

Mastergradsavhandling i natur-, helse- og miljøvern 2014

Mari Darrud & Marijanne Holtan

Vannkjemiske forhold i ferskvann under  
hydrologiske episoder 4 år etter skogbrann, og  
mulige effekter på fisk

Høgskolen i Telemark

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Høgskolen i Telemark

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Institutt for natur-, helse- og miljøvern

Hallvard Eikas plass

3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng.

© 2014 Mari Darrud & Marijanne Holtan

Trykket ved Høgskolens kopisenter i Bø

Omslagsfoto: Marijanne Holtan

## Sammendrag

Vannkjemiske forhold ble studert under hydrologiske episoder i et brannområde i Mykland (Froland kommune, Aust-Agder) for å finne ut om kraftig nedbør og snøsmelting i brannpåvirkede bekker 4 år etter brannen, medførte vannkjemiske effekter utover det som var normalt i området. Vannprøver ble tatt i 3 bekker innenfor brannfeltet, og i 2 bekker utenfor; lokalitetene ble også el-fisket for å se om det var ørret (*Salmo trutta*) tilstede. Prøvefiske i Hundsvatn ble utført for å se om bestanden av abbor hadde blitt påvirket av de ekstreme vannkjemiske forholdene som ble dokumentert i innsjøen i etterkant av brannen.

For alle de undersøkte parameterne ble de høyeste gjennomsnitts-/medianverdiene registrert utenfor brannområdet, med unntak av  $H^+$ . Bekkene innenfor brannområdet (8,78  $\mu\text{ekv/L}$ ) viste signifikant høyere  $H^+$  verdier enn bekkene utenfor (3,97  $\mu\text{ekv/L}$ ,  $p = 0,001$ ), og skyldtes betydelig høyere  $H^+$  konsentrasjon i Fiskevatnbekken (16,7  $\mu\text{ekv/L}$ ). Den laveste gjennomsnittlige ANC-verdien (-16  $\mu\text{ekv/L}$ ) ble målt i Fiskevatnbekken, og kan forklare manglende fangst av ørret i denne bekken.

Det var ingen statistiske forskjeller ( $p = 0,425$ ) i konsentrasjonene av  $\text{SO}_4^{2-}$  mellom bekkene i og utenfor brannområdet, men Hauktjørbekken (innenfor) hadde den høyeste gjennomsnittlige  $\text{SO}_4^{2-}$  konsentrasjon (2,5 mg/L) som kan være en effekt etter brannen. Høyere konsentrasjoner av  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$  ble dokumentert under snøsmeltingen, men det var ingen statistiske forskjeller mellom bekkene. Signifikant lavere  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  og  $\text{K}^+$  innenfor brannområdet kan skyldes en utarming av basekationer fra jorda. Fire år etter brannen synes vannkjemien i bekkene å være ubetydelig påvirket. Med mye årlig nedbør og tynt jordsmonn i området, kan ha ført til en relativt rask vannkjemisk reetablering.

Prøvefisket i Hundsvatn viste signifikant lavere vekt ( $p = 0,026$ ) og kondisjonsfaktor ( $p < 0,001$ ) for 2-åringer i 2012 sammenliknet med 2008. Aldersfordelingen fra 2012 viste en forynget bestand hovedsakelig bestående av 2- og 3-åringer, med svært få fisk eldre enn dette. Liten fangst av fisk eldre enn 3 år, kan skyldes høy dødelighet på grunn av de ekstreme vannkjemiske forholdene som inntraff i etterkant av brannen ( $H^+ = 38 \mu\text{ekv/L}$  (pH = 4,42), ANC = -80  $\mu\text{ekv/L}$ ,  $\text{Al}_i = 326 \mu\text{g/L}$ ). Færre eldre og store individer i innsjøen, kan ha redusert predasjonstrykket på de aller yngste årsklassene, noe som kan forklare den store andelen av fisk på 2 og 3 år.

