foreligger det data på fargetall, Ca^{2+} , Cl^- , Tot-P og Tot-N fra 2013 (41). Det er derimot ikke foretatt noen klassifisering av lokaliteten (12). Som tidligere nevnt er innløpet tidligere kalket (47).

3.1 Stasjonsbeskrivelse

Stasjonene er nummerert fra øverst til nederst i vassdraget, hvor innsjøene er nummerert i henhold til hvor utløpsbekken kommer inn i Fjeldalselva (**Figur 3**).



Figur 3. Kart over Fjelldalselva, med de undersøkte stasjonene angitt. Stasjon 2 og 4 er innsjøer, de andre 5 elvestasjoner. Elvas nedbørfelt er markert med rødt, mens oransje skravur indikerer sannsynlige områder med sulfidholdig berggrunn. Lys blå linje indikerer øvre marine grense i området (≈ 50 m o.h.)

Fjelldalselva_{BF}, Stasjon 1

Moh: 107

Øst-koordinat: 106153.227

Nord-koordinat: 6477708.328

Stasjon 1 ligger der veien krysser elva ≈ 3.5 km oppstrøms anadrom sone (Fjelldalselva_{AS}). I dette området varierte bredden på elva i prøvetakingsperioden fra 1-2 m. Stasjonen ligger nede i en forsenkning med relativt bratte skråninger i sør og vest, med myrområder i nord. Området har sulfidholdige berggrunn (**Figur 3**). Vannprøvene ble tatt på nord-vestsiden av veien, mens sparkeprøvene ble tatt på nord-østsiden. I området der vannprøvene ble tatt var elva grunn og noe gjengrodd, mens det i området hvor sparkeprøvene ble foretatt var noe dypere vann, med overhengende bar- og løvskog. Elvebunnen inneholdt derfor en del organisk materiale. Substratet varierte fra 1-5 på den modifiserte Wentworth skalaen (Vedlegg 1).

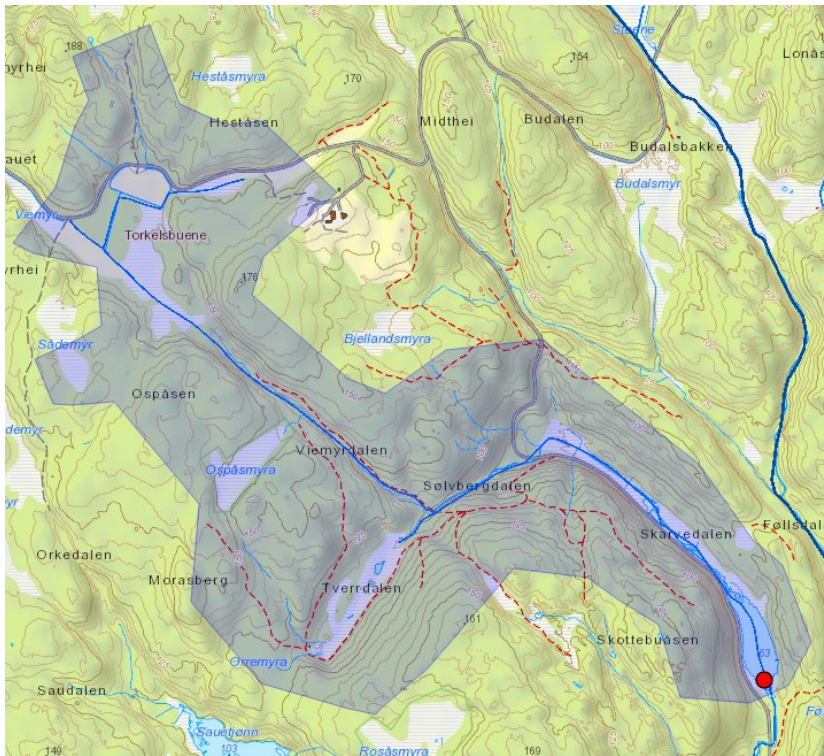
Skarvedalstjønn, Stasjon 2

Moh: 61,9

Øst-koordinat: 106384.623

Nord-koordinat: 6476397.963

Skarvedalstjønn (Stasjon 2), ligger ca. 800 m oppstrøms anadrom sone (Fjelldalselva_{AS}). Innsjøen er ≈ 230 m langt og ≈ 70 m på det bredeste og ligger i området med sulfidholdige bergarter (**Figur 3**). På vestsiden av vannet er det bratte skogkledde skråninger, men terrenget er litt slakere på østsiden hvor det også er mer bart fjell og myrområder enn på vestsiden. På vestsiden ligger en grusvei, $\approx 10-20$ m fra vannkanten. Både innløpet og utløpet av innsjøen er omgitt av myr/sumpområder. Utløpsbekken renner ned i Heimretjørn, ca. 300 m lengre sør (**Figur 4**). Vannprøvene ble tatt på det dypeste registrerte punktet i innsjøen, 16 m.



Figur 4. Kart over nedbørfeltet til Skarvedalstjønn (Stasjon 2) (49).

Fjelldalselva_{BF}, Stasjon 3

Moh: 52

Øst-koordinat: 106478.835

Nord-koordinat: 6475687.245

Stasjon 3 ligger ved innløpet til Nystem, ca. 200 m oppstrøms anadrom sone (Fjelldalselva_{AS}). Her er elva \approx 2 m bred. Også denne stasjonen ligger i området med sulfidholdige bergarter (**Figur 3**). På begge sider av stasjonen ligger et 10-20 meter bredt sumpområde omgitt av løv- og barskog. Elvesubstratet er kategorisert som 2,4,5 og 10 etter den modifiserte Wentworth skalaen (Vedlegg1).

Fjelldalselva_{AS}, Stasjon 6

Moh: 20

Øst-koordinat 106568.583

Nord-koordinat: 6474460.843

Stasjon 6 ligger på anadrom strekning, ca. 60 m sør for brua hvor nye E18 krysser Fjelldalselva. Elva var ca. 3 m bred ved prøvetakingsstedet. Ved stasjonen kommer det inn en liten sidebekk hvor substratet er dominert av utlagt skjellsand. Stasjonen ble derfor plassert i hovedelva, ca. 2-3 m oppstrøms innløpsbekken for å unngå påvirkninger fra denne. Stasjonen er omgitt av løvskog på begge sider. Et lite småbruk med dyrket mark og to eneboliger, ligger ≈300 m oppstrøms stasjonen. Elvesubstratet var dominert av stein og grus i størrelsesorden 4,5,7 og 10 etter den modifiserte Wentworth skalaen (Vedlegg 1), men det var også en del lite nedbrutt organisk materiale i substratet, trolig fra den omkringliggende løvskogen.

Fjelldalselva_{AS}, Stasjon 7

Moh: 7

Øst-koordinat: 107050.549

Nord-koordinat: 6472747.353

Stasjon 7 ligger på anadrom strekning, ≈ 600 meter fra elveutløpet i Vallesverdfjorden. På begge sider av elva ligger mindre områder med dyrket mark omgitt av løvskog. Elva var her mellom 5 og 6 meter bred i undersøkelsesperioden. Elvesubstratet er preget av stein og grus i størrelsesorden 4,5,7 og 10 etter den modifiserte Wentworth skalaen (Vedlegg 1). Det var også en del organisk materiale (kvist og løv) på elvesubstratet, pga. mye løvskog rundt og oppstrøms stasjonen.

4 Resultater

I henhold til revidert veileder tilhører Fjelldalselva vanntype 6 (**Tabell 6**), som er en middels kalkfattig, klar, middels stor elv på Sørlandet, < 200 m o.h. Vanntypen er interkalibrert for bunndyr (NGIG: R-N3) (8).

Skarvedalstjønn er typifisert som vanntype 5, som er en liten, kalkfattig klar innsjø i lavlandet (< 200 m o.h.) på Sørlandet (**Tabell 7**). Denne vanntypen har N GIG type L-N2a (planteplankton), L-N-M 101 (vannplanter) og L-N-BF1 (bunnfauna) (8)

Flubergtjønn er typifisert som vanntype 2d, som er en middels stor, svært kalkfattig, klar innsjø i lavlandet (< 200 m o.h.) på Sørlandet (**Tabell 8**) (8).

Tabell 6. Typifisering av Fjelldalselva

Vanntypeinndeling	Verdi
Vanntype elv	Middels, kalkfattig, klar (TOC2-5)
Vanntype ID	RSL2211 (AS) RSM2211 (BF)
Nasjonal vanntype	6 NGIG: R-N3
Vannkategori	Elv
Økoregion	Sørlandet
Klimasone	Lav (<200moh.)
Nedbørsfelt i km ²	Middels (10-100 km ²)
Kalsium og alkalinitet	Kalkfattig (Ca=1-4 mg/L, Alk=0.05-0.2 mekv/L)
Humus	Humøs (30-90 mg Pt/L), TOC 5-15 mg/L)
Turbiditet	Klare (STS <10 mg/L) (uorganisk andel minst 80%)

Tabell 7. Typifisering av Skarvedalstjønn (Stasjon 2).

Vanntypeinndeling	Verdi
Vanntype innsjø	Små, kalkfattig, klar (TOC 2-5)
Nasjonale vanntype	5
Vannkategori	Innsjø
Økoregion	Sørlandet
Høyde over havet (klimasone)	Lav (<200moh.)
Kalkinnhold eller alkalitet	Kalkfattig (Ca 1-4 mg/L, Alk <0.05 mekv/L)
Humusinnhold	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5 mg/L)
Turbiditet (medianverdi)	Klare STS (< 10 mg/L)
Størrelse innsjøer-overflateareal	Små (<0.5 km ²)
Dybde innsjøer	Grunne (3-15m)

Tabell 8. Typifisering av Flubergtjønn (Stasjon 4)

Vanntypeinndeling	Verdi
Vanntype innsjø	Middels, svært kalkfattig, klar (TOC 2-5)
Nasjonale vanntype	2d
Vannkategori	Innsjø
Økoregion	Sørlandet
Høyde over havet (klimasone)	Lav (<200moh.)
Kalkinnhold eller alkalitet	Svært kalkfattig (Ca < 1mg/L, Alk < 0.05 mekv/L)
Humusinnhold	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5 mg/L)
Turbiditet (medianverdi)	Klare STS (< 10 mg/L)
Størrelse innsjøer-overflateareal	Middels (0.5 -5km ²)
Dybde innsjøer	Grunne (3-15m)

Korrelasjonskoeffisient og signifikansnivå for utvalgte parametere for alle stasjonene (5) i Fjelldalselva, er presentert i **Tabell 9**. Alle parametere som viste en signifikant korrelasjon er uthevet med fet skrift.

Tabell 9: Pearsons korrelasjonskoeffisient (r) med signifikantnivå (p) mellom sentrale målte parametere i Fjelldalselva. Signifikant ved $p < 0.05$ (uthevet skrift).

		L sek ⁻¹	µS cm ⁻¹	NTU	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹
pH	r	-0.234							
	p	0.214							
Kond.	r	-0.411	0.580						
	p	0.024	0.001						
Turb.	r	0.186	0.144	0.121					
	p	0.325	0.448	0.524					
TOC	r	0.771	-0.251	-0.379	0.327				
	p	0.000	0.181	0.039	0.078				
Al _i	r	0.312	-0.855	-0.528	-0.215	0.243			
	p	0.093	0.000	0.003	0.254	0.196			
ΣBC	r	-0.385	0.765	0.925	0.101	-0.413	-0.631		
	p	0.035	0.000	0.000	0.596	0.023	0.000		
ΣSSA	r	-0.432	0.614	0.915	-0.021	-0.506	-0.471	0.961	
	p	0.017	0.000	0.000	0.913	0.004	0.009	0.000	
ANC	r	-0.081	0.828	0.530	0.387	0.029	-0.781	0.651	0.415
	p	0.671	0.000	0.003	0.034	0.879	0.000	0.000	0.023

Korrelasjonskoeffisient og signifikansnivå for utvalgte parametere på innsjøstasjonene (Flubergtjønn og Skarvedalstjønn), er presentert i **Tabell 10**. Alle parametere som viste en signifikant korrelasjon er uthevet med fet skrift.

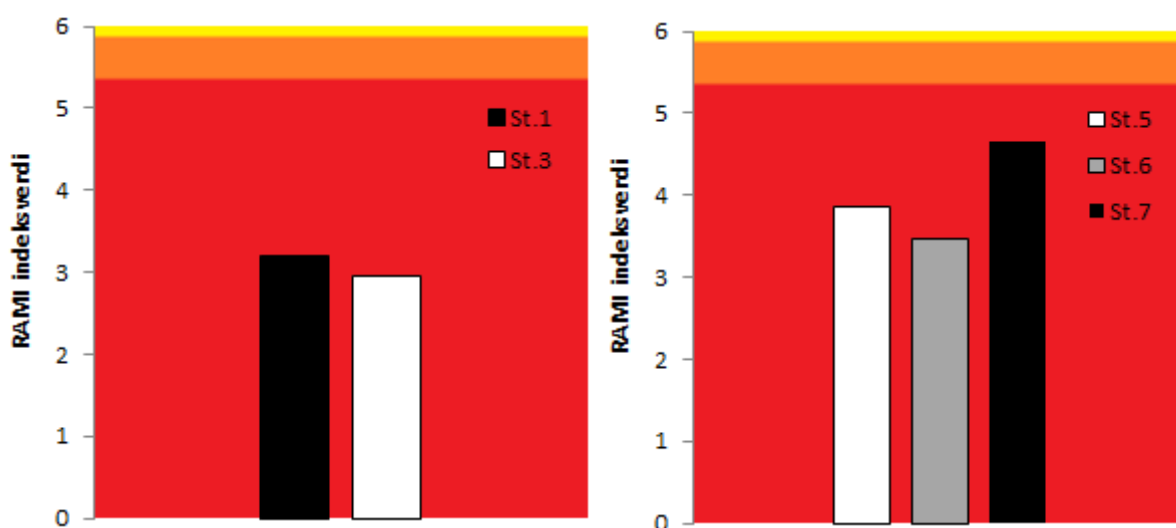
Tabell 10: Pearsons korrelasjonskoeffisient (r) med signifikant nivå (p) mellom sentrale målte parametere i de to undersøkte innsjøene i Fjelldalselvas nedbørfelt. Signifikant ved $p < 0.05$ (uthevet skrift).

		Vannf. L sek ⁻¹	pH	Kond. µS cm ⁻¹	Turb. NTU	TOC mg L ⁻¹	Al _i µg L ⁻¹	ΣBC µekv L ⁻¹	ΣSSA µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹
pH	r	-0.053								
	p	0.869								
Kond.	r	0.184	0.404							
	p	0.567	0.193							
Turb.	r	0.220	-0.060	0.520						
	p	0.493	0.852	0.083						
TOC	r	0.104	-0.095	0.522	0.526					
	p	0.747	0.769	0.082	0.079					
Al _i	r	0.114	-0.886	-0.383	-0.094	0.253				
	p	0.724	0.000	0.219	0.770	0.428				
ΣBC	r	0.004	0.917	0.414	-0.043	-0.219	-0.899			
	p	0.991	0.000	0.180	0.895	0.495	0.000			
ΣSSA	r	0.031	0.347	-0.103	-0.064	0.008	-0.342	0.522		
	p	0.923	0.270	0.749	0.844	0.981	0.276	0.082		
ANC	r	-0.022	0.759	0.558	0.004	-0.256	-0.742	0.709	-0.231	
	p	0.946	0.004	0.059	0.990	0.422	0.006	0.010	0.469	

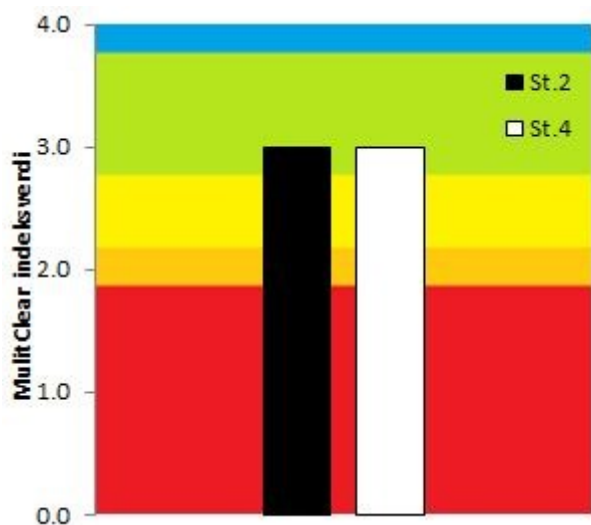
4.1 Biologisk og fysisk- kjemiske parametere

Bunndyr

RAMI- verdiene for Fjelldalselva_{BF} (venstre graf, **Figur 7**) er hhv. 3,20 (stasjon 1) og 2,95 (stasjon 3). Stasjonene innen Fjelldalselva_{AS} (høyre graf, **Figur 7**) har RAMI-verdier på 3,85 (stasjon 5), 3,47 (stasjon 6) og 4,65 (stasjon 7). Alle stasjonene (_{BF} og _{AS}) blir klassifisert som «svært dårlig» iht. denne indeksen. MultiClear-indeksverdien for innsjøene Skarvedalstjønn og Flubergtjønn var 3,0, som betyr at begge innsjøene ble klassifisert som «god» (**Figur 8**).