## Abstract

Water chemistry conditions were investigated during hydrological episodes in a wildfire area in Mykland (Froland municipality, Aust-Agder county) to determine if heavy rainfall and snowmelt in fire-affected streams, four years after the fire, resulted in water chemistry effects beyond what is normal in the area. Water samples were taken in three streams within the fire area, and in two streams outside; electrofishing was also conducted in the streams to see if brown trout (*Salmo trutta*) was present. Gillnet fishing was performed in Lake Hundsvatn to see if the population of perch (*Perca fluviatilis*) had been affected by the extreme water chemistry conditions documented after the wildfire. All the investigated parameters had the highest average or median values outside the wildfire area, with the exception of  $H^+$ . The streams within the wildfire area showed significantly higher ( $p = 0,001$ ) concentrations of  $H^+$  (8,78  $\mu\text{ekv/L}$ ) than the streams outside (3,97  $\mu\text{ekv/L}$ ); it was due to the high  $H^+$  concentration measured in Fiskevatnbekken (16,7  $\mu\text{ekv/L}$ ). The lowest average acid neutralizing capacity value (ANC: -16  $\mu\text{ekv/L}$ ) was measured in Fiskevatnbekken and it might explain the lack of brown trout in this stream. There was no statistical difference ( $p = 0,425$ ) in the concentrations of  $\text{SO}_4^{2-}$  between the streams within and outside the wildfire area; Hauktjørbekken (within) had the highest average  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration (2,5 mg/L), which might be an effect of the wildfire. Higher concentrations of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  were documented during snowmelt, but no statistical differences were found between streams. Significantly lower  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$  within the wildfire area may be due to a depletion of base cations from the soil. Four years after the wildfire, the water chemistry of streams seems to be negligibly affected. The high annual precipitation and thin soils in the area could have led to a relatively fast water chemical recovery. Gillnet fishing in Lake Hundsvatn showed significantly lower weight ( $p = 0,026$ ) and condition factor ( $p < 0,001$ ) for 2 year olds in 2012 compared with 2008. The age distribution from 2012 showed a rejuvenated population, which consisted mainly of 2 and 3 year old perch, with very few fish older than this. The small amount of fish older than 3 years captured in the lake may be due to the extreme water chemistry conditions that occurred after the wildfire ( $H^+ = 38 \mu\text{ekv/L}$  (pH = 4,42), ANC = -80  $\mu\text{ekv/L}$ ,  $\text{Al}_i = 326 \mu\text{g/L}$ ). The presence of fewer old and big individuals in the lake might reduce the predation pressure on the youngest fish, which may explain the large amount of 2 and 3 year olds.

## Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>2</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Materiale og metoder</b> .....	<b>9</b>
2.1 <i>Områdebeskrivelse</i> .....	9
2.2 <i>Innsamling og analyser av vannprøver</i> .....	111
2.3 <i>Innsamling og analyser på fisk</i> .....	13
2.4 <i>Beregninger</i> .....	16
2.5 <i>Statistikk</i> .....	18
<b>3 Resultater</b> .....	<b>19</b>
3.1 <i>Hydrologi</i> .....	19
3.2 <i>Vannkjemien i bekkene</i> .....	21
3.3 <i>Elektrofisket i bekkene</i> .....	34
3.4 <i>Garnfisket i Hundsvatn</i> .....	34
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>37</b>
4.1 <i>Vannkjemien i bekkene</i> .....	37
4.2 <i>Vannkemi og fiskestatus i bekkene</i> .....	40
4.3 <i>Abborbestanden i Hundsvatn</i> .....	40
4.4 <i>Metodiske betraktninger</i> .....	43
<b>5 Konklusjon</b> .....	<b>44</b>
<b>Referanser</b> .....	<b>45</b>
<b>Vedlegg</b> .....	<b>53</b>

## Forord

Denne masteroppgaven er gjennomført ved Institutt for natur-, helse- og miljøvern (INHM) ved Høgskolen i Telemark, avdeling Bø. Masteroppgaven er en del av forskningsprosjektet ”Pyrowater”, finansiert av Norges Forskningsråd, som ble opprettet etter skogbrannen i Mykland i Aust-Agder i 2008. Prosjektet ser på kortsiktige og langsiktige effekter av skogbrann på jord og vann og undersøker de fysiske, kjemiske og biologiske effektene.

Vi vil rette en stor takk til vår veileder Espen Lydersen for hjelp og støtte underveis i arbeidet. Vi takker også vår kjære medstudent Clara Moreno, for gode råd og hjelp ved aldersbestemmelse av fisk. Karin Brekke Li og Bjørn Steen, tusen takk for uunnværlig hjelp under de vannkjemiske analysene på laboratoriet, vi hadde ikke klart oss uten dere. Et takk sendes også til Oddvar Aas, vaktmester på skytterhuset i Mykland, som gav oss rapporter om værforhold og som kom kjørende med førstehjelpsutstyr når vi trang det som mest. Og til sist, men ikke minst, takk til gode venner og medstudenter for gode samtaler og fine opplevelser i studietiden.



Bø i Telemark, 02.06.2014

Mari Darrud & Marijanne Holtan

## 1 Innledning

Skogbrann er et naturlig fenomen og når skog brenner fører det til store forandringer i det biologiske, kjemiske og fysiske miljøet i økosystemet (Joner & Kjønås 2004).

Hvert år medfører dette store ødeleggelser globalt, og utgjør en alvorlig trussel mot liv, eiendom, infrastruktur og naturressurser (Smith m.fl. 2011a).

Nyere prognoser for klimaforandringer viser en forventet økning i lufttemperatur på 1,4 - 5,8 °C, og en nedgang på 10-30 % i nedbørsmengde på sommerstid (IPCC 2001). Global oppvarming vil sannsynligvis føre til mer ekstremvær med økt risiko for tørke og flom (IPCC 2001), og hyppigheten av skogbranner er ventet å stige (Schär m.fl. 2004, Wotton m.fl. 2010).

Det er godt dokumentert at tørke-episoder, etterfulgt av kraftig nedbør, kan medføre ekstreme vannkjemiske forhold med forsurende effekt (Jeffries m.fl. 2003, Laudon m.fl. 2004, Aherne m.fl. 2006). Allerede i 1920 observert alvorlig massedød av laks (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*) i Sørvest-Norge etter en slik episode (Huitfeldt-Kaas 1922).

Tørke fører til en senkning av vannstanden i våtmarker og jord, og en brann vil senke vannstanden ytterligere, slik at nye områder kan utsettes for oksidasjon. Under slike forhold vil tidligere lagret og redusert svovel (S) bli oksidert til svovelsyre ( $\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$ ), og ved gjenvæting av området, vil svovelsyre bli transportert fra nedbørsfeltet og ut i vassdragene nedstrøms (Bayley m.fl. 1986, LaZerte 1993). Brannen er også en oksidasjonsprosess, som under tilstrekkelig oksygenforhold, oksiderer organisk karbon til  $\text{CO}_2$ , organisk S til  $\text{SO}_2$  og organisk N til  $\text{NO}_x$ . Disse gassene gjennomgår ulike fysiske og kjemiske transformasjonsprosesser i atmosfæren, og vil falle ned som sur nedbør andre steder (Gerla & Galloway 1998) i form av karbonsyre, svovelsyre og salpetersyre.

En skogbrann medfører en rask mineralisering av organisk materiale. Askeprodukter som blir igjen etter en brann er alkaliske; rike på basekationer som kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), natrium ( $\text{Na}^+$ ), kalium ( $\text{K}^+$ ), næringsstoffer som fosfor (P), svovel (S), nitrogen (N), og i tillegg aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ), mangan, jern og sink. Vann som perkolerer gjennom denne asken og ned i jorda har en dramatisk endret løsningskjemi sammenliknet med ubrente områder (Pereira m.fl. 2013). Dette, sammen med økt erosjon, medfører en betydelig økning i tilførslene av en rekke ionekomponenter fra terrestriske til akvatiske miljøer etter en skogbrann (Baker 1988, Knoepp m.fl. 2005).

De mest alvorlige vannkjemiske effektene etter brann skjer i områder med tynt/skrint jordsmonn, og spesielt hvis skogbrannen også har høy intensitet. Under slike forhold kan enkelte vannkjemiske parametere forbli forhøyede > 3 år etter skogbrann (Kolka 2012). Mest ekstrem vannkjemisk inntreffer ofte i forbindelse med kraftige hydrologiske episoder som ved snøsmelting og store nedbørmengder i form av regn (Smith m.fl. 2011a), noe som også har blitt godt dokumentert etter brannen i Mykland (Lydersen m.fl. 2014). Skogbrannens intensitet, varighet og frekvens, samt nedbørsfeltets jordtype, vegetasjon, geologi, topografi, arealbruk og helningsgrad er avgjørende for omfanget av de vannkjemiske effektene (Ranalli 2004, Neary & Ffolliott 2005, Smith m.fl. 2011b).

Studier fra mange skogbranner har dokumentert en økning i konsentrasjonene av anioner og kationer (Bayley m.fl. 1992a, Eriksson m.fl. 2006, Lydersen m.fl. 2014). I områder med naturlig basefattig jord og lite forvitrbare bergarter er det rapportert om betydelig nedgang i pH og syrenøytraliseringskapasitet ( $ANC = \sum Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+ - \sum SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^-$ ) i en rekke brannpåvirkede bekker og innsjøer (Bayley m.fl. 1992b, Eriksson m.fl. 2003, Lydersen m.fl. 2014). Nedgangen i ANC skyldtes en større utlekking av sterksyre anioner (primært sulfat og klorid) enn basekationer fra nedbørsfeltet (Bayley m.fl. 1992b, Lydersen m.fl. 2014). Høye verdier av uorganisk aluminium er dokumentert som en følge av en slik nedgang i pH (Eriksson m.fl. 2003), noe som er forventet på grunn av den godt dokumenterte negative sammenhengen mellom pH og aluminium i vann (Dickson 1978). En økning i næringsstoffene fosfor og nitrogen har blitt rapportert fra mange studier (Schindler m.fl. 1980, Bayley m.fl. 1992a, Erikson m.fl. 2006), og Patoine m.fl. (2000) dokumenterte økning i biomassen av dyreplankton i en brannpåvirket innsjø i Canada. De fysiske effektene etter skogbrann er økt avrenning og erosjon, hovedsakelig på grunn av redusert vegetativt dekke og fordamping (Wright 1976, Schindler m.fl. 1980, Bayley m.fl. 1992a). Som en følge av dette øker partikkeltransporten (Beaty 1994) fra nedbørsfeltet slik at turbiditeten i vannet øker (Chessman 1986, Gerla & Galloway 1998, Eriksson m.fl. 2006). Det har også blitt dokumentert nedgang i konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) (Carignan m.fl. 2000, McEachern m.fl. 2000, Lydersen m.fl. 2014) og farge (Eriksson m.fl. 2006) i avrenningsvann fra brannområder, noe som skyldtes redusert tilførsel av alloktont materiale til innsjøer og bekker som har gått tapt under brann.