Figur 7: RAMI-verdi for økologisk tilstand for Fjelldalselva_{BF} (Stasjon 1 og 3) til venstre, og Fjelldalselva_{AS} (Stasjon 5,6 og 7) til høyre. Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god



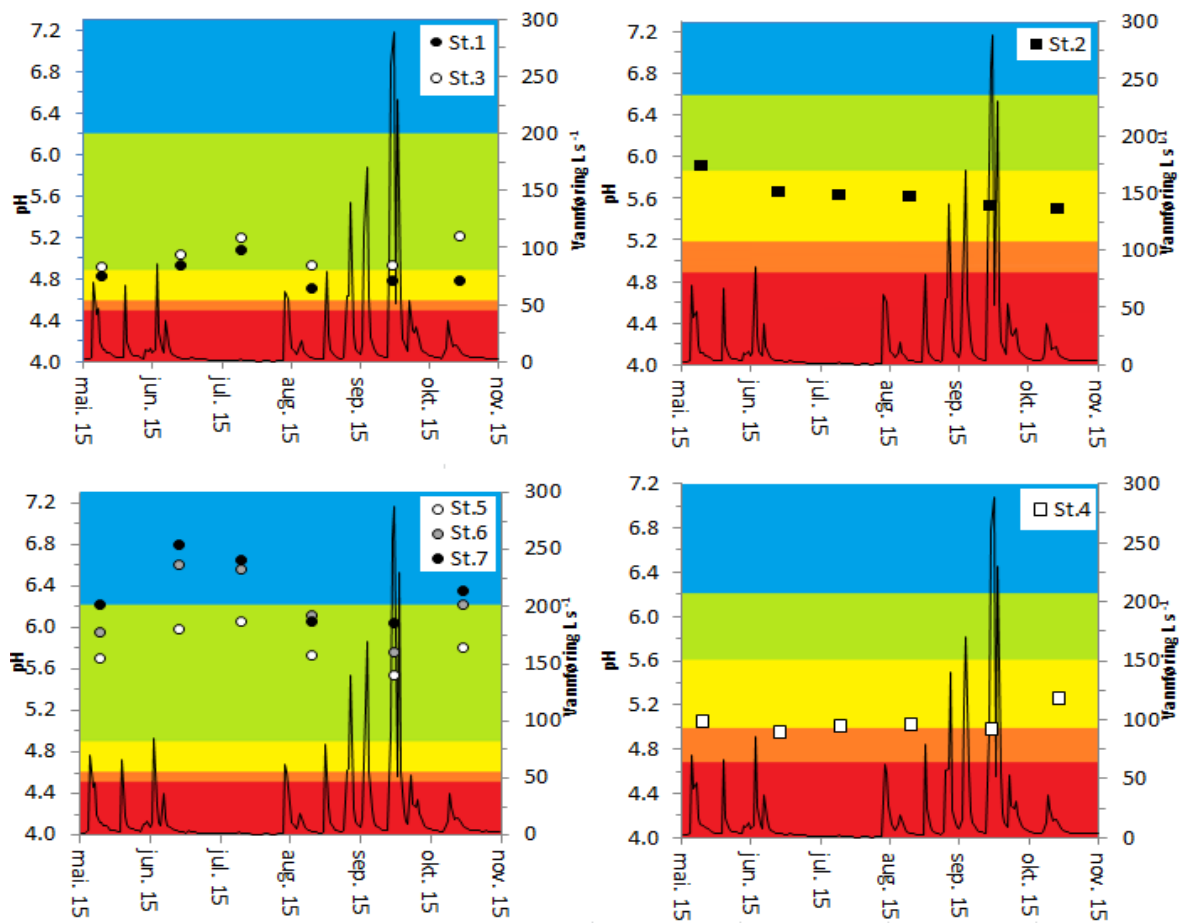
Figur 8: MultiClear-indeksverdi for økologisk tilstand i innsjøene Skarvedalstjønn (Stasjon 2) og Flubergtjønn (Stasjon 4). Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

pH

I Fjelldalselva_{BF} varierte pH mellom 4,7-5,1 (Stasjon 1) og 4,9-5,2 (Stasjon 3), mens medianverdiene var hhv. 4,8 og 5,0. Variasjonen medførte at lokalitetene varierte mellom tilstandsklassene «moderat» og «god». pH-verdiene var høyest i perioden mai -juli, noe lavere i august, før pH igjen var høyere i september og oktober (Vedlegg 4 og 5) (**Figur 9**).

pH i Skarvedalstjønn varierte mellom 5,5 – 5,9 (median: 5,6). Dette betyr at med unntak av målingene i mai som tilsvarer tilstandsklasse «god», befant innsjøen seg i tilstandsklasse «moderat» resten av undersøkelsesperioden. pH i Flubergtjønn varierte mellom 5,0 – 5,3 (median: 5,0) (Vedlegg 4). Basert på våre målinger lå innsjøen primært i grenseområdet mellom tilstandsklassene «moderat» og «dårlig». (**Figur 9**).

pH på Fjelldalselva_{AS}, varierte mellom 5,5-6,1 (median 5,8) på stasjon 5, 5,8- 6,6 (median 6,2) på stasjon 6, og 6,0- 6,8 (median 6,4) på stasjon 7 (Vedlegg 4 og 5). Siden det foreløpig ikke er utarbeidet klassegrenser for pH på anadrome elvestrekninger (8), har vi valgt å bruke samme klassegrenser for disse stasjonene som for Fjelldalselva_{BF}. Basert på disse pH-klassegrensene ligger Fjelldalselva_{AS} i tilstandsklasse «god» eller “svært god”. (**Figur 9**). pH for Fjelldalselva_{AS} blir ikke brukt videre i klassifiseringen.



Figur 9: Variasjon i pH (punkter) fra mai t.o.m. oktober med klassegrenser og vannføring (heltrukken sort linje). Fjelldalselva_{BF} øverst til venstre, Fjelldalselva_{AS} nederst til venstre. Innsjøene Skarvedalstjønn (Stasjon 2) og Flubergtjønn (Stasjon 4) til høyre. Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

ANC

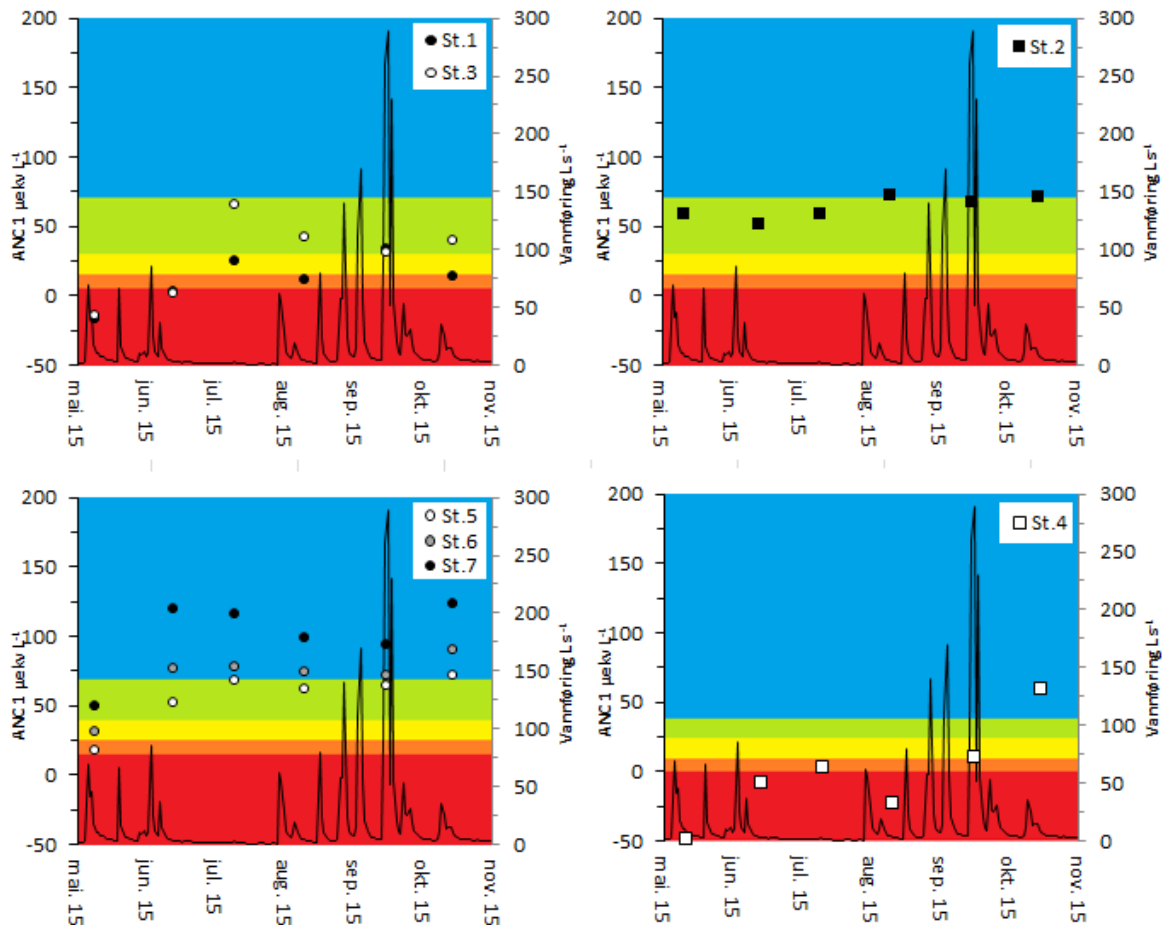
ANC i Fjelldalselva_{BF} varierte mellom $-16 - 34 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: $12 \pm 17 \mu\text{ekv L}^{-1}$) på stasjon 1, og mellom $-14 - 51 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: $28 \pm 29 \mu\text{ekv L}^{-1}$) på stasjon 3 (Vedlegg 4 og 5).

Dette innebar at lokalitetene befant seg i tilstandsklasse fra «svært dårlig» til «god», hvor de laveste verdiene er målt i mai (**Figur 10**). Fordi ANC-verdiene er meget lave, vil de være svært følsomme for variasjoner i nedbør og avrenning, i forhold til forutgående tørkeperioder mm.

ANC varierte mellom $52 - 73 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: $64 \pm 8 \mu\text{ekv L}^{-1}$) i Skarvedalstjønn, og mellom $-47 - 61 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: $0 \pm 36 \mu\text{ekv L}^{-1}$) i Flubergtjønn (Vedlegg 4 og 5). Mens Skarvedalstjønn varierte mellom tilstandsklassene «god» og «svært god», varierte ANC i Flubergtjønn mellom tilstandsklassene «svært dårlig» og «svært god» (**Figur 10**), som indikerer at denne innsjøen er svært påvirkelig for syrevariasjoner.

På Fjelldalselva_{AS} varierte ANC- konsentrasjonene mellom 18 – 72 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel; 56 ± 20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$) på stasjon 5, mellom 31- 90 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: 70 ± 20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$) på stasjon 6 og mellom 49 – 123 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (middel: 100 ± 28 $\mu\text{ekv L}^{-1}$) på stasjon 7 (Vedlegg 4 og 5).

Laveste tilstandsklasse på stasjon 5,6 og 7 var hhv. «dårlig», «moderat» og «god». Alle stasjonene hadde periodevis ANC-konsentrasjoner som tilsvarte «svært god».



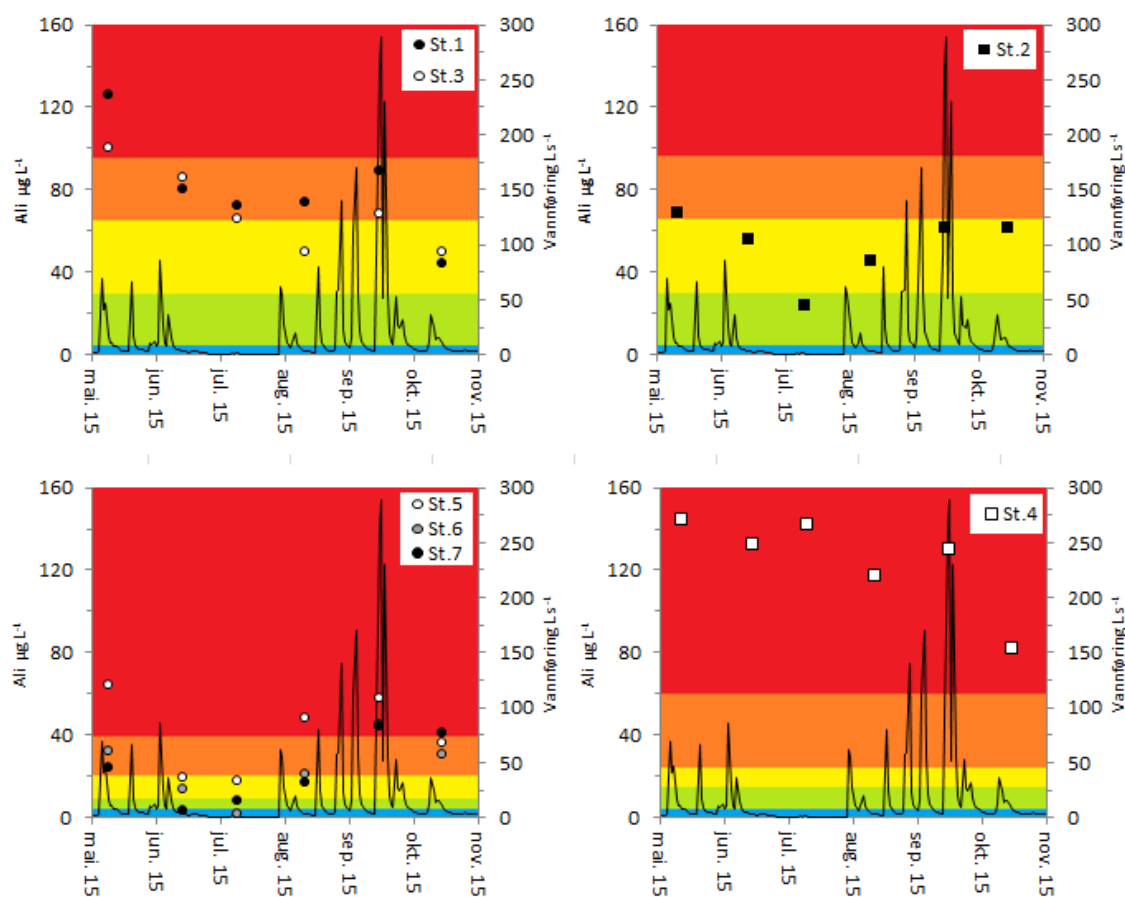
Figur 10: Variasjon i ANC fra mai t.o.m. oktober med klassegrenser og vannføring (sort heltrukken linje). Fjelldalselva_{BF} øverst til venstre, Fjelldalselva_{AS} nederst til venstre. Innsjøene Skarvedalstjønn (Stasjon 2) og Flubergtjønn (Stasjon 4) til høyre. Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

Uorganisk aluminium (Al_i/LAL)

På Fjelldalselva_{BF} varierte Al_i mellom 44 - 126 $\mu\text{g L}^{-1}$ (middel: 81 ± 27 $\mu\text{g L}^{-1}$) på stasjon 1, og mellom 50 - 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ (middel: 70 ± 20 $\mu\text{g L}^{-1}$) på stasjon 3. Dette betyr at Al_i -verdiene på denne strekningen varierte mellom tilstandsklassene «svært dårlig» og «moderat» (**Figur 11**).

I de to innsjøene varierte Al_i mellom 24 - 69 $\mu g L^{-1}$ (middel: $53 \pm 16 \mu g L^{-1}$) i Skarvedalstjønn og mellom 83 - 145 $\mu g L^{-1}$ (middel: $126 \pm 23 \mu g L^{-1}$) i Flubergtjønn (Vedlegg 4 og 5). Dette innebærer at Al_i -konsentrasjonene i Skarvedalstjønn varierte mellom tilstandsklassene «dårlig» og «god», mens Flubergtjønn permanent befant seg i tilstandsklasse «svært dårlig» (Figur 11).

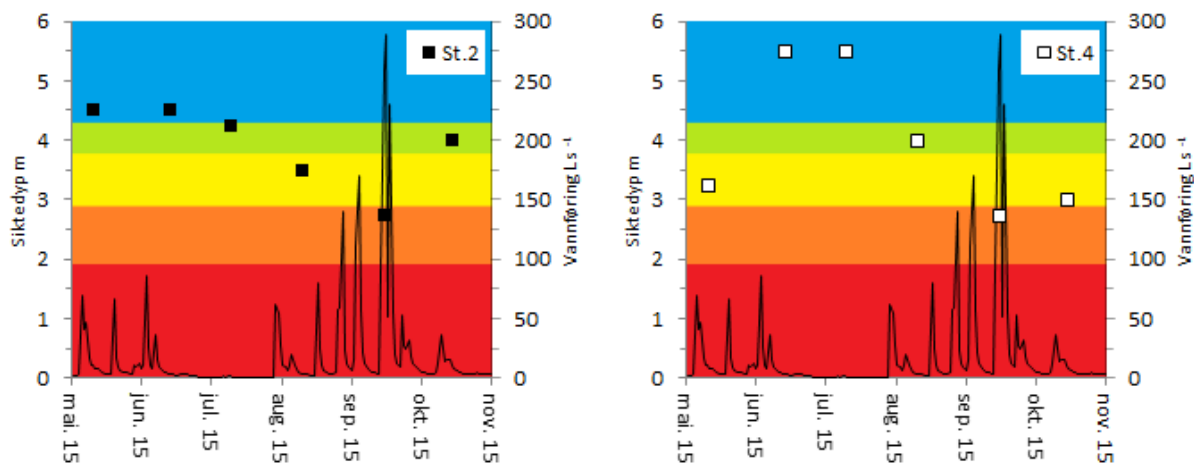
På Fjelldalselva_{AS}, varierte Al_i -konsentrasjonene mellom 18 - 64 $\mu g L^{-1}$ (middel: $41 \pm 20 \mu g L^{-1}$) på stasjon 5, mellom 2 - 45 $\mu g L^{-1}$ (middel: $24 \pm 15 \mu g L^{-1}$) på stasjon 6, og mellom 3 - 44 $\mu g L^{-1}$ (middel: $23 \pm 17 \mu g L^{-1}$) på stasjon 7 (Vedlegg 4 og 5). Dette betyr at alle stasjonene i perioder befant seg i tilstandsklasse «svært dårlig», mens øverste stasjon på anadrom strekning (Stasjon 5) oppnådde tilstandsklasse «moderat». For de to nederste stasjonene var Al_i -verdiene i perioder svært lave, og da befant begge stasjonene seg i tilstandsklasse «svært god» (Figur 11).