Mange studier har også påvist negative effekter på fisk etter skogbrann og hogst, primært begrunnet med økt sediment-transport (Ringler & Hall 1975, Newcombe & Macdonald 1991), hvor den økte sedimenteringen degraderte gytehabitater (Berkman & Rabeni 1987, Everest m.fl. 1987). Avhengig av konsentrasjon og varighet av eksponering, kan suspenderte partikler øke fysiologisk stress, redusere vekst og føre til direkte dødelighet (Newcombe og McDonald 1991). Bozek & Young (1994) fant død fisk etter flom to år etter en skogbrann, der fisken syntes å ha blitt kvalt av sedimenter på gjellene. Andre studier har også rapportert om død fisk og reduserte bestander etter skogbrann (Minshall m.fl. 1989, Rinne 1996, Burton 2005, Rinne & Carter 2008). Endringer i bestandssammensetning hos fisk, som følge av skogbrann og hogst, ble foreslått av St-Onge & Magnan (2000) å komme av økt dødelighet, eller ved et skifte hos individene til den pelagiske sonen. Høgberget & Kleiven (2013) observerte en større andel fangst av abbor på 3-6 meters dyp i en innsjø i Mykland, og foreslo at fisken teoretisk sett kunne ha vandret dypere for å unngå den dårlige vannkvaliteten i overflatevannet. Burton (2005) fant at bekker som var tomme for laksefisk etter flom i et brannområde, senere ble rekolonisert av fisk nedstrøms området, eller fra nærliggende sidebekker.

Formålet med denne masteroppgaven har vært å finne ut om snøsmelting og kraftig nedbør i brannpåvirkede bekker fortsatt, 4 år etter skogbrannen i Mykland, kan medføre vannkjemiske effekter utover det som er normalt i området. I tillegg har vi studert om bestanden av abbor (*Perca fluviatilis*) i en brannpåvirket innsjø i området har blitt påvirket av brannen.

## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

Den 9. juni 2008 startet skogbrannen i Mykland (Froland kommune, Aust-Agder) som i løpet av en uke ødela et område på 26 000 dekar; 19 000 dekar produktiv skog, 3 000 dekar uproduktiv skog, 2 500 dekar myr og 1 500 dekar vannflater (Høgberget 2010). Brannfeltet ligger omtrent 40 km fra kysten, og strekker seg på begge sider av riksvei 42 mellom Arendal og Evje (*Figur 1*).

Naturtypen i brannområdet er typisk for innlandsheier på Sørlandet med fattig og skrinn skogsmark, med myrer i dalbunner og forsenkninger, samt små tjern og innsjøer (Høgberget 2010, Lydersen m.fl. 2014). Vegetasjonen består hovedsakelig av ulike lyngarter med norsk furu (*Picea sylvestris*) og bjørk (*Betula pubescens*) som dominerende treslag, men osp (*Populus tremula*) og norsk gran (*Picea abies*) forekommer også på de noe høyere boniteter.

Berggrunnen består hovedsakelig av prekambriske bergarter som granitt og gneis ([www.ngu.no](http://www.ngu.no)), som er harde og lite forvitrbare. Brannområdet er en del av Tovdalsvassdraget, og tilhører vannområdet Tovdal (REGINE nr. 020.BB5Z) i vannregion Agder, økoregion Sørlandet ([www.atlas.nve.no](http://www.atlas.nve.no)). De undersøkte lokalitetene tilhører to ulike delnedbørsfelt, Myklandsvatnet (18 300 dekar) og Bellandsvatn (7 700 dekar) (Høgberget 2010).

Meteorologiske data for nedbør, snødybde og lufttemperatur er hentet fra Hynnekleiv målestasjon (162 moh) som ligger omtrent 4 km øst for brannfeltet. Målestasjonen kom i drift 4. januar 2012 og drives av Meteorologisk institutt.

Tre av de utvalgte forsøksbekkene har hele sitt nedbørsfelt innenfor brannområdet (Hauktjørbekken, Grunnetjønnbekken og Fiskevatnbekken), mens to ligger utenfor brannområdet (Åletjønnbekken og Jordtjønnbekken).

**Hauktjønnbekken** er omtrent 375 meter lang og har et fall på 35,5 meter fra Hauktjønn (208,4 moh) og ned til Bellandsvatnet (172,9 moh). De siste 10 meterne før utløpet til Bellandsvatnet er bunnen dekket med grus og sand, og er derfor et potensielt gytehabitat for ørret i Bellandsvatnet. Lengre opp i bekkeløpet blir det brattere, noe som utgjør et naturlig vandringshinder for fisk.

**Grunnetjønnbekken** er omtrent 250 meter lang og har et fall på 4,5 meter fra Grunnetjønn (232,7 moh) til Holvasskilen (228,2 moh). Øvre del av bekken er dekket

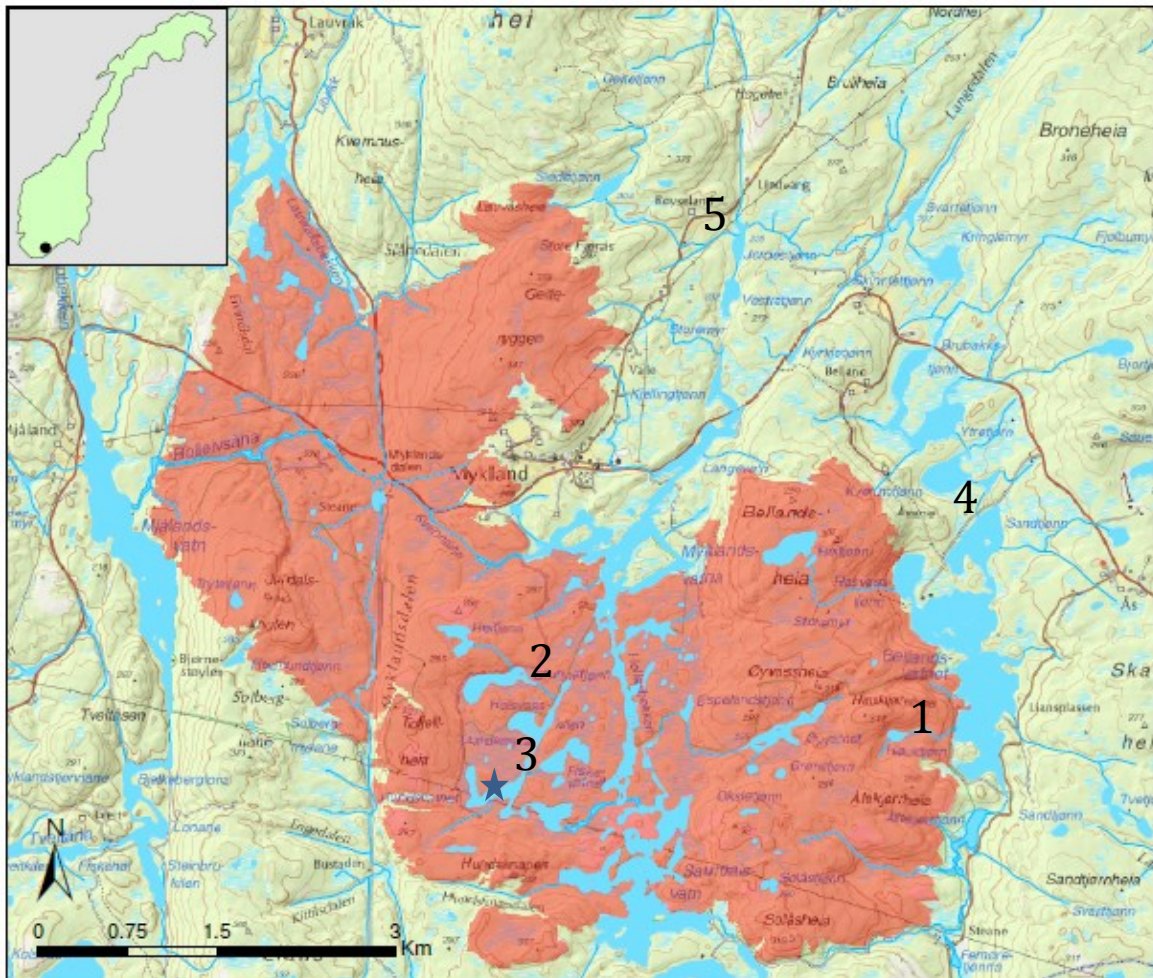
av torvbunn, mens det midterste partiet er preget av stein, sand og grus. De siste 100 meterne svinger bekken seg gjennom et myrområde før den renner ut i Holvasskilen, og ved høy vannføring flommer innsjøen over det nederste partiet av bekken. Ved høy vannføring vil det være mulig for fisk å forsere hele bekkeløpet. Bekken er et potensielt gytested for ørret i Holvasskilen som er en del av Hundsvatn.

**Fiskevatnbekken** er omtrent 145 meter lang og har et fall på 0,5 meter fra Fiskevatnet (228,4 moh) til Hundsvatn (227,9 moh). Bekkeløpet er relativt bredt de første 50 meterne fra utløpet ved Fiskevatnet, og her er bunnen dekket av grus og sand. Videre ned mot utløpet til Hundsvatn, er bekken smalere og renner gjennom et myrområde hvor bunnen i bekken består av torv. Ved lav vannføring blir deler av bekkeløpet avstengt, og det dannes små innestengte kulper. Også denne bekken er et potensielt gytehabitat for ørret i Hundsvatn.

**Åletjennbekken** er omtrent 250 meter lang og har et fall på 2 meter fra Åletjønn (175,7 moh) til Sandtjønn (173,7 moh). Bekken er bred og bunnen er dekket med grus og sand, samt noe større steiner lenger opp i bekkeløpet. Omtrent 15 meter fra utløpet nedstrøms renner bekken på bart fjell under en bro, men hvor ørret under normale vannføringer greit kan passere. Bekken er et potensielt gytehabitat for ørret i Sandtjønn.