Figur 11: Variasjon i Al_i fra mai t.o.m. oktober med klassegrenser og vannføring (sort heltrukken linje). Fjelldalselva_{BF} øverst til venstre, Fjelldalselva_{AS} nederst til venstre. Innsjøene Skarvedalstjønn (Stasjon 2) og Flubergtjønn (Stasjon 4) til høyre. Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

Siktedyp

I Skarvedalstjønn varierte siktedypet fra 2,75 - 4,5 m (middel $3,9 \pm 0,68$ m), mens siktedypet i Flubergtjønn varierte mellom 2,75- 5,5 m ($4,0 \pm 1,2$ m) (Vedlegg 4 og 5). Variasjonene i siktedyp gjennom året var noe forskjellig mellom innsjøene, men variasjonsintervallet og middelverdiene for siktedyp var svært likt. For begge innsjøene varierte siktedypet mellom tilstandsklassene «dårlig» og «svært god» (Figur 12)



Figur 12: Variasjon i siktedyp med klassegrenser og vannføring (sort heltrukket linje) i de to undersøkte innsjøene (Stasjon 2: Skarvedalstjønn og stasjon 4: Flubergtjønn) i perioden mai t.o.m. oktober 2015.

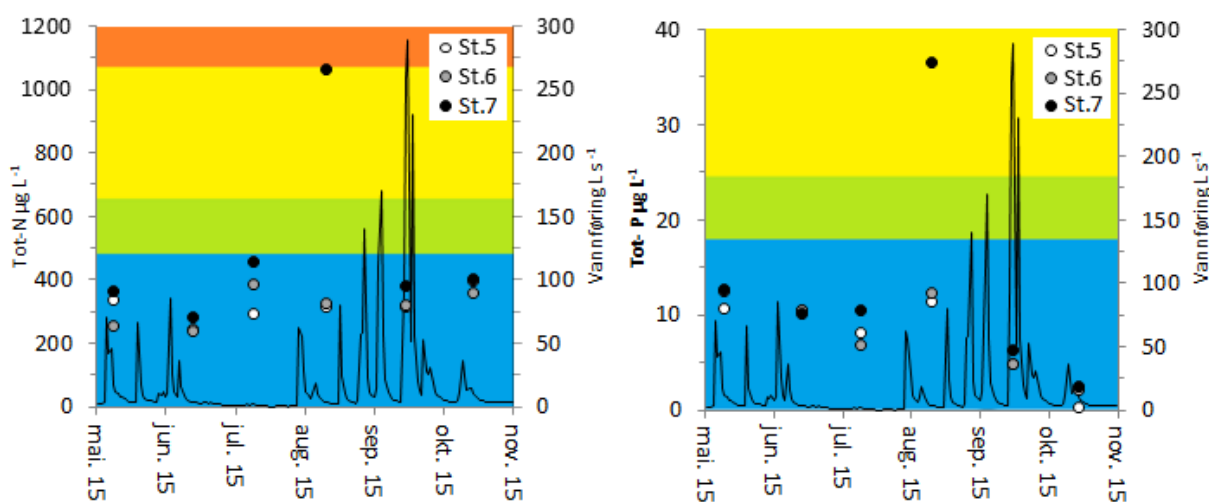
Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

Tot-N og Tot-P

På grunn av de lave konsentrasjonene av total nitrogen (Tot-N) og total fosfor (Tot-P) på strekningen Fjeldalselva_{BF} og innsjøene Skarvedalstjønn og Flubergtjønn, har vi utelatt tilstandsklasser for Tot-N og Tot-P for disse stasjonene i oppgaven, men dataene finnes i Vedlegg 8. På nedre, anadrom strekning, hvor det er en del antropogen påvirkning fra landbruk og bebyggelse, har vi derimot gjort en slik vurdering. På de to øverste stasjonene av Fjeldalselva_{AS}, varierte Tot-N-konsentrasjonene mellom 242 - 398 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (middel: $315 \pm 52 \mu\text{g N L}^{-1}$) på stasjon 5 og mellom 233- 390 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (middel: $314 \pm 60 \mu\text{g N L}^{-1}$) på stasjon 6. Alle målingene av Tot-N på disse stasjonene ligger innenfor tilstandsklasse «svært god». Det samme gjelder for stasjon 7, hvor det i august 2015 ble målt Tot-N konsentrasjon på 1066 mg N L^{-1} , som tilsvarer tilstandsklasse «moderat». Ellers var Tot-N-verdiene innenfor

tilstandsklasse «svært god» (Vedlegg 8). Konsentrasjonene av Tot-N på stasjon 7 varierte mellom 281 - 1066 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (middel: $491 \pm 287 \mu\text{g N L}^{-1}$) (Vedlegg 4 og 5)(Figur 13).

Tot-P konsentrasjonene på stasjon 5 og 6 lå ved alle målinger innenfor tilstandsklassen «svært god» og varierte fra under deteksjonsgrensen for metoden ($\text{DG} < 4$) til $11,5 \mu\text{g P L}^{-1}$ (middel: $7,6 \pm 4,3 \mu\text{g P L}^{-1}$), og mellom $2,0$ - $12,4 \mu\text{g P L}^{-1}$ (middel: $8,2 \pm 4,3 \mu\text{g P L}^{-1}$) på stasjon 6. Bortsett fra en liten økning i august, viser målingene fra stasjon 5 og 6 at Tot-P nivåene gjennomgående synker fra mai til oktober. Stasjon 7 lå også gjennomgående innenfor tilstandsklassen «svært god», bortsett fra i august ($36,6 \mu\text{g P L}^{-1}$) hvor stasjonen lå i tilstandsklassen «moderat». Konsentrasjonen av Tot-P varierte fra $2,4$ - $36,6 \mu\text{g P L}^{-1}$ (middel: $13,1 \pm 12,1 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figur 13) (Vedlegg 4 og 5).



Figur 13: Variasjon i Tot-N og Tot-P på anadrom strekning av Fjelldalselva gjennom perioden mai t.o.m. oktober, 2015, med klassegrenser og vannføring (sort heltrukken linje). Klassegrenser: ■ svært dårlig, ■ dårlig, ■ moderat, ■ god, ■ svært god

4.2 Økologisk tilstand

Fjelldalselva_{BF} (stasjon 1 og 3)

Fjelldalselva_{BF} fikk RAMI-verdier på 3,2 (Stasjon 1) og 2,95 (Stasjon 3). Dette innebærer at begge stasjonene havner i klassen «svært dårlig» med hensyn på biologisk status for bunndyr. Med nEQR-verdier på 0,12 (Stasjon 1) og 0,11 (Stasjon 3) forblir disse stasjonene innenfor tilstandsklassen «svært dårlig» (Tabell 11).

Gjennomsnittlig H^+ -konsentrasjon (Vedlegg 5) på de to stasjonene tilsvarer en pH på hhv. 4,9 og 5,0, som betyr tilstandsklasse «moderat» for stasjon 1 og «god» for stasjon 3. Stasjon 1 holder seg i samme klasse etter nEQR beregning (0,50), mens stasjon 3 nedgraderes til «moderat» (0,57) (Tabell 11). Gjennomsnittlig ANC-konsentrasjon på $12 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Stasjon 1) og $28 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Stasjon 3) betyr at stasjon 1 ligger i tilstandsklasse «dårlig», og stasjon 3 i tilstandsklasse «moderat». Med nEQR-verdier på 0,08 (stasjon 1) og 0,13 (stasjon 3), nedgraderes begge stasjonene til «svært dårlig». Stasjon 1 og 3 hadde høyeste Al_i -konsentrasjon på hhv. $126 \mu\text{g L}^{-1}$ og $100 \mu\text{g L}^{-1}$, som betyr at begge stasjonene befinner seg i tilstandsklasse «svært dårlig» (Vedlegg 5). Dette gjelder også etter nEQR har blitt beregnet for begge stasjoner, med verdier på 0,13 (stasjon 1) og 0,17 (stasjon 3).

Gjennomsnittsverdien av nEQR for det biologiske kvalitetselementet RAMI (0,12) gir «svært dårlig», og gjennomsnittlig nEQR-verdi for de fysiske- kjemiske kvalitetselementene (0,26) gir «dårlig». En samlet vurdering for økologisk tilstand i Fjeldalselva_{BF} i henhold til revidert veileder blir «svært dårlig» (8).

Tabell 11: Samlet økologisk tilstand basert på klassifisering av biologisk kvalitetselement for elver (RAMI), og fysiske- kjemiske kvalitetselementer (pH, ANC og Al_i) med absolutte verdier, referanseverdier, EQR og nEQR for Fjeldalselva_{BF} (Stasjon 1 og 3) basert på prøver tatt i perioden mai t.o.m. oktober 2015.

Fjeldalselva _{BF} stasjon 1					
Biologiske kvalitetselementer					
	Verdi	Klasse	Ref. verdi	EQR	nEQR
RAMI	3,2	Svært dårlig	8,03	0,40	0,12
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH	4,9	Moderat	6,8	0,70	0,50
ANC	11,9	Dårlig	125	0,20	0,08
Al_i	126,0	Svært dårlig	2,5	0,02	0,13
Fjeldalselva _{BF} stasjon 3					
Biologiske kvalitetselementer					
RAMI	2,95	Svært dårlig	8,03	0,37	0,11
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH	5,0	God	6,8	0,71	0,57
ANC	27,9	Moderat	125	0,30	0,13
Al_i	100,0	Svært dårlig	2,5	0,03	0,17
Samlet vurdering Fjeldalselva _{BF}					
Biologiske kvalitetselementer					
RAMI					0,12
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH, ANC og Al_i					0,26
Samlet økologisk tilstand Fjeldalselva _{BF}					
					Svært dårlig

Skarvedalstjønn (Stasjon 2)

Skarvedalstjønn hadde en MultiClear-verdi på 3,0, som gir stasjonen biologisk tilstandsklasse «god». Med en nEQR-verdi på 0,61 ligger stasjonen fortsatt i tilstandsklasse «god» (**Tabell 12**). Med en gjennomsnittlig H^+ -konsentrasjon (Vedlegg 4), tilsvarende pH 5,6, befinner stasjonen seg i tilstandsklasse «moderat», noe den også gjør, basert på nEQR verdien (0,52). Gjennomsnittlig ANC-konsentrasjon var $86 \mu\text{ekv L}^{-1}$, som gir tilstandsklasse «svært god», med en nEQR-verdi på 0,17, blir stasjonen nedgradert til tilstandsklasse «svært dårlig». Høyeste Al_i -konsentrasjon på $69 \mu\text{g L}^{-1}$ plasserer Skarvedalstjønn i tilstandsklasse «dårlig», den samme tilstandsklassen innsjøen befinner seg i basert på beregnet nEQR (0,36) (Vedlegg 5).

Siden MultiClear er eneste biologiske kvalitetselement, beholdes denne i tilstandsklasse «god». Basert på en samlet vurdering av fysisk- kjemiske kvalitetselementer (nEQR = 0,35) befinner Skarvedalstjønn seg i tilstandsklasse «dårlig». Basert på kriteriene i revidert veileder (8), blir samlet økologisk tilstand for Skarvedalstjønn «moderat».

Tabell 12: Samlet økologisk tilstand basert på klassifisering av biologisk kvalitetselement for innsjøer (MultiClear) og fysisk- kjemiske kvalitetselementer (pH, ANC og Al_i) med absolutte verdier, referanseverdier, EQR og nEQR for Skarvedalstjønn, basert på prøver tatt i perioden mai t.o.m. oktober 2015

Innsjø, stasjon 2					
	Verdi	Klasse	Ref. verdi	EQR	nEQR
Biologiske kvalitetselementer					
MultiClear	3,0	God	4,21	0,75	0,61
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH	5,6	Moderat	7,0	0,80	0,52
ANC	85,7	Svært god	125	0,40	0,17
Al_i	69,0	Dårlig	2,5	0,04	0,36
Samlet vurdering					
Biologiske kvalitetselementer					
MultiClear					0,61
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH, ANC og Al_i					0,35
Samlet økologisk tilstand stasjon 2					
Moderat					

Flubergtjønn (Stasjon 4)

Med en MultiClear-verdi på 3,0, befinner Flubergtjønn seg i biologisk tilstandsklasse «god». Basert på beregnet nEQR-verdi (0,61), blir Flubergtjønn værende i denne tilstandsklassen (**Tabell 13**).

Med en gjennomsnittlig H^+ -konsentrasjon (Vedlegg 4) som tilsvarer pH 5,0, ligger Flubergtjønn i tilstandsklasse «dårlig», og forblir i denne tilstandsklassen, basert på beregnet nEQR-verdi (0,40). Lav gjennomsnittlig ANC-verdi ($0 \mu\text{ekv L}^{-1}$) plasserer Flubergtjønn i tilstandsklasse «svært dårlig», noe som ikke endrer seg etter beregnet nEQR-verdi (0,17). Basert på høyeste målte Al_i -konsentrasjon ($145 \mu\text{g L}^{-1}$) og beregnet nEQR-verdi (0,09), befinner innsjøen seg i tilstandsklasse «svært dårlig» (Tabell 13) (Vedlegg 5).

For det biologiske kvalitetselementet blir nEQR-verdien for MultiClear 0,61, som gir biologisk tilstandsklasse «god». Gjennomsnittlig nEQR-verdi for de fysiske- kjemiske kvalitetselementene var 0,21, og gir tilstandsklasse «dårlig». Etter kriteriene i revidert veileder (8) blir samlet økologisk tilstandsklasse for Flubergtjønn, som for Skarvedalstjønn, «moderat» (Tabell 13).

Tabell 13: Samlet økologisk tilstand basert på klassifisering av biologisk kvalitetselement for innsjøer (MultiClear) og fysiske- kjemiske kvalitetselementer (pH, ANC og Al_i) med absolutte verdier, referanseverdier, EQR og nEQR for Flubergtjønn, basert på prøver tatt i perioden mai t.o.m. oktober 2015

Innsjø, Stasjon 4					
Biologiske kvalitetselementer	Verdi	Klasse	Ref. verdi	EQR	nEQR
MultiClear	3	God	4,21	0,75	0,61
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH	5,0	Dårlig	6,5	0,77	0,40
ANC	0,1	Svært dårlig	60	0,40	0,14
Al_i	145,0	Svært dårlig	2,5	0,02	0,09
Samlet vurdering					
Biologiske kvalitetselementer					
MultiClear					0,61
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
pH, ANC og Al_i					0,21
Samlet økologisk tilstand stasjon 4					Moderat

Fjelldalselva_{AS} (Stasjon 5, 6 og 7)

Fjelldalselva_{AS} hadde RAMI-verdier på hhv. 3,85, 3,47 og 4,65 (Stasjon 5,6 og 7) (Tabell 14). All stasjonene ligger i biologisk tilstandsklasse «svært dårlig». Med nEQR-verdier på 0,14 (Stasjon 5), 0,13 (Stasjon 6) og 0,17 (Stasjon 7), blir denne tilstandsklassen stående.

Gjennomsnittlige ANC-konsentrasjoner på stasjonene var $56 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Stasjon 5), $70 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Stasjon 6) og $100 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Stasjon 7). Dette betyr at Stasjon 5 befinner seg i tilstandsklasse «god», stasjon 6 og 7 i tilstandsklasse «svært god». Basert på nEQR-verdiene (0,14 og 0,16), nedgraderes stasjon 5 og 6 til «svært dårlig», og stasjon 7 nedgraderes til

«god» (nEQR-verdi:0,67). De høyeste målte Al_i-konsentrasjonene (64, 45 og 44 µg L⁻¹ på stasjon 5,6 og 7), betyr at alle stasjonene befinner seg i tilstandsklasse «svært dårlig» Vedlegg 5). Basert på stasjonenes nEQR-verdier for Al_i (Stasjon 5: 0,06; Stasjon 6 og 7: 0,09) ligger Fjelldalselva_{AS} i tilstandsklasse «svært dårlig».

Gjennomsnittlig RAMI-verdi for stasjonene var 0,15, og tilsvarer biologisk tilstandsklasse «svært dårlig». Samlet nEQR-verdi (0,2), for de fysisk-kjemiske parameterne gir Fjelldalselva_{AS} tilstandsklassen «svært dårlig». Samlet økologisk tilstand for Fjelldalselva_{AS} blir da også «svært dårlig».

Tabell 14. Klassifisering av biologisk kvalitetselement for elver (RAMI), og fysisk- kjemiske kvalitetselementer (pH, ANC og Al_i) med absolutt verdier, referanseverdier, EQR og nEQR for Fjelldalselva_{AS} (Stasjon 5,6,7) basert på prøver tatt i perioden mai t.o.m. oktober 2015

Fjelldalselva_{AS} stasjon 5					
Biologiske kvalitetselementer	Verdi	Klasse	Ref. verdi	EQR	nEQR
RAMI	3,85	Svært dårlig	8,03	0,48	0,14
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
ANC	56,0	God	125	0,40	0,14
Al _i	64,0	Svært dårlig	2,5	0,04	0,06
Fjelldalselva_{AS} stasjon 6					
Biologiske kvalitetselementer					
RAMI	3,47	Svært dårlig	8,03	0,43	0,13
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
ANC	70,4	Svært god	125	0,40	0,16
Al _i	45,0	Svært dårlig	2,5	0,06	0,09
Fjelldalselva_{AS} stasjon 7					
Biologiske kvalitetselementer					
RAMI	4,65	Svært dårlig	8,03	0,58	0,17
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
ANC	100,1	Svært god	125	0,7	0,67
Al _i	44,0	Svært dårlig	2,5	0,06	0,09
Samlet vurdering Fjelldalselva_{AS}					
Biologiske kvalitetselementer					
RAMI					0,15
Fysisk- kjemiske kvalitetselementer					
ANC og Al _i					0,20
Samlet økologisk tilstand Fjelldalselva_{AS}					Svært dårlig

5 Diskusjon

5.1 Bunndyr

Bunndyr er en fellesbetegnelse på insekter som lever hele eller deler av livet i akvatiske miljøer. De er ikke en egen taxonomisk gruppe innenfor klassen insekter (*Insecta*), men tilhører mange forskjellige grupper. Siden hele eller deler av livssyklusen deres foregår i vann, kan tilstedeværelse av forskjellige arter med ulike krav til miljø si oss noe om vannkvaliteten der hvor de oppholder seg (50). Hovedsakelig kan vi dele habitatkravene inn i to hovedgrupper; lentiske og lotiske vannforekomster. Disse to kan igjen deles inn etter størrelse, bunnforhold, samt strømhastighet for de lentiske forekomstene. Videre kan geografi, i tillegg til vannkjemien være avgjørende for tilstedeværelsen av arter (51). Bunndyrene er følsomme for forsurening, og antall arter, diversitet, og den relative mengden av forsuringsfølsomme arter avtar med økende forsurening. Til gjengjeld får man flere forsureningstolerante bunndyr. Derfor kan tilstedeværelse av arter, og mengden av disse brukes til å si noe om vannkvaliteten, når vi kjenner de ulike artenes følsomhet for forsurening (8). De sentrale forsuringsparameterne med hensyn til påvirkning på akvatiske organismer, inkludert bunndyr er pH, ANC og Al_i. Disse er sentrale forklaringsparametere mht. kvalitative og kvantitative endringer i bl.a. bunndyrfauna i innsjøer og rennende vann (40, 52).

RAMI ble brukt på våre elvestasjoner for klassifisering av biologisk tilstand basert på bunndyr. RAMI indeksen skal etter veileder 2013 brukes dersom det er en kalkfattig elv. RAMI og Forsuringsindeks 2 er de eneste indeksene for elv som tilfredsstiller vannrammedirektivets krav. Forsuringsindeks 2 skal kun brukes dersom RAMI ikke kan beregnes med tanke på taksonomiske bestemmelser. Ifølge veileder 2013, er RAMI den indeksen som beskriver forsureningsnivået i elver best(10). Referanse- og klassegrenser for indeksen er derimot tatt ut av revidert veileder (8), da både referanse- og klassegrenser fortsatt er under utarbeiding. Samtidig framgår det av veileder 2013 at erfaringsgrunnlaget for bruk av denne indeksen er svært mangelfull når det gjelder svært kalkfattige elver (10). Selv om Fjelldalselva er kalkfattig, men ikke svært kalkfattig, kan det tenkes at dette også gjelder her. Derfor antar vi at våre tilstandsvurderinger basert på RAMI-beregningene, trolig er relativt upålitelige. Det kan derfor klart stilles spørsmål til om status «svært dårlig» er korrekt miljøtilstandsvurdering for både Fjelldalselva_{BF} og Fjelldalselva_{AS} (**Tabell 11, 14**). Dette er spesielt viktig med tanke på at status «svært dårlig» for et biologisk kvalitetselement, som tidligere nevnt, innebærer at støtteparameterne ikke er gjeldende. Resultatet kan dermed bli

særdeles lite representativt for tilstanden (8). Ut i fra artene funnet på stasjonen, kan vi allikevel si noe om vannkvaliteten, fordi vi kjenner forsuringsscoren til arten (10). I elveområdet Fjelldalselva_{BF} ble de ikke funnet noen arter med høy følsomhet for forsuring. Høyeste score på stasjon 1 og 3 (BF), var 4 (Vedlegg 6), da både kongeøyenstikker (*Cordulegaster boltonii*) og en steinflua *Leuctra fusca* ble registrert. Begge artene ble funnet på stasjon 3, mens kun kongeøyenstikker ble funnet på stasjon 1. Grunnen til at arter med lavere toleranse for forsuring ikke ble funnet, kan skyldes at denne delen av elva ikke blir kalket, og derfor har noe lavere pH enn det en finner lengre ned i vassdraget. På strekningen Fjelldalselva_{BF} befinner Stasjon 1 seg i tilstandsklassene «moderat» (pH), «dårlig» (ANC) og «svært dårlig» (Al_i), mens Stasjon 3 befinner seg i tilstandsklassene «god» (pH), «moderat» (ANC) og «svært dårlig» (Al_i). Det ble funnet flere arter på stasjon 3 (6 arter) enn på stasjon 1 (5 arter). Dette kan skyldes at stasjon 3 har noe bedre vannkvalitet enn stasjon 1. Allikevel var nok vannkvaliteten på begge stasjonene for dårlig til at flere forsuringfølsomme arter ble funnet.

På strekning Fjelldalselva_{AS} var det to forsuringfølsomme arter som ble funnet, palpebillen *Hydraena gracilis* (Stasjon 5 og 7), og døgnflua *Baetis multicus* (stasjon 6) (Vedlegg 6). Begge disse artene har en score på 8, som er høyeste score, og er dermed forsuringfølsomme (10). Palpebillene er normalt sett ikke å finne på lokaliteter med dårlig pH (53), noe som også gjenspeiles i våre resultater, hvor pH median på de stasjonene denne arten ble funnet (Vedlegg 5) var 5,8 (Stasjon 5) og 6,4 (Stasjon 7). *Baetis multicus* har også relative høye pH krav, og *Baetis* ssp. har et pH optimum på ≈ 6 (54). *B. multicus* ble funnet på stasjon 6, hvor median pH var 6,2. Kun 2 arter og 3 individer av disse artene, er derimot et svært lite antall, men kan indikere starten på en nyrekruttering av disse artene, pga. forbedret forsuringssstatus de senere årene. De forsuringfølsomme artene vil primært være tilstede ved ANC-verdier $> 20\mu\text{ekvL}^{-1}$, selv om noen arter tidligere har blitt funnet på lokaliteter med dårligere ANC (52). Alle stasjonene på Fjelldalselva_{AS} hadde derimot ANC-verdier $> 20\mu\text{ekvL}^{-1}$. Siden pH også er god på stasjonene kan det lave antallet av disse artene skyldes periodisk høye Al_i-konsentrasjoner, tilsvarende tilstandsklasse «svært dårlig» (**Tabell 14**).

Til tross for at RAMI indeksen indikerer «svært dårlig» økologisk status for bunndyr, er det mye som tyder på at en revidert RAMI indeks vil medføre at Fjelldalselva vil ha en noe bedre økologisk status, enn det vi har estimert. At det finnes flest arter nederst i vassdraget (Stasjon 7) og færrest øverst (Stasjon 1) (vedlegg 6), stemmer godt overens med våre vannkjemiske resultater (**Tabell 11, 14**). For Fjelldalselva_{BF}, er det tenkelig at denne strekningen fortsatt vil

klassifiseres som «svært dårlig» også med revidert veileder, inkludert revidert RAMI indeks. For Fjelldalselva_{AS} er det derimot gode grunner til å anta en bedre tilstandsvurdering når revidert veileder foreligger. Vannkvaliteten på denne strekningen er generelt god, med unntak av enkelttilfeller med høy Al_i (**Tabell 11, 12, 13, 14**). Siden man vet lite om bunndyrs tålegrense for Al_i , brukes normalt tålegrensen for fisk også på invertebrater. Dette betyr at $Al_i > 20 \mu\text{gL}^{-1}$, blir brukt som en generell grense (40), selv om dette primært er knyttet opp mot anadrom fisk, laks og sjøørrett. For bl.a. stasjonær brunørret, er tålegrensen klart høyere, trolig omkring 60-80 $\mu\text{g Al}_i \text{ L}^{-1}$ (39). Alle våre stasjoner overskrider derimot grensen $Al_i > 20 \mu\text{gL}^{-1}$ (**Tabell 11, 12, 13 og 14**), samtidig som artsmangfoldet er lavt og det er lav forekomst av de mest forsuringsfølsomme artene. Alle artene som ble funnet er vanlige i regionen (19).

MultiClear er indeksen som brukes for bunndyr i innsjøer, baseres på litorale arter, og er en multimetrisk indeks basert på diversitet, artssammensetning, mengde og indikatortaksa. Dette er den eneste indeksen for innsjø-invertebrater som tilfredsstiller kravene i vanddirektivet (8, 10). Våre undersøkte innsjøer; Skarvedalstjønn og Flubergtjønn (stasjon 2 og 4) oppnådde «god» status for MultiClear (**Tabell 12, 13**), og begge innsjøene hadde arter med høy AWIC-fam score. Det ble funnet blå vannnymfer (*Coenagrionidae*), buksvømmere (*Corixidae*), duskgjelledøgnfluer (*Ephemeraidae*) og vannkalver (*Dytiscidae*). I Skarvedalstjønn ble blå vannnymfe funnet i størst antall (41), mens det ble funnet 3 individer av duskgjelledøgnfluene og 2 individer av buksvømmere. I Flubergtjønn var også blåvannnymfene i størst antall (13), deretter buksvømmer (5) og vannkalver (2) (Vedlegg 6). Alle disse familiene har den høyeste AWIC-fam-verdien (6), som innebærer at de er forsuringsfølsomme arter (8, 10). Det høye antallet av blå vannnymfer skyldes at arter innen denne familien trives i innsjøer med myr, noe som er tilfelle for begge de undersøkte innsjøene (se stasjonsbeskrivelse). De fleste artene innen denne familien finnes primært i lavere strøk (ca. < 299 m o.h.), og har ikke veldig spesifikke pH krav, men enkelte arter foretrekker nøytralt til svakt surt vann. Familien inneholder myrtjernes-, euyrøke- og kyst/lavlandsarter, noe som stemmer godt overens med våre funn (55). Buksvømmere forekom også i begge innsjøene. Disse trives i områder med myr. Utover det, er det store variasjoner fra art til art i forhold til habitat- og vannkjemikrav, men pH optimum for disse sies å være 4,8 (54, 56, 57). Buksvømmerne er tolerante ovenfor lav pH fordi de puster over vann (58). Det samme gjelder for vannkalver. Ellers vet man lite om vannkalvenes krav til habitat, annet enn at variasjonen er stor fra art til art. Allikevel er familien som helhet antatt forsuringsfølsom (8, 10, 59). Duskgjelledøgnfluene er en familie som trives best i rent, klart vann, og som kan tåle pH ned mot 5 (60-62). Tverrstripet fliksidedøgnflue (*Siphonurus alternatus*) ble funnet i Skarvedalstjønn og guløyet

smådøgnflue (*Baetis fuscatus*) ble funnet i Flubergtjønn. Begge disse artene inngår i NGIG-justert Henriksson og Medins indeks. Denne indeksen går fra 0-3, hvor arter med verdi 3 har høyest følsomhet for forsuring (10). Guløyet smådøgnflue var den mest forsuringfølsomme arten som ble funnet, med en Henriksson og Medins indeks score på 3. At kun 2 individer ble funnet kan tyde på en begrenset forekomst av arten i Flubergtjønn. De resterende artene som ble funnet, hadde alle lavere følsomhet for forsuring (score fra 1-4) (Vedlegg 6). Alle artene som ble funnet er vanlige i regionen (19). Grunnen til tilstedeværelsen av arter med høy følsomhet for forsuring forklares best med de registrerte pH-verdiene, siden Skarvedalstjønn oppnår «god» status og Flubergtjønn «moderat» status i forhold til pH-tilstandsklasse vurderingene (**Tabell 12, 13**). At det ble funnet flere døgnfluer (2 arter, 8 individer) i Skarvedalstjønn, enn i Flubergtjønn kan derfor skyldes noe bedre pH i Skarvedalstjønn, siden døgnfluer sies å ha lav toleransegrense for surt vann (62). I områder preget av forsuring, settes også en ANC grense ($20 \mu\text{ekvL}^{-1}$) som lavest ANC-verdi for forekomst av de mest forsuringfølsomme artene (52). Tverrstripet fliksidedøgnflue var den arten som ble funnet med høyest antatte ANC krav, $> 40 \mu\text{ekvL}^{-1}$. Denne ble funnet i Skarvedalstjønn, hvor gjennomsnittlig ANC-verdi var $86 \mu\text{ekvL}^{-1}$. Lavere ANC i Flubergtjønn kan være grunnen til at denne arten ikke ble funnet her, til tross for at artssammensetningen var relativt lik i de to innsjøene. Guløyet smådøgnflue var den arten i Flubergtjønn med høyest ANC krav ($>20 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Arter innen *Baetis* familien er derimot funnet på lokaliteter med langt lavere ANC. Felles for disse funnene er at lokalitetene har lav TOC, lav Ca ($< 1 \text{ mg L}^{-1}$), og dermed lav pH bufferevne (52), noe som er tilfelle i Flubergtjønn (**Tabell 13**).

5.2 Vannføring og fysisk-kjemiske kvalitetselementer

Som tidligere nevnt ligger Fjelldalselva i et område med mye nedbør og skrint jordsmonn (25). Dette gjør området tørkeutsatt, samtidig som nedbørfeltet fort blir mettet med vann under nedbørsperioder. Dette innebærer store og raske vannføringsvariasjoner i vassdraget. Under høyeste registrerte vannføring i undersøkelsesperioden (september 2015) hadde Fjelldalselva høye konsentrasjoner av TOC, som en følge av mye nedbør og dermed også mye horisontal overflateavrenning. Når konsentrasjonen av TOC var på sitt høyeste i Fjelldalselva_{BF}, økte bla. prosentandelen organisk aluminium (Al_o) i forhold til uorganisk aluminium (Al_i), som indikerer mer organisk kompleksbudet Al når TOC øker (63) (Vedlegg 4). At dette ikke også ble registrert på Fjelldalselva_{AS} kan skyldes at nytt tilført vann fra denne delen av nedbørfeltet er langt mindre påvirket av TOC-rike områder som myr/sump og

barskog. Når Al er kompleksbundet til organiske molekyler er det ikke labilt, og heller ikke giftig (28). I surt vann med lite humusstoffer forsterkes derfor de negative effektene av Al (64). Temperatur og tid er avgjørende for kjemiske reaksjoner; ved lave vanntemperaturer reduseres reaksjonshastigheten som gjør at reaktive Al- polymere har lengre levetid før vannet avgiftes. Derfor er lav vanntemperatur assosiert med høy konsentrasjon av Al_i (63), som kan være grunnen til gjennomgående høye Al_i- konsentrasjoner i mai.

Til tross for at det ikke er en signifikant korrelasjon mellom vannføring og hhv. pH, ANC og Al_i (**Tabell 9**) i Fjelldalselva, ser det ut til å være en tendens der økende vannføring fører til nedgang i pH og ANC og en økning i Al_i (**Figur 9,10 og 11**). Vannføringen er derimot negativt korrelert med konduktivitet, og konduktiviteten er positivt korrelert med ANC og pH. Dette vil si at økt vannføring fører til lavere konduktivitet, som igjen får ANC og pH til å synke. Al_i er negativt korrelert med konduktivitet, ANC og pH, og vil derfor øke når disse parameterne synker. Slike effekter av økt vannføring er dokumentert i andre studier (65-67), og skyldes en generell fortykning av de fleste komponenter.

Effektene av økt vannføring er størst i Fjelldalselva_{BF}. Dette er et resultat av at denne strekningen, som resten av området, har lav ionestyrke som følge av lite forvitrbare bergarter og skrint jordsmonn. De to nederste stasjonene på Fjelldalselva_{AS} (stasjon 6 og 7) er kalket, og ligger under marin grense. Dette fører til høyere konsentrasjon av Ca, bedre ANC og alkalinitet, som igjen gir høyere pH og mindre mobilisering av Al_i i nedbørsfeltet enn det som er tilfelle i Fjelldalselva_{BF}. Både Fjelldalselva_{AS} og Fjelldalselva_{BF} får likevel nEQR-verdier for Al_i som tilsvarer «svært dårlig». Dette kommer av at klassegrensene for anadrome strekninger er strengere enn for ikke-anadrome strekninger. Stasjon 5, som ligger øverst på anadrom strekning er ikke kalket, men mottar vann fra Skarvedalstjønn og Heimretjønn. Begge disse lokalitetene er kalket, og bidrar derfor til relativt høye konsentrasjoner av basekationer og dermed relativt høy ANC på stasjon 5.

De store nedbørsmengdene i september, har ikke påvirket vannkjemien i de to innsjøene i like stor grad som i Fjelldalselva. Dette kan sees i vedlegg 7, hvor konsentrasjonen av de forskjellige parameterne forandrer seg lite i innsjøene i forhold til i elva, mtp. vannføring. Skarvedalstjønn befinner seg i den sureste delen av vassdraget, og innløpsbekken har tidligere blitt kalket. Kalkingen er trolig årsaken til at de høyeste pH- verdiene målt oppstrøms Fjelldalselva_{AS}, samt de laveste Al_i-verdiene ble målt i denne innsjøen. Forholdet mellom pH og Al_i bekrefte ved en negativ korrelasjon mellom disse (**Tabell 10**). Skarvedalstjønn har også relativt høye kalsiumkonsentrasjoner (>2 mg L⁻¹), og har ANC-verdier som er mye

høyere enn de andre stasjonene i den øvre del av vassdraget. Dette er også den eneste stasjonen oppstrøms Fjelldalselva_{AS} som fikk alkalinitetsverdier > 0 . Til tross for Al_i -verdier som overskrider det som ansees å være kritisk for fisk (68), ble ørret observert under prøvetakingsperioden. Giftigheten av Al_i blir redusert ved kalsiumkonsentrasjoner $> 2 \text{ mg L}^{-1}$ (69), og kan være årsak til at dette vannet ikke er fisketomt. Flubergtjønn er rapportert fisketomt siden 70-tallet (70), trolig pga. lav ANC og pH, som fører til høye Al_i -konsentrasjoner. Kalsiumkonsentrasjonen i denne innsjøen lå i prøvetakingsperioden $< 1 \text{ mg L}^{-1}$.

Både Skarvedalstjønn og Flubergtjønn hadde høyere konsentrasjoner av nitrat, klorid og natrium enn elvestasjonene innen Fjelldalselva_{BF}. Nær kysten kan mye natrium og klorid tilføres vannforekomstene via nedbør og tørravsetninger (28). Nitrat tilføres også i hovedsak fra nedbøren, og mye av den atmosfæriske deponeringen av nitrogen bindes i vegetasjon og jordsmonn. Siden innsjøer har lengre oppholdstid enn elver, kan dette føre til at konsentrasjonen av nitrat, klorid og natrium blir høyere i innsjøene enn i elva (26). Høye konsentrasjoner av disse sterksyreanionene kan da være med på å gi dårlig ANC-verdi i områder med lite basekationmobilisering, noe som er tilfellet i Flubergtjønn. Konsentrasjonen av sulfat, nitrat og klorid på denne stasjonen var på sitt laveste i juli, mens ANC-konsentrasjonen var på sitt høyeste. Dette kan skyldes at juli var måneden med minst nedbør, slik at vannets oppholdstid i nedbørfeltet blir lengre, med større muligheter for syrenøytralisering gjennom basekationmobilisering (71).