**Jordtjennbekken** kommer fra Sledetjønn (303,5 moh) som ligger omtrent 1 km nordvest for Jordtjenn (228,4 moh). Bekken renner gjennom flere myrområder og har et fall på 75,1 meter. Omtrent 80 meter fra utløpet blir bekken brattere, og bunnen består av fjell, stein og grus. Her ligger det en hytte, og lenger opp i nedbørsfeltet ligger det et småbruk (1,3 % av nedbørsfeltet er landbruksområde). Det ble utført hogst i deler av nedbørsfeltet vinteren 2011/2012 (Lydersen m.fl. 2014). Ved bekkens utløp til Jordtjenn svinger den seg gjennom et myrområde, her er bekken nokså dyp og bunnen består av torv. Nedre del av bekken er potensielt gytehabitat for ørret i Jordtjenn.

Innsjøen **Hundsvatn** hvor abborstudiene er gjennomført, ligger 228 m.o.h. og har et areal på 0,15 km<sup>2</sup> ([www.atlas.nve.no](http://www.atlas.nve.no)). Maksimums dyp er 13 meter, og oppholdstiden i innsjøen er 0,21 år. Nedbørsfeltet er på 2,6 km<sup>2</sup>, og består av skog (61 %), myr (22 %) og innsjøer (12,4 %), og hele nedbørsfeltet ble brent under skogbrannen (Lydersen m.fl. 2014). Fiskefaunaen i Hundsvatn består av abbor og ørret (Høgberget & Kleiven 2013).



Figur 1. Brannfeltet i Mykland (merket rødt) med prøvelokalitetene Hauktjørbekken (1), Grunnetjørbekken (2), Fiskevatnbekken (3), Åletjennbekken (4), og Jordtjennbekken (5). Innsjøen Hundsvatn er merket med stjerne.

## 2.2 Innsamling og analyser av vannprøver

I forbindelse med Pyrowater-prosjektet foreligger det vannkjemiske data fra Fiskevatnet, Grunnetjørn og Jordtjenn fra perioden 19.05.09 til 25.10.12. Disse prøvene er tatt på 1 meters dyp, ute i innsjøene, nær innsjøens maksimal dyp. En del kjemiske data fra dette materialet er brukt i oppgaven for å kunne dokumentere vannkjemiske forhold nærmere opp til branntidspunktet. I tillegg til vannprøvene vi har samlet inn under hydrologiske episoder i forbindelse med masteroppgaven, er det også tatt månedsprøver fra Hauktjørbekken og Åletjennbekken i perioden 19.03.12 til 22.10.12.

Vannprøvetakningen i bekkene ble gjennomført i perioder med mye nedbør og under snøsmelting om våren. Tidspunktene for prøvetakning ble bestemt ut fra værmeldinger over området, og det ble tatt vannprøver sommer og høst 2012 (22-23. juni, 2. august, 15-16. oktober) og under snøsmeltingen våren 2013 (14-16. april). Det ble tatt mellom 2-5 vannprøver i hver lokalitet gjennom de ulike episodene, og det vannkjemiske datagrunnlaget fra bekkene består til sammen av totalt 60 prøver; 12 prøver fra hver bekk.

Vannprøvene for analyse av generell vannkjemi ble tatt på 1 L rengjorte polyetylenflasker, mens tilsvarende rengjorte 0,5 L flasker ble benyttet for innsamling av vann for analyse av ulike former av aluminium. Flaskene ble skylt med prøvevann før vannprøvene ble tatt. Vannprøver til Tot-P og Tot-N ble tatt på 100 ml brune glassflasker og surgjort med 1 ml 4M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Analysene av ledningsevne, pH, alkalinitet, turbiditet og aluminiumsfraksjonering ble utført dagen etter vi kom tilbake fra felt, mens det resterende prøvevannet ble oppbevart mørkt og kjølig (4°C) frem til de andre vannkjemiske analysene ble gjennomført. All fraksjonering og analyser av bekkevann er utført av oss, og er utført ved INHM sitt laboratoriet ved Høgskolen i Telemark. Referanser for anvendte analysemetoder er angitt i *Tabell 1*.

For aluminiumsanalyser ble en prøve (cirka 60 ml) ionebyttet i felt (Al<sub>o</sub>: organisk løst Al) samme dag prøvene ble tatt, samt at en prøve (100 ml) ble surgjort med HNO<sub>3</sub>, i minst 24 timer, for senere bestemmelse av totalt aluminium (Al<sub>T</sub>). Disse to prøvene, samt en ubehandlet vannprøve for bestemmelse av totalt løst organisk og uorganisk aluminium (Al<sub>a</sub>), ble på laboratoriet ekstrahert med HQ/MIBK løsning, og deretter analysert spektrofotometrisk med henholdsvis 395 nm og 600 nm (Barnes 1975, Driscoll 1984). Måling av absorbanse ved 600 nm ble brukt for å korrigere jern som påvirket aluminium-absorbansen ved 395 nm.

Tabell 1. Oversikt over vannkjemiske analysemetoder.