Siktedypet målt med Secchi-skive måler visuell kontrast, og påvirkes av partikkelmengden i vannet. Økt partikkelmengde gir et redusert siktedyp, fordi partiklene sprer lyset og derfor gir mindre kontrast (26). Siktedypet gir derfor et indirekte mål på lysets reduksjon nedover i vannmassene, samt en indikasjon på tilstedeværelse av humus, og andre partikler som alger og erosjonspartikler fra nedbørfeltet (72). Lysmengden ved målt siktedyp kan grovt beregnes til 1-10% av overflatelystet (26, 28). Det er en tydelig trend i våre prøveresultater hvor økende vannføring gir redusert siktedyp (**Figur 12**). Normalt vil økt vannføring føre til mer TOC og høyere turbiditet, som igjen fører til redusert siktedyp (26, 72). En slik sammenheng er vanskelig å se ut ifra våre målinger av TOC og turbiditet, da konsentrasjonen av disse parameterne ikke samsvarer med hva som er forventet iht. siktedypet.

Tot-P og Tot-N er begge parametere som er sensitive for eutrofiering. EQR-verdiene våre (Vedlegg 7) for tot-P og tot-N er nære 1 som er referansetilstand. Eutrofiering er derfor ikke en gjeldende påvirkning på de undersøkte stasjonene (8). Blant våre prøvelokaliteter skilte stasjon 7 seg klart ut for tot-P og tot-N i august (Vedlegg 3), selv om nEQR verdien oppnår

tilstandsklasse god». Stasjon 7 er som tidligere nevnt omgitt av dyrka mark. Her ble det i slutten av april og juni 2015 gjødslet med en blanding av husdyrgjødsel og nitrogen (OPTI-KAS 27-0-0 e) (73). Gjødslingen i juni viser seg som tydelige topper i august for tot-N og tot-P. Det er ikke en like tydelig topp etter april gjødslingen, dette kan skyldes at den kom før vi begynte med prøvetaking i slutten av mai. Andre grunner kan være at dette var i vekstsesongen. Tilført nitrogen kan tas opp av vegetasjonen rundt, slik at lite føres ut i vassdraget (74). Jorda har også en god evne til å holde på fosfor. I dette tilfellet hvor kilden til fosfor er gjødsel, kan dette felles i jordens væskefase som uløselig Ca-, Al- eller Fe-fosfat, eller det kan bindes til oksider av Fe eller Al i form av kolloider, dette absorberes på overflaten av mineralpartikler. På denne måten forsvinner fosfor fort i væskefasen i jorda (28). Avrenning av nitrogen til vassdrag er normalt 40-90% av den totale tilførselen, for fosfor viser tall fra 1990 at 60% forsvant ut i jord og/eller vassdrag (28). Totalt sett står jordbruket for mesteparten av fosfor (45%) og nitrogen (55%) tilførselen i kystområdene fra svenskegrensa og til Lindesnes (75). Selv om påvirkningen i vårt prøvetakingsområde er liten, vises altså overskuddet av gjødslingen som forsvinner ut i vassdragene seg på vannkjemien.

5.3 Tidligere undersøkelser

I tidligere undersøkelser er Raddums forsuringindeks 1 og 2 brukt for å angi biologisk tilstandsklasse på Fjelldalselva_{AS}. Resultatene for forsuringindeks 1 viser at elva hadde tilstandsklasse «moderat» i 2006, 2008 og 2009. Ved bruk av forsuringindeks 2 ble tilstandsklassen «moderat» i 2006 og «dårlig» i 2008 og 2009 (41). Disse forsuringindeksene tilfredsstill ikke kravet til vannrammedirektivet (10). pH median i 2006 var 6,35, altså noe høyere enn våre resultater viser (median: 6,1). Likevel var den høyeste målte Al_i-konsentrasjonen i 2006 ($68 \mu\text{g L}^{-1}$) relativt lik som i vår undersøkelsesperiode ($64 \mu\text{g L}^{-1}$). Gjennomsnittet for TOC i 2006 ($5,64 \text{ mg L}^{-1}$) (41), var tilnærmet likt som for våre resultater ($5,4 \text{ mg L}^{-1}$) (Vedlegg 5). Ingen av de tidligere vannkjemiske resultatene skulle tilsa at status for bunndyr var bedre i 2006 enn i vår undersøkelsesperiode. Likevel kan vi ikke utelukke at det ble funnet arter med lavere toleranse for forsuring enn hva vi fant, da det ikke foreligger noen artsliste fra prøvetakingen i 2006. Resultatet kan allikevel tyde på at tilstandsklasse «svært dårlig» ved bruk av RAMI-indeksen, som tidligere nevnt er upålitelig. Det er usikkert hvor i Fjelldalselva_{BF} de tidligere undersøkelsene er foretatt, og det foreligger ikke data i vannmiljø som er brukt i klassifiseringen i vann-nett (12, 41). Det var derfor ikke mulig å foreta en sammenligning mellom våre resultater og tidligere undersøkelser i Fjelldalselva_{BF}.

Det samme gjelder Skarvedalstjønn og Flubergtjønn, hvor det som tidligere nevnt ikke er utført noen klassifisering (12).

6 Usikkerhet

I følge revidert veileder skal man vurdere usikkerheten i klassifiseringen. Denne usikkerheten skal angis ved standardavvik eller konfidensintervall for hver parameter (Vedlegg 5). Dette gjøres fordi middelverdien kan ligge nær en klassegrense, og det er da like stor sannsynlighet for at vannforekomsten tilhører den beste som den dårligste av klassene. Et standardavvik som strekker seg over flere klasser, øker følgelig usikkerheten i dataene. Dette er spesielt viktig når tilstanden ligger i nærhet av grensen mellom god og moderat, da moderat tilstand gjør at tiltak for å forbedre vannkvaliteten må iverksettes. I revidert veileder står det at det helst bør benyttes data fra en 3-års periode for å utjevne naturlige variasjoner fra år til år (8). Siden vårt datasett strekker seg over en 6 måneders periode, med store variasjoner i vannføring, fører dette til at standardavviket for de ulike parameterne spenner seg over flere klasser, og dermed er resultatet usikkert.

RAMI- indeksen er som tidligere nevnt tatt ut av den reviderte veilederen. Det er usikkert hvorfor denne indeksen ble fjernet, noe som åpner for spørsmål om hvor pålitelig den er. Når vi brukte denne indeksen på våre elvestasjoner (Fjeldalselva_{BF} og Fjeldalselva_{AS}) fikk vi klassen «svært dårlig» på samtlige stasjoner. MultiClear-indeksen ga stasjon 4 og stasjon 2 klassen «god», til tross for at vannkjemien på Fjeldalselva_{AS} er bedre (Vedlegg 4). Dette tyder på at RAMI-indeksen ikke gir et godt bilde på de faktiske vannkjemiske forholdene.

Kravene i veileder 2013 ved bruk av bunndyrindeksen MultiClear, er at det skal være over 200 individer av indikatortaksa, hvis ikke skal prøven forkastes. Vi hadde 84 individer, hvilket betyr at kravene ikke ble tilfredsstilt. Vi valgte å benytte oss av MultiClear til tross for dette, da det er den eneste bunndyrindeksen som tilfredsstiller kravene i veilederen, selv om påliteligheten reduseres. Bestemmelsen av bunndyrene har vi foretatt selv, hvilket betyr at sjansen for feilbestemmelse er til stede.

Etter kravene i revidert veileder om pålitelighet, oppnår vår klassifisering **«middels pålitelighet»**.

7 Konklusjon

Etter klassifisering av Fjelldalselva_{AS}, Fjelldalselva_{BF}, Flubergtjønn og Skarvedalstjønn ser status i nedbørsfeltet ut til å være dårlig. Kun 2 av stasjonene oppnår «moderat», mens alle stasjonene i elva får status «svært dårlig». Klassifiseringen baserer seg i hovedsak på det biologiske kvalitetselementet som for oss har vært bunndyr. Når indeksen som er brukt på elvestasjonene for bunndyr ikke lenger har noen klassegrenser, noe vi antar er fordi de var upålitelige, blir følgelig klassifiseringen også upålitelig. For å øke påliteligheten, burde det biologiske kvalitetselementet på elvestasjonene få nye verdier, når referanse og klassegrenser for RAMI foreligger. For de to innsjøene er resultatet mer pålitelig, da det er brukt en annen bunndyrindeks. De fysisk-kjemiske støtteparameterne er mer pålitelige enn det biologiske kvalitetselementet på våre elvestasjoner, selv om standardavviket viser at det er en stor spredning over de ulike klassetypene. At vanntypen, som skal være naturtilstanden har endret seg, kan skyldes sesongvariasjon, eller som følge av reduksjon i menneskelig påvirkning. I vårt tilfelle er det mulig at dette har skjedd som følge av en reduksjon i sur nedbør. Dette gjør selve typifiseringen upålitelig, fordi det er vanskelig å si noe om hva den egentlige naturtilstanden er. Naturtilstanden baserer seg på en trend for lokaliteten over tid, og tar ikke hensyn til opprinnelig tilstand uten menneskelig påvirkning, noe vi ser da vanntypen har endret seg fra tidligere undersøkelser og frem til vår i 2015.

8 Referanser

1. The european parliament and the council of the European Union. Directive 2000/60/EC of The European parliament and of The Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. In: The european parliament and the council of the European Union, editor.: Official Journal of the European Communities; 2000. p. 72.
2. Miljødirektoratet. Vannportalen 2014 [05.04.2016]. Available from: <http://www.vannportalen.no/regelverk1/vanndirektivet/>.
3. UNESCO. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat 1994.
4. OSPAR Commission. Convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. 1992.
5. UNECE. Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. 1999.
6. Klima- og miljødepartementet. Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften) 2006.
7. Norsk Vann. Vannforskriften- derfor skal din kommune engasjere seg! : Norsk Vann; 2014. p. 4.
8. Direktorsgruppa Vanndirektivet. Veileder 02:2013-revidert 2015 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 2015.
9. Direktorsgruppa Vanndirektivet. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann 2009.
10. Direktorsgruppa Vanndirektivet. Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 2013.
11. Renman Å, Hansen S. Vannsidene: SABIMA, Norsk Friluftsliv, Samarbeidsrådet for naturvernsaker; u.d. [cited 2016 06.04]. Available from: <http://www.vannsidene.no/>.
12. NVE. Vann-Nett: Norges Vassdrags- og energi direktorat 2009 [cited 2015 1.9.2015]. Available from: <http://vann-nett.no/portal/SearchWaterbody.aspx>.
13. Standard Norge. Standard.no 2014 [cited 2015 1.12.2015]. Available from: <http://www.standard.no/>.
14. Lydersen E, Høgberget R, Moreno CE, Garmo ØA, Hagen PC. The effects of wildfire on the water chemistry of dilute, acidic lakes in southern Norway. Biogeochemistry. 2014;119(1-3):109-24.
15. Lydersen E, Larssen T, Fjeld E. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. Science of the total Environment. 2004;326(1):63-9.
16. Kaste Ø, Håvardstun J, Kroglund F, Simonsen J. Vurdering av fiskehabitater og bunnfauna i bekker i Lillesand. 1997.
17. Krogvold P, Sand K. Insektslære for fluefiskere: Tun Forlag AS; 2008.

18. VCSU. Digital key to aquatic insects of north Dakota Valley City State University,: North Dakota Department of Health; u.d. [cited 2016 02.02]. Available from: <http://www.waterbugkey.vcsu.edu/>.
19. Viken Å, Horg B, Koch W. Artsdatabanken 2005 [cited 2016 02.02]. Available from: <http://www.artsdatabanken.no/>.
20. Ryan BF, Jr. TAR, Joiner BL. Minitab ®. 17.3.1 ed: Minitab, Inc.; 2016.
21. NVE. NVE Nedbørfelt (REGINE): Norges Vassdrags- og energi direktorat 2014 [cited 2015 1.9.15]. Available from: <http://gis3.nve.no/link/?link=nedborfelt>.
22. NVE. NVE Elvenett: Norges Vassdrags- og energi direktorat; 2015 [cited 2015 5.10.15]. Available from: <http://gis3.nve.no/link/?link=elvenett>.
23. NGU. Marin grense 2015 [updated 1.05.2016; cited 2016 01.03]. Available from: <http://download.ngu.no/download/ShoppingServlet?dataset=1500>.
24. ESRI. ArcGIS Desktop. 2011.
25. Hindar A, Lydersen E. Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasè mellom Lillesand og Kristiansand. 2002.
26. Sand-Jensen K, Lindegaard C. Ferskvandsøkologi: Gyldendal; 2004. 312 p.
27. Menz FC, Seip HM. Acid rain in Europe and the United States: an update. *Environmental Science & Policy*. 2004;7(4):253-65.
28. Økland J, Økland KA. Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø: Vett & Viten; 1998.
29. Berg T, Kallenborn R, Manø S, Uggerud HT. Tidstrender i atmosfæriske konsentrasjoner av tungmetaller og persistente organiske miljøgifter. Statlig Program for Forurensningsovervåking, rapport 883. 2004;3:24.
30. Haines TA. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1981;110(6):669-707.
31. Hendrey G, Wright R. Acid precipitation in Norway: effects on aquatic fauna. *Journal of Great Lakes Research*. 1976;2:192-207.
32. Wollan AK, Schartau AK, Fjellheim A, Walseng B, Skjelkvåle BL, Framstad E, et al. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2008. Sammendragsrapport. Monitoring long-range transboundary air pollution 2008. Summary report. 2009.
33. Garmo Ø, Skancke LB, Høgåsen T. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør-Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2013. Miljødirektoratet, 2014.
34. Schindler DW. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science(Washington)*. 1988;239(4836):149-57.
35. Frigstad OF. Sulfidholdige bergarter i Kristiansandregionen. 2009.
36. Hindar A, Iversen E. Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand-effekter på vannmiljø og forslag til tiltak. 2006.
37. Hindar A, Lydersen E, Kroglund F. Ekstreme aluminiumskonsentrasjoner og lav pH i Langedalstjønnen i Lillesand kommune-årsak, virkninger og mulige tiltak. 1992.
38. Matzow D. Rapport fra befaring i Fjelldalsbekken, Lillesand, 6. juli 1989. 1989.

39. Lydersen E, Löfgren S, Arnesen RT. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical reviews in environmental science and technology*. 2002;32(2-3):73-295.
40. Raddum G, Fjellheim A, Skjelkvåle B. Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2001;130(1-4):87-98.
41. Miljødirektoratet. *Vannmiljø*: Miljødirektoratet; 2014 [cited 2015 12.11.2015]. Available from: <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>.
42. Hindar A. Karakterisering av vannkjemisk status i bekker og innsjøer før utbygging av E 18 Grimstad-Kristiansand. 2005.
43. Hindar A, Roger R. E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. 2003.
44. Statens Vegvesen. *Nordic Road Water (NORWAT) 2012* [cited 2015 02.12]. Available from: <http://www.vegvesen.no/fag/Fokusomrader/Forskning+og+utvikling/NORWAT/Om+etatsprogrammet>.
45. Klima- og miljødepartementet. *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)*. 2014.
46. Kroglund F. *Pers.med.* 2016.
47. Gustavsen PØ. *Kvalitetssikring av lokale kalkingsprosjekter i Lillesand kommune 2009-2010*. 2010 3.
48. Miljødirektoratet. *Kalkingsbasen*: Miljødirektoratet; [cited 2016 28.04]. Available from: <http://kalkingsbasen.miljodirektoratet.no/Home/Search>.
49. NVE. *NEVINA: Norges Vassdrags- og energi direktorat*; 2015 [cited 2016 30.04]. Available from: <http://nevina.nve.no/>.
50. Lancaster J, Downes BJ. *Aquatic entomology* Oxford University Press; 2013. 285 p.
51. Aagaard K, Dolmen D. *Limnofauna Norvegica, Katalog over norsk ferskvannsfæuna*. Trondheim: Tapir forlag; 1996. 309 p.
52. Raddum G, Skjelkvåle B. Critical limit of acidifying compounds to invertebrates in different regions of Europe. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2001;130(1-4):825-30.
53. Wade K, Ormerod S, Gee A. Classification and ordination of macroinvertebrate assemblages to predict stream acidity in upland Wales. *Hydrobiologia*. 1989;171(1):59-78.
54. Larsen J, Birksl H, Raddum GG, Fjellheim A. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia*. 1996;328(1):57-74.
55. Dolmen D. Habitatvalg og forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. 1995.
56. Macan T. Evolution of aquatic habitats with special reference to the distribution of Corixidae. *The Journal of Animal Ecology*. 1938:1-19.
57. Macan T. A contribution to the study of the ecology of Corixidae (Hemipt.). *The Journal of Animal Ecology*. 1954:115-41.
58. Rosseland B, Eldhuset TD, Staurnes M. Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health*. 1990;12(1-2):17-27.

59. Larson DJ, Alarie Y, Roughley RE. Predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic Region, with emphasis on the fauna of Canada and Alaska: NRC Research Press; 2000.
60. Schloesser DW, Nalepa TF. Comparison of 5 benthic samplers to collect burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia* spp.: Ephemeroptera: Ephemeridae) in sediments of the Laurentian Great Lakes. *Journal of the North American Benthological Society*. 2002;21(3):487-501.
61. Rasmussen JB. Habitat requirements of burrowing mayflies (Ephemeridae: *Hexagenia*) in lakes, with special reference to the effects of eutrophication. *Journal of the North American Benthological Society*. 1988:51-64.
62. Bækken T, Kjellberg G. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. 2004.
63. Hindar A, Teien H, Salbu B, Lierhagen S, Oug E. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal-og Mandalsvassdraget. 2000.
64. Hindar A, Lydersen E. Er utfelt/sedimentert aluminium etter vassdragskalking et mulig miljøproblem? NIVA, 1995.
65. Lydersen E, Holtan M, Darrud M. Vannkjemiske effekter av avrenning fra et snødeponi. 2013.
66. Denning AS, Baron J, Mast MA, Arthur M. Hydrologic pathways and chemical composition of runoff during snowmelt in Loch Vale watershed, Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1991;59(1-2):107-23.
67. Hornberger G, Bencala K, McKnight D. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry*. 1994;25(3):147-65.
68. Bertssen M, Kroglund F, Åtland Å, Rosseland B. Er laksen truet selv ved moderat forsurening? Eksempler fra Vosso, Hordaland. 1993.
69. Rosten T, Åtland Å, Kristensen T, Rosseland BO, Braathen B. Vannkvalitet relatert til dyrevelferd. *Mattilsynet*; 2004. p. 85.
70. Larsen KH. Pers.med. 2016.
71. Adams MB, DeWalle DR, Hom JL. *The Fernow watershed acidification study*: Springer; 2006.
72. Løvik J, Kjellberg G. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna-/Øystre Slidre-vassdraget i 2002. 2003.
73. Tveit JI. Pers.med. 2016.
74. Kaste Ø, Berge D, Fjeld E, Høyås T, Mulder J, Stuanes A, et al. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1995 (Nitrogen from mountains to fjords-yearly report 1995). 1996.
75. Selvik J, Tjomsland T, Eggestad H. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. 2007.

Vedlegg

Oversikt over vedleggene:

Vedlegg	Beskrivelse	Side
1	Modifisert Wentworth skala	II
2	Vannføring Tveitdalen	III
3	Kart over område med antatt sulfidberggrunn	V
4	Vannkjemiske data stasjon 1-7	VI
5	Vannkjemiske data presentert som middelerdi, standardavvik, median, maks- og minsteverdi for stasjon 1-7	VIII
6	Bunndyr, stasjon 1-7	X
7	Grafer med utvalgte parametere og vannføring, stasjon 1-7	XI
8	Eutrofieringsparametere Tot-P, Tot-N og siktedyp	XII

Vedlegg 1

Modifisert Wentworth skala med substrattype (substrate type), kornstørrelse (size mm) og verdi (code).

Stream: Date: Station: Wflow: Wtemp: Cond.: Visil
 Weather: Elfisher: Recorder: StartTime: Stoptime:

©JH060914ElskjmVallar2			Elfisher..					Habitat.													
substrate type	Size mm	Code	Round	Transect	Tr. Dist.	Species	Length cm	Sub cm	Homestone	Depth cm	Foc. velo	Mean. velo	Surf. velo	Sub. class	Sub2. class	Emb. n. Rat.	Cov. type	CovRat	Hab. type	Flowtype	
organic fine	<10	1																			
organic coarse	>10	2																			
clay, silt	0.004-0.06	3																			
sand	0.061-2	4																			
fine gravel	2.1-8	5																			
gravel	8.1-16	6																			
small pebble	16.1-32	7																			
pebble	31.1-64	8																			
small cobble	64.1-128	9																			
cobble	128.1-256	10																			
large cobble	256.1-384	11																			
boulder	384.1-512	12																			
large boulder	>512	13																			
smooth bedrock		14																			
tough bedrock		15																			

cover type	Code	Rating	Code
lhm.-logs, roots	1	0%	0
lhm.-other	2	10%	1
stone-boulder	3	20%	2
org.debris-fine	4	30%	3
lhm.-vegetation	5	40%	4
shaded cut banks	6	50%	5
open surface	7	60%	6
overhang (specify)	8	70%	7
surface ice	9	80%	8
		90%	9
		100%	10

flow type	Code
fast water	1
shallow scour pool	2
shallow	3
in-channel	4
run	5
run	6
run	7
run	8
run	9
run	10
run	11
run	12
run	13
run	14
run	15
run	16
run	17
run	18
run	19
run	20
run	21
run	22
run	23
run	24
run	25
run	26
run	27

flow type	Code
scarcely perceptible	1
smooth boundary turbulent	2
swelling	3
rippled water surface (with undular long profile)	4
unbroken standing wave	5
broken standing waves	6
chute flow (and broken standing waves)	7
critical free flow (fall)	8
chaotic	9

Vedlegg 2

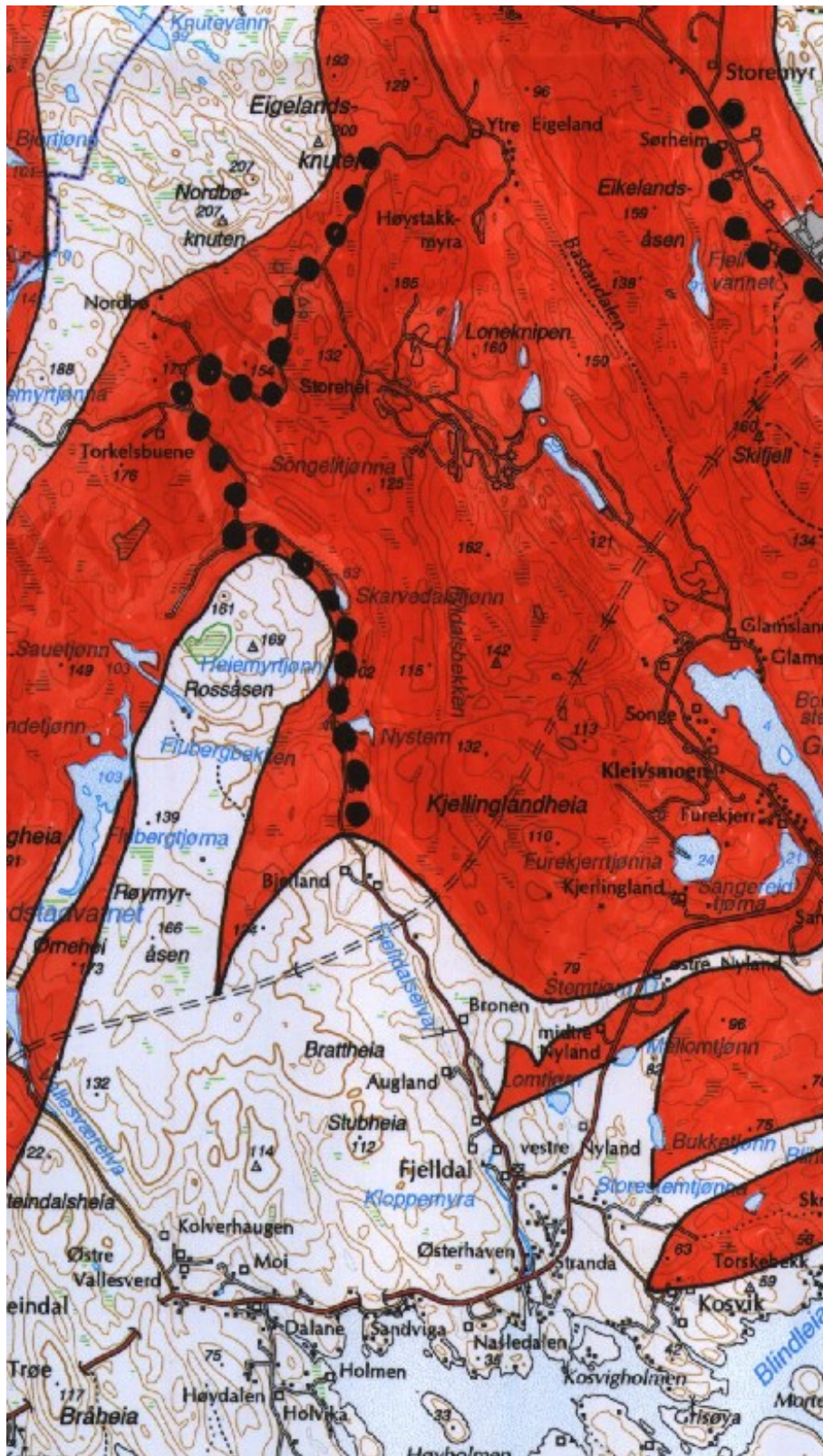
Vannføring Tveitdalen i perioden 01.05- 31.10.2015, mottatt fra NVE.

DATO	m ³ s ⁻¹	Ls ⁻¹	DATO	m ³ s ⁻¹	Ls ⁻¹
01.05.2015	0.0020	2.0	19.06.2015	0.0028	2.8
02.05.2015	0.0020	2.0	20.06.2015	0.0028	2.8
03.05.2015	0.0018	1.8	21.06.2015	0.0020	2.0
04.05.2015	0.0038	3.8	22.06.2015	0.0020	2.0
05.05.2015	0.0699	69.9	23.06.2015	0.0020	2.0
06.05.2015	0.0414	41.4	24.06.2015	0.0017	1.7
07.05.2015	0.0463	46.3	25.06.2015	0.0010	1.0
08.05.2015	0.0172	17.2	26.06.2015	0.0010	1.0
09.05.2015	0.0110	11.0	27.06.2015	0.0010	1.0
10.05.2015	0.0107	10.7	28.06.2015	0.0010	1.0
11.05.2015	0.0082	8.2	29.06.2015	0.0010	1.0
12.05.2015	0.0081	8.1	30.06.2015	0.0010	1.0
13.05.2015	0.0064	6.4	01.07.2015	0.0010	1.0
14.05.2015	0.0048	4.8	02.07.2015	0.0010	1.0
15.05.2015	0.0040	4.0	03.07.2015	0.0010	1.0
16.05.2015	0.0040	4.0	04.07.2015	0.0010	1.0
17.05.2015	0.0034	3.4	05.07.2015	0.0010	1.0
18.05.2015	0.0034	3.4	06.07.2015	0.0014	1.4
19.05.2015	0.0664	66.4	07.07.2015	0.0010	1.0
20.05.2015	0.0169	16.9	08.07.2015	0.0015	1.5
21.05.2015	0.0091	9.1	09.07.2015	0.0025	2.5
22.05.2015	0.0067	6.7	10.07.2015	0.0010	1.0
23.05.2015	0.0055	5.5	11.07.2015	0.0010	1.0
24.05.2015	0.0049	4.9	12.07.2015	0.0010	1.0
25.05.2015	0.0047	4.7	13.07.2015	0.0010	1.0
26.05.2015	0.0037	3.7	14.07.2015	0.0010	1.0
27.05.2015	0.0030	3.0	15.07.2015	0.0005	0.5
28.05.2015	0.0102	10.2	16.07.2015	0.0000	0.0
29.05.2015	0.0094	9.4	17.07.2015	0.0000	0.0
30.05.2015	0.0122	12.2	18.07.2015	0.0000	0.0
31.05.2015	0.0073	7.3	19.07.2015	0.0004	0.4
01.06.2015	0.0105	10.5	20.07.2015	0.0010	1.0
02.06.2015	0.0854	85.4	21.07.2015	0.0010	1.0
03.06.2015	0.0257	25.7	22.07.2015	0.0010	1.0
04.06.2015	0.0114	11.4	23.07.2015	0.0002	0.2
05.06.2015	0.0076	7.6	24.07.2015	0.0000	0.0
06.06.2015	0.0364	36.4	25.07.2015	0.0004	0.4
07.06.2015	0.0151	15.1	26.07.2015	0.0010	1.0
08.06.2015	0.0086	8.6	27.07.2015	0.0010	1.0
09.06.2015	0.0065	6.5	28.07.2015	0.0008	0.8
10.06.2015	0.0049	4.9	29.07.2015	0.0617	61.7
11.06.2015	0.0041	4.1	30.07.2015	0.0548	54.8
12.06.2015	0.0036	3.6	31.07.2015	0.0276	27.6
13.06.2015	0.0030	3.0	01.08.2015	0.0113	11.3
14.06.2015	0.0030	3.0	02.08.2015	0.0091	9.1
15.06.2015	0.0025	2.5	03.08.2015	0.0057	5.7
16.06.2015	0.0020	2.0	04.08.2015	0.0109	10.9
17.06.2015	0.0039	3.9	05.08.2015	0.0191	19.1
18.06.2015	0.0033	3.3	06.08.2015	0.0109	10.9

DATO	m^3s^{-1}	Ls^{-1}	DATO	m^3s^{-1}	Ls^{-1}
07.08.2015	0.0072	7.2	25.09.2015	0.0313	31.3
08.08.2015	0.0047	4.7	26.09.2015	0.0187	18.7
09.08.2015	0.0040	4.0	27.09.2015	0.0117	11.7
10.08.2015	0.0031	3.1	28.09.2015	0.0086	8.6
11.08.2015	0.0030	3.0	29.09.2015	0.0073	7.3
12.08.2015	0.0026	2.6	30.09.2015	0.0061	6.1
13.08.2015	0.0020	2.0	01.10.2015	0.0050	5.0
14.08.2015	0.0020	2.0	02.10.2015	0.0045	4.5
15.08.2015	0.0024	2.4	03.10.2015	0.0040	4.0
16.08.2015	0.0794	79.4	04.10.2015	0.0040	4.0
17.08.2015	0.0242	24.2	05.10.2015	0.0031	3.1
18.08.2015	0.0106	10.6	06.10.2015	0.0030	3.0
19.08.2015	0.0066	6.6	07.10.2015	0.0049	4.9
20.08.2015	0.0046	4.6	08.10.2015	0.0123	12.3
21.08.2015	0.0037	3.7	09.10.2015	0.0360	36.0
22.08.2015	0.0030	3.0	10.10.2015	0.0246	24.6
23.08.2015	0.0027	2.7	11.10.2015	0.0135	13.5
24.08.2015	0.0043	4.3	12.10.2015	0.0150	15.0
25.08.2015	0.0572	57.2	13.10.2015	0.0151	15.1
26.08.2015	0.0582	58.2	14.10.2015	0.0104	10.4
27.08.2015	0.1401	140.1	15.10.2015	0.0078	7.8
28.08.2015	0.0233	23.3	16.10.2015	0.0064	6.4
29.08.2015	0.0123	12.3	17.10.2015	0.0052	5.2
30.08.2015	0.0090	9.0	18.10.2015	0.0047	4.7
31.08.2015	0.0069	6.9	19.10.2015	0.0040	4.0
01.09.2015	0.0148	14.8	20.10.2015	0.0040	4.0
02.09.2015	0.1117	111.7	21.10.2015	0.0040	4.0
03.09.2015	0.1701	170.1	22.10.2015	0.0040	4.0
04.09.2015	0.0557	55.7	23.10.2015	0.0032	3.2
05.09.2015	0.0215	21.5	24.10.2015	0.0031	3.1
06.09.2015	0.0122	12.2	25.10.2015	0.0041	4.1
07.09.2015	0.0084	8.4	26.10.2015	0.0030	3.0
08.09.2015	0.0067	6.7	27.10.2015	0.0030	3.0
09.09.2015	0.0055	5.5	28.10.2015	0.0030	3.0
10.09.2015	0.0047	4.7	29.10.2015	0.0030	3.0
11.09.2015	0.0040	4.0	30.10.2015	0.0030	3.0
12.09.2015	0.0040	4.0	31.10.2015	0.0030	3.0
13.09.2015	0.0904	90.4			
14.09.2015	0.2610	261.0			
15.09.2015	0.2884	288.4			
16.09.2015	0.0514	51.4			
17.09.2015	0.2301	230.1			
18.09.2015	0.0549	54.9			
19.09.2015	0.0203	20.3			
20.09.2015	0.0125	12.5			
21.09.2015	0.0092	9.2			
22.09.2015	0.0531	53.1			
23.09.2015	0.0274	27.4			
24.09.2015	0.0248	24.8			

Vedlegg 3

Kart over området med antatt sulfidberggrunn (rødt) i området rundt Fjeldalselva.



Vedlegg 4

Vannkjemiske data for Stasjon 1-7 i perioden mai t.o.m. oktober 2015.