Parameter	Enhet	Referanse
pH	-log[H <sup>+</sup> ]	NS 4720, 1979, 2. Edition.
Ledningsevne	µS/cm	NS-ISO 7888, 1993, 1. Edition.
Turbiditet	NTU	Intern metode, Merck Turbiquant 1100 IR
Farge	mg Pt /L	NS 4878 (2002)
Alkalinitet	mmol/L	NS 4754
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	Ionkromatografi (Dionex IC 1100)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	µg/L	Ionkromatografi (Dionex IC 1100)
Tot-N	µg N/L	Intern metode/FIA: Tecator ASN 110-03/92
Tot-P	µg P/L	NS 4725, 3. Edition, 1984
TOC	mg C/L	Intern metode. OI Analytical 1010
Total Al (Al <sub>T</sub> )	µg/L	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Totalt monomert Al (Al <sub>a</sub> )	µg/L	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Organisk monomert Al (Al <sub>o</sub> )	µg/L	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)

### 2.3 Innsamling og analyser på fisk

Det ble utført prøvafiske med en noe modifisert Jensen-serie i Hundsvatn 15-16. oktober 2012, hvor et 52 mm garn ble erstattet med et 26 mm garn. Det ble benyttet bunngarn med størrelsen 25 \* 1,5 meter. Standard Jensen-serie består av 8 garn med maskeviddene 21 (2 stk.), 26, 29, 35, 39, 45 og 52 mm. Garna ble satt vilkårlig i innsjøen, fra land og utover. Det var overskyet og regnvær under garnfisket. Det ble også utført prøvafiske i innsjøen 20-21. august 2012, men av fangsten på 64 abbor ble det kun valgt ut 33 individer for videre analyse. Dette materialet skulle opprinnelig brukes i et annet prosjekt, hvor et større datasett ikke var nødvendig, og vi har valgt å utelukke disse dataene fra vår oppgave fordi utvalget som ble gjort ikke nødvendigvis var representativt for bestanden.

Kort tid etter skogbrannen (garnutsetting 30. juni 2008) ble det utført prøvafiske i Hundsvatn i regi av NIVA (Norsk institutt for vannforskning), og siden dette fisket ble foretatt før de mest ekstreme vannkjemiske effektene av brannen ble registrert i innsjøen, blir disse dataene brukt til å si noe om førtilstanden av abborbestanden.

Under fisket ble det benyttet 5 garn av typen Nordisk garnserie (5-55 mm), og totalt ble det fanget 151 abbor. Fra NIVAs materiale forelå det data om lengde og vekt fra 150 individer (ett individ ble tatt ut av analysene fordi hodet manglet), samt alder for

65 individer. I tillegg til rådataene, fikk vi også tilsendt otolitter fra 20 individer av denne fangsten, som senere ble aldersbestemt av oss ved Høgskolen i Telemark. Elektrofisket ble utført i de utvalgte bekkene med tanke på rekrutteringsforhold for ørret. Alle bekkene ble el-fisket den 21. august og den 15. oktober 2012. Fisket ble utført to ganger, fordi det ikke ble fanget fisk i alle bekkene i august. Det ble brukt elektrofiske-apparat, hov og bøtte under innsamlingen av fisken. En person strømmet hele tverrsnittet av bekken, fra utløpet nederst i bekken og motstrøms, mens den andre gikk bak og fanget opp fisk med hov. I bekker hvor det var få, eller ingen fisk, ble hele bekkeløpet el-fisket, mens i bekkene hvor det var relativt mye fisk, ble kun et mindre areal el-fisket. Fisken ble artsbestemt og talt opp før den ble sluppet ut i bekken igjen etter endt fiske.

På abbor, som ble tatt opp med garn fra Hundsvatn, ble total lengde (målt i millimeter fra snutespiss til enden av halefinnens ytterste stråler) vekt (målt i gram), og kjønn registrert i felt, mens otolitter og operculum ble tatt ut og lagret for senere analyse på Høgskolen i Telemark.

Tidligere har det ofte vært brukt ulike strukturer (skjell, otolitter, operculum) for avlesning av alder på ulike fiskearter (Van Oosten 1941 & L'Abèe-Lund 1985), men for abbor har operculum tradisjonelt blitt brukt (Le Cren 1947, Thorpe 1977). Operculum er en beinstruktur som ligger plassert over gjellene på hver side av hodet på fisken, og hos abbor er operculum vifteformet med en skarp pigg plassert i øvre bakkant (*Figur 2*). Strukturen er dekket av fin hud, og det dannes nytt vev etter hvert som abboren vokser og blir eldre (*Figur 3A*). På rasktvoksende individer er årssonene (vintersonene) vanligvis greie å fastslå, men aldersbestemmelse av sentvoksende abbor er ofte langt vanskeligere. På store individer kan den første årssonen være vanskelig å fastslå fordi operculum er relativt tykk, og på fisk med begrenset vekst det første leveåret, vil denne sonen også være vanskelig å identifisere. På kjønnsmoden fisk med sakte vekst (vekststagnasjon), blir ofte årssoner oversett, og på individer eldre enn 6-7 år, kan alderen fort bli underestimert (Kleiven & Linløkken 2009).





Figur 2. Illustrasjon av abbor. Operculum er plassert over gjellene på hver side av hodet (Kilde: [www.anglingpress.com](http://www.anglingpress.com)).