Stasjon	ID	Dato prøvetakning	Analysedato	Vanntemp °C	pH	H ⁺	Konduktivitet	Turbiditet	Alkalinitet	Alkalinitet	Alk _{korrr}	Ala	Alo	Ali	Tot-N	Tot-P	Sikte dyp	Klorofyll a	TOC	Kalsium	Magnesium
						µekv L ⁻¹	µs/cm	NTU	mmol L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	m	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	
1	5	24.05.2015	25.-26.05.2015	11.0	4.8	15.14	43.6	0.33	0.01324	13.2	0.0	235	109	126	191	10.4			5.5	0.7	0.7
1	12	27.06.2015	28.-29.06.2015	11.0	4.9	11.75	41.8	0.68	0.01607	16.1	0.0	181	101	80	250	7.8			2.7	0.9	0.8
1	19	23.07.2015	24.-25.07.2015	12.1	5.1	8.32	43.4	0.41	0.02341	23.4	0.1	198	126	72	228	7.1			6.9	1.0	0.7
1	26	23.08.2015	25.-26.08.2015	12.8	4.7	19.50	39.3	0.69	0	0.0	0.0	242	169	74	501	6.0			5.6	0.6	0.6
1	33	27.09.2015	28.-29.09.2015	11.0	4.8	16.60	35.1	0.68	0	0.0	0.0	339	250	89	259	<4			7.1	0.8	0.4
1	40	26.10.2015	27.-29.10.2015	7.0	4.8	16.60	49.7	0.59	0	0.0	0.0	219	175	44	357	<4			6.7	0.6	0.6
2	6	25.05.2015	25.-26.05.2015	4.8	5.9	1.26	49.0	0.74	0.06351	63.5	33.1	179	110	69	395	10.2	4.5	1.41	5.2	2.1	0.9
2	13	27.06.2015	28.-29.06.2015	16.0	5.7	2.19	47.3	0.41	0.04944	49.4	20.0	164	108	56	481	8.2	4.5	0.89	3.4	2.1	1.0
2	20	23.07.2015	24.-25.07.2015	19.3	5.6	2.29	48.5	0.63	0.09615	96.2	66.8	148	124	24	444	7.4	4.25	1.18	3.2	2.2	1.1
2	27	23.08.2015	25.-26.08.2015	18.2	5.6	2.40	47.7	0.92	0.03908	39.1	9.9	203	157	46	395	7.7	3.5	1.22	3.4	2.1	0.9
2	34	27.09.2015	28.-29.09.2015	11.4	5.5	2.95	49.6	0.81	0.0356	35.6	6.9	231	169	62	428	5.9	2.75	0.1	4.2	2.1	0.9
2	41	26.10.2015	27.-29.10.2015	7.2	5.5	3.16	49.6	1.32	0.03442	34.4	6.0	234	172	62	406	4.0	4	1.39	4.0	2.1	0.9
3	4	24.05.2015	25.-26.05.2015	8.5	4.9	12.30	45.1	0.48	0.01841	18.4	0.0	186	86	100	215	10.6			5.3	0.8	0.8
3	11	27.06.2015	28.-29.06.2015	13.5	5.0	9.33	42.4	0.39	0.01691	16.9	0.0	165	79	86	172	8.1			3.4	0.9	0.8
3	18	23.07.2015	24.-25.07.2015	18.7	5.2	6.31	50.5	0.36	0.02538	25.4	0.1	166	100	66	293	7.3			4.6	1.9	0.8
3	25	23.08.2015	25.-26.08.2015	15.0	4.9	11.75	39.9	0.65	0.00744	7.4	0.0	203	153	50	307	5.8			5.2	0.9	0.6
3	32	27.09.2015	28.-29.09.2015	9.8	4.9	11.75	36.6	0.86	0.00527	5.3	0.0	295	228	68	238	<4			7.0	0.7	0.5
3	39	26.10.2015	27.-29.10.2015	6.6	5.2	6.17	49.6	1.1	0.008	8.0	0.0	236	186	50	342	<4			5.7	0.9	0.7
4	7	25.05.2015	25.-26.05.2015	6.6	5.1	8.91	47.3	0.64	0.02208	22.1	0.0	235	91	145	456	10.1	3.25	1.36	5.3	0.9	0.8
4	14	27.06.2015	28.-29.06.2015	18.6	5.0	10.96	47.2	0.47	0.01609	16.1	0.0	237	104	133	524	7.3	5.5	1.71	3.3	0.9	0.9
4	21	23.07.2015	24.-25.07.2015	20.0	5.0	9.77	48.9	0.72	0.01905	19.1	0.0	224	81	143	493	7.6	5.5	0.97	5.1	1.1	0.6
4	28	23.08.2015	25.-26.08.2015	20.9	5.0	9.55	46.1	0.87	0.00653	6.5	0.0	239	121	118	482	5.6	4	1.43	3.5	0.9	0.8
4	35	27.09.2015	28.-29.09.2015	14.3	5.0	10.47	47.7	1.04	0.00551	5.5	0.0	274	142	131	517	5.7	2.75	0.14	3.9	0.9	0.8
4	42	26.10.2015	27.-29.10.2015	8.5	5.3	5.62	49.7	1.61	0.00985	9.9	0.0	284	201	83	472	<4	3	0.93	6.7	0.9	0.9
5	3	24.05.2015	25.-26.05.2015	11.5	5.7	2.00	43.3	0.57	0.03766	37.7	8.0	149	85	64	336	10.6			5.6	1.4	0.8
5	10	27.06.2015	28.-29.06.2015	17.0	6.0	1.05	42.6	0.66	0.04296	43.0	12.4	89	70	19	242	10.4			3.9	1.7	0.9
5	17	23.07.2015	24.-25.07.2015	18.9	6.1	0.89	43.6	0.52	0.09891	98.9	68.2	83	65	18	286	8.1			4.4	1.9	0.9
5	24	23.08.2015	25.-26.08.2015	17.1	5.7	1.86	38.0	0.79	0.03546	35.5	5.7	194	145	48	313	11.5			5.4	1.4	0.7
5	31	27.09.2015	28.-29.09.2015	10.4	5.5	2.88	35.3	0.75	0.02829	28.3	-0.4	291	232	58	315	4.8			7.6	1.2	0.6
5	38	26.10.2015	27.-29.10.2015	6.4	5.8	1.55	49.8	0.7	0.02883	28.8	0.0	216	181	36	398	<4			5.8	1.5	0.7
6	2	24.05.2015	25.-26.05.2015	11.1	5.9	1.15	46.2	0.37	0.04607	46.1	15.6	120	89	32	255	12.4			5.3	1.8	0.8
6	9	27.06.2015	28.-29.06.2015	15.2	6.6	0.25	48.7	0.28	0.06532	65.3	34.0	77	63	14	233	10.4			3.5	2.4	0.9
6	16	23.07.2015	24.-25.07.2015	14.5	6.6	0.28	55.6	0.72	0.14869	148.7	117.3	72	70	2	390	6.9			3.9	2.8	1.0
6	23	23.08.2015	25.-26.08.2015	16.0	6.1	0.78	40.3	0.8	0.04237	42.4	11.5	164	143	21	329	12.4			5.2	1.7	0.7
6	30	27.09.2015	28.-29.09.2015	10.2	5.8	1.70	36.8	0.79	0.0323	32.3	2.4	277	231	45	320	4.8			7.9	1.3	0.6
6	37	26.10.2015	27.-29.10.2015	6.9	6.2	0.60	49.7	1.32	0.04116	41.2	10.1	199	168	31	357	<4			5.9	1.9	0.8
7	1	24.05.2015	25.-26.05.2015	10.6	6.2	0.60	60.0	0.48	0.08163	81.6	50.6	100	77	24	362	12.7			5.3	3.1	1.0
7	8	27.06.2015	28.-29.06.2015	13.1	6.8	0.16	74.6	0.12	0.12512	125.1	93.7	67	64	3	281	10.1			3.7	4.0	1.2
7	15	23.07.2015	24.-25.07.2015	14.5	6.7	0.22	98.6	1.12	0.2722	272.2	240.8	79	72	8	456	10.5			3.9	6.0	1.6
7	22	23.08.2015	25.-26.08.2015	15.9	6.1	0.87	61.7	1.08	0.11827	118.3	87.5	129	112	17	1066	36.6			5.5	2.8	0.8
7	29	27.09.2015	28.-29.09.2015	10.0	6.0	0.91	46.9	0.86	0.04798	48.0	17.3	265	221	44	378	6.4			7.7	2.2	0.8
7	36	26.10.2015	27.-29.10.2015	6.7	6.3	0.46	49.6	0.99	0.06991	69.9	38.7	192	152	41	401	<4			6.7	3.3	1.0

Stasjon	ID	Dato prøvetakning	Analysedato	Natrium mg L ⁻¹	Kalium mg L ⁻¹	Sulfat mg L ⁻¹	Nitrat µg L ⁻¹	Ammonium µg L ⁻¹	Kalsium µekv L ⁻¹	Magnesium µekv L ⁻¹	Natrium µekv L ⁻¹	Kalium µekv L ⁻¹	Klorid µekv L ⁻¹	Sulfat µekv L ⁻¹	Nitrat µekv L ⁻¹	Cations µekv L ⁻¹	Anions µekv L ⁻¹	CB µekv L ⁻¹	CB %	ANC 1 µekv L ⁻¹	ANC 2 µekv L ⁻¹
1	5	24.05.2015	25.-26.05.2015	4.3	0.4	3.2	41	70	33.9	54.3	187.9	11.0	233.8	66.7	3	302.3	303.4	-1	0	-16	-35
1	12	27.06.2015	28.-29.06.2015	4.5	0.4	3.5	<20	48	45.4	61.7	197.5	10.0	236.6	73.1	<1.4	326.3	311.1	15	2	3	-6
1	19	23.07.2015	24.-25.07.2015	4.4	0.4	3.0	<20	<20	49.4	60.1	189.7	9.0	219.7	61.9	<1.4	316.4	283.2	33	6	25	2
1	26	23.08.2015	25.-26.08.2015	3.8	0.2	3.5	31	66	30.9	45.3	166.2	5.6	160.8	73.3	2	267.5	236.3	31	6	12	-7
1	33	27.09.2015	28.-29.09.2015	3.7	0.1	3.8	31	<20	37.4	35.4	158.8	2.6	118.6	79.5	2	250.7	200.3	50	11	34	10
1	40	26.10.2015	27.-29.10.2015	3.9	0.4	4.1	56	83	28.4	51.8	168.3	10.0	155.2	85.5	4	275.2	244.7	30	6	14	-9
2	6	25.05.2015	25.-26.05.2015	4.8	1.3	3.5	196	65	104.8	77.4	206.6	32.7	276.1	71.4	14	422.8	394.6	28	3	60	42
2	13	27.06.2015	28.-29.06.2015	4.8	0.6	3.5	183	84	103.8	82.3	207.4	16.4	273.2	71.6	13	412.0	377.9	34	4	52	40
2	20	23.07.2015	24.-25.07.2015	4.8	0.7	3.5	191	116	107.8	87.2	209.2	17.1	276.1	72.0	14	423.7	428.6	-5	-1	60	49
2	27	23.08.2015	25.-26.08.2015	4.6	0.6	3.5	107	43	104.8	69.9	200.5	14.3	236.1	73.3	8	392.0	326.8	65	9	73	61
2	34	27.09.2015	28.-29.09.2015	4.7	0.6	3.5	220	20	102.8	71.6	204.9	14.3	236.3	73.3	16	396.5	332.3	64	9	68	54
2	41	26.10.2015	27.-29.10.2015	4.7	0.6	3.6	219	20	104.8	73.2	204.4	14.3	236.1	73.7	16	400.0	331.4	69	9	71	58
3	4	24.05.2015	25.-26.05.2015	4.6	0.6	3.8	24	34	41.9	61.7	197.9	14.8	250.7	77.8	2	328.7	330.3	-2	0	-14	-32
3	11	27.06.2015	28.-29.06.2015	4.7	0.4	3.5	<20	25	45.9	65.8	203.1	11.0	250.7	72.0	<1.4	335.2	324.2	11	2	2	-10
3	18	23.07.2015	24.-25.07.2015	4.5	0.3	2.8	<20	33	95.8	63.4	196.2	8.7	239.4	57.6	<1.4	370.4	298.5	72	11	66	50
3	25	23.08.2015	25.-26.08.2015	4.2	0.3	3.0	<20	<20	43.9	52.7	181.0	7.2	178.6	62.9	<1.4	296.4	243.0	53	10	42	24
3	32	27.09.2015	28.-29.09.2015	3.8	0.4	4.1	30	28	32.9	43.6	163.6	10.5	131.5	85.1	2	262.3	218.8	44	9	32	8
3	39	26.10.2015	27.-29.10.2015	4.2	0.4	4.1	59	18	45.4	56.0	182.7	9.2	164.2	84.7	4	299.4	253.1	46	8	40	21
4	7	25.05.2015	25.-26.05.2015	4.3	0.6	2.8	273	184	42.9	68.3	187.0	14.3	282.1	58.9	20	321.5	360.5	-39	-6	-48	-66
4	14	27.06.2015	28.-29.06.2015	5.0	0.5	2.8	269	210	43.4	74.1	215.3	13.8	276.4	58.7	19	357.6	354.4	3	0	-8	-19
4	21	23.07.2015	24.-25.07.2015	4.0	0.4	2.7	105	90	54.9	50.2	174.4	9.5	163.9	57.1	8	367.6	354.8	13	2	61	43
4	28	23.08.2015	25.-26.08.2015	4.1	0.5	2.9	249	90	44.9	63.4	176.2	12.3	240.6	60.8	18	306.3	319.2	-13	-2	-22	-34
4	35	27.09.2015	28.-29.09.2015	4.9	0.5	3.0	247	113	43.9	65.0	211.8	12.5	242.0	62.7	18	343.8	322.4	21	3	11	-2
4	42	26.10.2015	27.-29.10.2015	5.1	0.5	2.8	205	36	44.4	77.4	222.3	13.8	282.1	58.1	15	294.6	228.5	66	13	3	-20
5	3	24.05.2015	25.-26.05.2015	4.6	0.5	3.3	64	101	67.4	64.2	201.4	13.8	256.3	67.9	5	348.8	336.8	12	2	18	-1
5	10	27.06.2015	28.-29.06.2015	4.7	0.4	3.1	<20	83	85.3	69.9	204.4	9.5	250.7	65.0	<1.4	370.2	329.5	41	6	52	39
5	17	23.07.2015	24.-25.07.2015	4.8	0.4	3.0	<20	94	92.3	74.1	209.7	11.0	256.3	61.3	<1.4	387.9	387.2	1	0	68	53
5	24	23.08.2015	25.-26.08.2015	4.1	0.3	3.4	<20	35	69.9	54.3	178.3	7.2	175.2	71.2	<1.4	311.5	253.6	58	10	62	43
5	31	27.09.2015	28.-29.09.2015	3.8	0.3	3.7	37	26	58.4	45.3	163.6	8.4	133.0	76.0	3	278.5	211.1	67	14	64	38
5	38	26.10.2015	27.-29.10.2015	4.2	0.5	3.9	72	26	73.4	59.2	182.7	12.0	169.3	80.5	5	328.9	255.0	74	13	72	53
6	2	24.05.2015	25.-26.05.2015	5.1	0.7	4.0	55	57	90.8	68.3	219.7	17.9	278.9	82.6	4	397.8	381.0	17	2	31	13
6	9	27.06.2015	28.-29.06.2015	5.2	0.4	3.8	<20	<20	119.3	74.9	226.6	11.0	276.1	78.0	<1.4	432.0	389.5	43	5	76	64
6	16	23.07.2015	24.-25.07.2015	5.5	0.5	4.9	63		141.7	83.9	239.7	11.8	293.0	101.9	5	477.4	516.7	-39	-4	78	65
6	23	23.08.2015	25.-26.08.2015	4.4	0.3	3.8	36	43	86.8	57.6	191.4	8.4	189.3	77.6	3	345.0	281.0	64	10	75	57
6	30	27.09.2015	28.-29.09.2015	4.0	0.4	4.0	38	<20	64.9	46.9	171.8	9.0	134.6	83.0	3	294.2	222.8	71	14	72	45
6	37	26.10.2015	27.-29.10.2015	4.4	0.5	4.2	80	42	92.8	62.5	192.3	12.3	177.7	86.1	6	360.5	279.7	81	13	90	70
7	1	24.05.2015	25.-26.05.2015	6.2	0.7	5.9	63	44	152.7	80.6	269.7	16.9	343.7	122.6	5	520.5	521.3	-1	0	49	31
7	8	27.06.2015	28.-29.06.2015	6.6	0.6	6.2	29	103	200.6	95.5	287.1	16.4	349.3	128.4	2	599.7	573.4	26	2	120	107
7	15	23.07.2015	24.-25.07.2015	9.1	0.9	11.7	105	286	296.9	128.4	396.7	23.0	478.9	242.6	8	845.2	969.8	-125	-7	116	103
7	22	23.08.2015	25.-26.08.2015	5.8	0.6	6.7	82	120	140.2	69.1	253.2	14.1	234.6	137.9	6	477.5	465.9	12	1	98	79
7	29	27.09.2015	28.-29.09.2015	4.5	0.5	6.0	72	36	110.8	61.7	196.2	11.5	157.2	123.6	5	381.1	303.2	78	11	94	68
7	36	26.10.2015	27.-29.10.2015	5.3	0.7	7.3	147	76	162.7	85.6	230.5	16.6	211.0	150.9	11	495.9	411.1	85	9	123	100

Vedlegg 5

Vannkjemiske data presentert som middelverdi, standardavvik, median, maksimum- og minimumsverdi for stasjon 1-7 i perioden mai t.o.m. oktober 2015.

Stasjon	statistikk	Temp °C	pH	H ⁺	Konduktivitet	Turbiditet	Alkalinitet	Alkalinitet	Alk _{korrr}	Ala	Alo	Ali	Tot-N	Tot- P	Siktedyp	Klorofyll a	TOC	Kalsium	Magnesium	Natrium
				µekv L ⁻¹	µs/cm	NTU	mmol L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	m	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹
St.1	middel	10.8	4.9	14.6	42.2	0.6	0.0	8.8	0.0	235.7	155.0	80.8	297.7	7.8			5.7	0.8	0.6	4.1
	sdav	2.0	0.1	4.0	4.9	0.2	0.0	10.2	0.0	55.5	55.7	26.8	114.0	1.9			1.6	0.2	0.1	0.4
	median	11.0	4.8	15.9	42.6	0.6	0.0	6.6	0.0	227.0	147.5	77.0	254.7	7.5			6.1	0.7	0.6	4.1
	max	12.8	5.1	19.5	49.7	0.7	0.0	23.4	0.1	339.0	250.0	126.0	501.3	10.4			7.1	1.0	0.8	4.5
	min	7.0	4.7	8.3	35.1	0.3	0.0	0.0	0.0	181.0	101.0	44.0	190.9	6.0			2.7	0.6	0.4	3.7
St.2	middel	12.8	5.6	2.4	48.6	0.8	0.1	53.0	23.8	193.2	140.0	53.2	425.0	7.3	3.9	1.0	3.9	2.1	0.9	4.7
	sdav	6.0	0.1	0.7	1.0	0.3	0.0	23.8	23.5	35.5	29.4	16.2	33.6	2.1	0.7	0.5	0.7	0.0	0.1	0.1
	median	13.7	5.6	2.3	48.8	0.8	0.0	44.3	14.9	191.0	140.5	59.0	417.2	7.6	4.1	1.2	3.7	2.1	0.9	4.7
	max	19.3	5.9	3.2	49.6	1.3	0.1	96.2	66.8	234.0	172.0	69.0	481.1	10.2	4.5	1.4	5.2	2.2	1.1	4.8
	min	4.8	5.5	1.3	47.3	0.4	0.0	34.4	6.0	148.0	108.0	24.0	395.0	4.0	2.8	0.1	3.2	2.1	0.9	4.6
St.3	middel	12.0	5.0	9.6	44.0	0.6	0.0	13.6	0.0	208.5	138.7	70.0	261.0	7.9			5.2	1.0	0.7	4.3
	sdav	4.5	0.1	2.8	5.5	0.3	0.0	7.9	0.0	49.9	60.4	19.9	63.4	2.0			1.2	0.5	0.1	0.3
	median	11.7	5.0	10.5	43.8	0.6	0.0	12.5	0.0	194.5	126.5	67.0	265.2	7.7			5.3	0.9	0.7	4.4
	max	18.7	5.2	12.3	50.5	1.1	0.0	25.4	0.1	295.0	228.0	100.0	341.7	10.6			7.0	1.9	0.8	4.7
	min	6.6	4.9	6.2	36.6	0.4	0.0	5.3	0.0	165.0	79.0	50.0	172.4	5.8			3.4	0.7	0.5	3.8
St.4	middel	14.8	5.0	9.2	47.8	0.9	0.0	13.2	0.0	248.8	123.3	125.5	490.7	7.2	4.0	1.1	4.6	0.9	0.8	4.4
	sdav	6.1	0.1	1.9	1.3	0.4	0.0	6.9	0.0	24.1	43.8	23.0	26.4	1.8	1.2	0.6	1.3	0.1	0.1	0.4
	median	16.5	5.0	9.7	47.5	0.8	0.0	13.0	0.0	238.0	112.5	132.0	487.5	7.3	3.6	1.2	4.5	0.9	0.8	4.3
	max	20.9	5.3	11.0	49.7	1.6	0.0	22.1	0.0	284.0	201.0	145.0	524.5	10.1	5.5	1.7	6.7	1.1	0.9	5.0
	min	6.6	5.0	5.6	46.1	0.5	0.0	5.5	0.0	224.0	81.0	83.0	456.1	5.6	2.8	0.1	3.3	0.9	0.6	4.0
St.5	middel	13.6	5.8	1.7	42.1	0.7	0.0	45.4	15.6	170.3	129.7	40.5	315.1	9.1			5.5	1.5	0.7	4.4
	sdav	4.9	0.2	0.7	5.0	0.1	0.0	26.8	26.2	79.9	67.9	19.5	51.8	2.7			1.3	0.2	0.1	0.4
	median	14.3	5.8	1.7	43.0	0.7	0.0	36.6	6.9	171.5	115.0	42.0	314.2	10.4			5.5	1.4	0.8	4.4
	max	18.9	6.1	2.9	49.8	0.8	0.1	98.9	68.2	291.0	232.0	64.0	397.5	11.5			7.6	1.9	0.9	4.8
	min	6.4	5.5	0.9	35.3	0.5	0.0	28.3	-0.4	83.0	65.0	18.0	242.3	4.8			3.9	1.2	0.6	3.8
St.6	middel	12.3	6.2	0.8	46.2	0.7	0.1	62.7	31.8	151.5	127.3	24.2	314.0	9.4			5.3	2.0	0.8	4.8
	sdav	3.5	0.3	0.6	6.8	0.4	0.0	43.5	43.2	78.8	65.6	15.1	59.9	3.4			1.6	0.5	0.2	0.6
	median	12.8	6.2	0.7	47.5	0.8	0.0	44.2	13.6	142.0	116.0	26.0	324.6	10.4			5.3	1.8	0.8	4.7
	max	16.0	6.6	1.7	55.6	1.3	0.1	148.7	117.3	277.0	231.0	45.0	390.3	12.4			7.9	2.8	1.0	5.5
	min	6.9	5.8	0.3	36.8	0.3	0.0	32.3	2.4	72.0	63.0	2.0	233.4	4.8			3.5	1.3	0.6	4.0
St.7	middel	11.8	6.4	0.5	65.2	0.8	0.1	119.2	88.1	138.7	116.3	22.8	490.7	15.2			5.5	3.6	1.1	6.3
	sdav	3.4	0.3	0.3	19.1	0.4	0.1	80.4	80.3	76.3	60.8	16.9	287.3	12.2			1.6	1.3	0.3	1.6
	median	11.9	6.3	0.5	60.9	0.9	0.1	100.0	69.1	114.5	94.5	20.5	389.6	10.5			5.4	3.2	1.0	6.0
	max	15.9	6.8	0.9	98.6	1.1	0.3	272.2	240.8	265.0	221.0	44.0	1065.5	36.6			7.7	6.0	1.6	9.1
	min	6.7	6.0	0.2	46.9	0.1	0.0	48.0	17.3	67.0	64.0	3.0	281.2	6.4			3.7	2.2	0.8	4.5

Stasjon	statistikk	Kalium mg L ⁻¹	Klorid mg L ⁻¹	Sulfat mg L ⁻¹	Nitrat µg L ⁻¹	Ammonium µg L ⁻¹	Kalsium µekv L ⁻¹	Magnesium µekv L ⁻¹	Natrium µekv L ⁻¹	Kalium µekv L ⁻¹	Klorid µekv L ⁻¹	Sulfat µekv L ⁻¹	Nitrat µekv L ⁻¹	Cations µekv L ⁻¹	Anions µekv L ⁻¹	CB µekv L ⁻¹	CB %	ANC 1 µekv L ⁻¹	ANC 2 µekv L ⁻¹
St.1	middel	0.3	6.7	3.5	40	67	37.6	51.4	178.1	8.0	187.5	73.3	2.8	289.7	263.2	27	5	12	-8
	sdav	0.1	1.7	0.4	12	14	8.3	9.8	15.6	3.3	49.2	8.5	0.8	29.8	43.2	18	4	17	15
	median	0.4	6.8	3.5	36	68	35.7	53.1	178.1	9.5	190.3	73.2	2.6	288.7	263.9	31	6	13	-7
	max	0.4	8.4	4.1	56	83	49.4	61.7	197.5	11.0	236.6	85.5	4.0	326.3	311.1	50	11	34	10
	min	0.1	4.2	3.0	31	48	28.4	35.4	158.8	2.6	118.6	61.9	2.2	250.7	200.3	-1	0	-16	-35
St.2	middel	0.7	9.1	3.5	186	58	104.8	76.9	205.5	18.2	255.6	72.6	13.3	407.8	365.3	43	6	64	51
	sdav	0.3	0.8	0.0	42	38	1.7	6.7	3.0	7.2	21.4	1.0	3.0	13.7	41.8	29	4	8	8
	median	0.6	9.0	3.5	194	54	104.8	75.3	205.8	15.3	254.8	72.7	13.8	406.0	355.1	49	7	64	51
	max	1.3	9.8	3.6	220	116	107.8	87.2	209.2	32.7	276.1	73.7	15.7	423.7	428.6	69	9	73	61
	min	0.6	8.4	3.5	107	20	102.8	69.9	200.5	14.3	236.1	71.4	7.6	392.0	326.8	-5	-1	52	40
St.3	middel	0.4	7.2	3.5	38	28	51.0	57.2	187.4	10.2	202.5	73.4	2.7	315.4	278.0	37	7	28	10
	sdav	0.1	1.8	0.5	19	7	22.5	8.2	14.6	2.6	51.2	11.4	1.3	37.5	46.1	27	5	29	29
	median	0.4	7.4	3.6	30	28	44.7	58.8	189.4	9.8	209.0	74.9	2.1	314.1	275.8	45	9	36	14
	max	0.6	8.9	4.1	59	34	95.8	65.8	203.1	14.8	250.7	85.1	4.2	370.4	330.3	72	11	66	50
	min	0.3	4.7	2.8	24	18	32.9	43.6	163.6	7.2	131.5	57.6	1.7	262.3	218.8	-2	0	-14	-32
St.4	middel	0.5	8.5	2.9	229	121	46.0	64.2	193.0	12.5	241.0	59.7	16.3	331.9	323.3	9	2	-1	-16
	sdav	0.1	1.7	0.1	70	65	5.0	8.8	19.5	1.9	47.1	2.2	5.0	29.1	49.7	35	6	36	36
	median	0.5	8.6	2.8	249	102	43.9	65.0	187.0	12.5	242.0	58.9	17.8	332.6	338.4	8	1	-2	-19
	max	0.6	10.0	3.0	273	210	54.9	74.1	215.3	14.3	282.1	62.7	19.5	367.6	360.5	66	13	61	43
	min	0.4	5.8	2.7	105	36	42.9	50.2	174.4	9.5	163.9	57.1	7.5	294.6	228.5	-39	-6	-48	-66
St.5	middel	0.4	7.3	3.4	58	61	74.4	61.2	190.0	10.3	206.8	70.3	4.1	337.6	295.5	42	7	56	37
	sdav	0.1	1.9	0.3	18	35	12.4	10.5	18.0	2.4	54.2	7.1	1.3	39.9	66.0	30	6	20	20
	median	0.4	7.6	3.4	64	59	71.6	61.7	192.0	10.2	213.0	69.6	4.6	338.8	292.2	49	8	63	41
	max	0.5	9.1	3.9	72	101	92.3	74.1	209.7	13.8	256.3	80.5	5.1	387.9	387.2	74	14	72	53
	min	0.3	4.7	3.0	37	26	58.4	45.3	163.6	7.2	133.0	61.3	2.6	278.5	211.1	1	0	18	-1
St.6	middel	0.5	8.0	4.1	54	47	99.4	65.7	206.9	11.7	224.9	84.9	3.9	384.5	345.1	39	7	70	52
	sdav	0.1	2.3	0.4	18	8	27.0	13.1	25.7	3.4	66.0	8.9	1.3	65.3	105.9	45	7	20	21
	median	0.4	8.3	4.0	55	43	91.8	65.4	206.0	11.4	232.7	82.8	3.9	379.2	331.0	53	8	76	61
	max	0.7	10.4	4.9	80	57	141.7	83.9	239.7	17.9	293.0	101.9	5.7	477.4	516.7	81	14	90	70
	min	0.3	4.8	3.8	36	42	64.9	46.9	171.8	8.4	134.6	77.6	2.6	294.2	222.8	-39	-4	31	13
St.7	middel	0.6	10.5	7.3	83	111	177.3	86.8	272.2	16.4	295.8	151.0	5.9	553.3	540.8	13	3	100	81
	sdav	0.1	4.2	2.2	40	92	65.5	23.6	68.7	3.8	117.3	46.1	2.9	159.5	229.9	76	7	28	29
	median	0.6	10.3	6.4	77	90	157.7	83.1	261.4	16.5	289.2	133.1	5.5	508.2	493.6	19	2	107	90
	max	0.9	17.0	11.7	147	286	296.9	128.4	396.7	23.0	478.9	242.6	10.5	845.2	969.8	85	11	123	107
	min	0.5	5.6	5.9	29	36	110.8	61.7	196.2	11.5	157.2	122.6	2.1	381.1	303.2	-125	-7	49	31

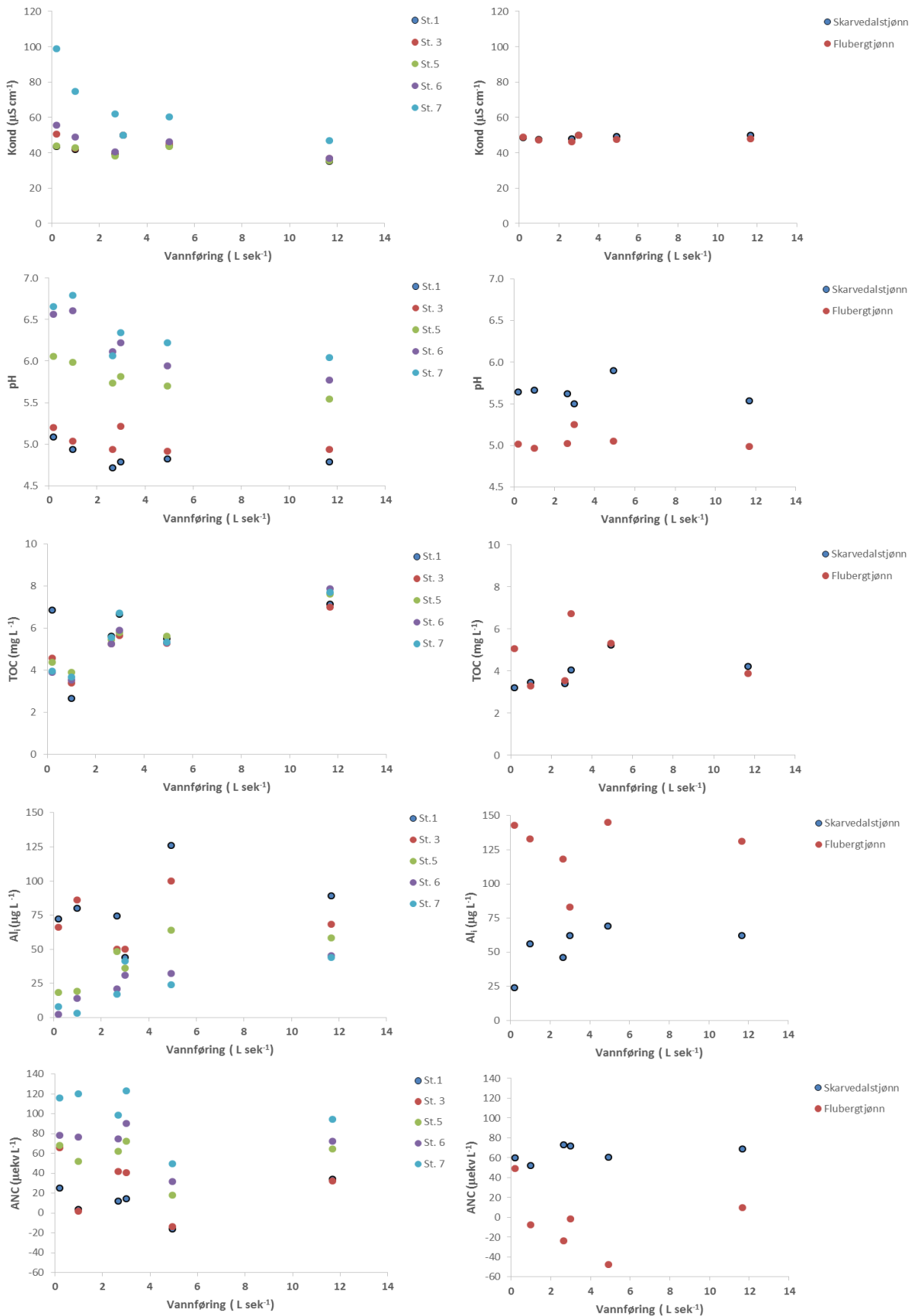
Vedlegg 6

Bunndyr funnet på stasjon 1-7 i perioden mai t.o.m. oktober 2015

Orden	Slekt/Familie	Art	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Stasjon 6	Stasjon 7	Antall totalt
Zygoptera	Coenagrionidae			41		13				54
Heteroptera	Corixidae			2		5				7
Ephemeroptera	Ephemeridae			3						
Ephemeroptera	Siphonuridae	Siphonurus alternatus		5						5
Tricoptera	Polycentropodidae			1	7		14			22
Diptera	Chironomidae			1		2				3
Tricoptera	Polycentropodidae	Polycentropus flavomaculatus				6				6
Coleoptera	Dytiscidae					2				2
Tricoptera	Limnephilidae					1				1
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis fuscatus				2				2
Tricoptera	Psychomyiidae	Tinodes waeneri							4	4
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche siltalai							1	1
Coleoptera	Elmidae	Limnius volckmari						1	15	16
Diptera	Dixidae	Dixa sp.							6	6
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra fusca	2		2				9	13
Anisoptera	Cordulegastridae	Cordulegaster boltonii	1		1		10		1	13
Megaloptera	Sialis	Sialis lutaria					1		5	6
Tricoptera	Glossosomatidae	Agapetus ochripes							1	1
Tricoptera	Polycentropodidae	Polycentropus flavomaculatus						1	5	6
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra hippopus			4		15	75	11	105
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Leptophlebia sp.	27		9				1	37
Plecoptera	Nemouridae	Nemoura sp.	1					10	5	16
Hydraenidae	Hydraena	Hydraena gracilis					1		1	2
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Leptophlebia vespertina						1		1
Tricoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila nubila					1	1		2
Tricoptera	Polycentropidae	Cyrnus sp.					10	14		24
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis multicus						1		1
Plecoptera	Nemouridae	Protonemura meyeri						1		1
Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura standfussi						2		2
Tricoptera	Plectrocnemia	Plectrocnemia conspersa	3		2					5
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche angustipennis					48			48
Antall totalt			34	53	25	31	100	107	65	412
Uidentifisert/ ikke på artslistene			18	31	15	0	32	55	33	184

Vedlegg 7

Grafer med utvalgte parametere og vannføring, for Fjeldalselva (venstre) og innsjøene Skarvedalstjønn og Flubergtjønn (høyre).



Vedlegg 8

Eutrofieringsparameterne Tot-P, Tot-N og siktedyp (innsjøene) for Fjelldalselva, stasjon 2 og stasjon 4.

Eutrofiering					
Fjelldalselva_{BF} stasjon 1					
	Verdi	Klasse	Ref. verdi	EQR	nEQR
Tot-P	6,0	Svært god	6	1,0	1,0
Tot-N	297,7	Svært god	200	0,67	0,84
Fjelldalselva_{BF} stasjon 3					
Tot-P	7,3	Svært god	6	0,82	0,92
Tot-N	425,0	Svært god	200	0,47	0,67
Samlet vurdering Fjelldalselva_{BF}					0,86
Innsjøstasjon 2					
Tot-P	5,9	Svært god	4	0,68	0,85
Tot-N	261,0	Svært god	200	0,77	0,88
Siktedyp	3,9	God	4,8	0,8	0,65
Samlet vurdering Stasjon 2					0,79
Innsjøstasjon 4					
Tot-P	6,2	Svært god	4	0,65	0,83
Tot-N	490,0	Moderat	200	0,41	0,60
Siktedyp	4,0	God	4,8	0,8	0,69
Samlet vurdering stasjon 4					0,71
Fjelldalselva_{AS} stasjon 5					
Tot-P	7,6	Svært god	6	0,79	0,91
Tot-N	315,1	Svært god	200	0,63	0,83
Fjelldalselva_{AS} stasjon 6					
Tot-P	8,2	Svært god	6	0,73	0,89
Tot-N	314,0	Svært god	200	0,64	0,83
Fjelldalselva_{AS} stasjon 7					
Tot-P	13,1	Svært god	6	0,46	0,71
Tot-N	490,7	God	200	0,41	0,58
Samlet vurdering Fjelldalselva_{AS}					0,79