Otolittene er en del av hørselsorganet hos fisk og ligger innkapslet i væskefylte hinner mot en membran under hjernen. Hos abbor er otolittene relativt store, langstrakte og flate (Figur 3B). Karakteristisk for abbor er at otolittene har et bølget mønster, og som hos flere andre fiskearter, har de to langsgående ribber på innsiden (Kleiven & Linløkken 2009). På otolittene dannes det, i likhet med operculum, årssoner når fisken vokser (Figur 3C). Mindre næringstilgang for abbor på vinterstid, resulterer i liten vekst, men på otolitten vil det normalt være mulig å identifisere vinter- og sommersoner.



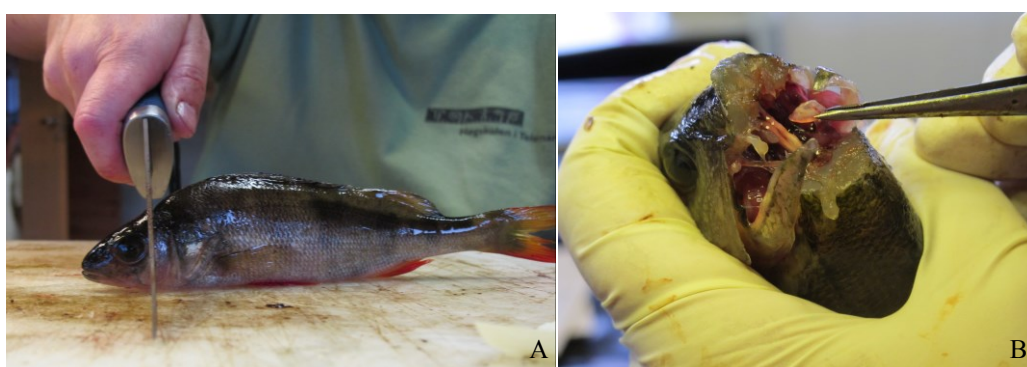
Figur 3. Operculum (A), ubehandlet otolitt (B) og brent og delt otolitt fra abbor (C) (Foto: Marijanne Holtan).

Ved aldersbestemmelse av abbor fra Hundsvatn ble både otolitter og operculum benyttet. Otolitter ble tatt ut etter et vertikalt snitt i fiskens hode rett ved starten på ryggpukkelen (Figur 4A). Ved å gjøre snittet akkurat der på fisken, kom otolittene lett til syne og var enkle å få tak i med pinsett (Figur 4B). Otolittene ble rengjort før de ble brent over en gassbrenner, slik at årssonene lettere skulle kunne sees (Christensen 1964). Etter brenning ble otolitten delt i to ved hjelp av en skalpell på den konvekse



siden, og de to delene ble festet på plastelina med kuttsiden opp i en skål med 1,2 propandiol-løsning for avlesning under lupe.

Begge operculum ble skjært forsiktig av fisken før de ble rengjort for hud- og kjøttrester ved å gni dem mellom fuktige fingre. Årssonene på operculum ble lest av ved å legge den lyse strukturen mot en mørk bakgrunn. Strukturene (otolitt og operculum) ble vurdert separat før endelig alder ble fastsatt. Materialet ble reanalysert, med noen ukers mellomrom, for å mulig kunne fange opp feil gjort ved første gjennomgang. I tvilstilfeller ble det lagt mest vekt på antall årssoner på otolitten.



Figur 4. Kuttet gjøres rett før ryggpukkelen på abboren (A), for at otolittene skal bli lett synlige (B) (Foto: Mari Darrud).

## 2.4 Beregninger

Aluminium ble fraksjonert og analysert i henhold til Barnes/Driscoll metode (Barnes 1975 & Driscoll 1984). Basert på de tre målte aluminiums fraksjonene, totalt aluminium ( $Al_r$ ), totalt løst aluminium ( $Al_a$ ) og løst organisk bundet aluminium ( $Al_o$ ) kan følgende Al-fraksjoner beregnes:

$$Al_c \text{ (kolloidalt Al)} = Al_r - Al_a$$

$$Al_i \text{ (uorganisk løst Al)} = Al_a - Al_o$$

Alkalinitet ble målt ved automatisk titrering med 0,01 M HCl ned til pH 4,5 med apparatet autotitrator Mettler DL 25. Målte alkalinitets-verdier ble deretter korrigert for pH etter følgende formel:

$\text{Alk}_{\text{korrigeret}} = \text{Alk}_{\text{målt}} - ([\text{H}^+]_{\text{pH: 4,5}} - [\text{H}^+]_{\text{pH prøve}})$ , hvor alle verdier er i  $\mu\text{ekv/L}$

ANC står for vannets syrenøytraliseringskapasitet og er differansen mellom basekationer (BC) og sterksyre anioner (SSA), og beregnes på ekvivalent basis på følgende måte (Reuss & Johnson 1986):

$$[\text{ANC}] = \sum [\text{BC}] - \sum [\text{SSA}]$$

$$[\text{ANC}] = \sum [\text{Ca}^{2+}], [\text{Mg}^{2+}], [\text{Na}^+], [\text{K}^+] - \sum [\text{SO}_4^{2-}], [\text{Cl}^-], [\text{NO}_3^-]$$

Organisk syrekorrigeret ANC ( $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  = organic anion adjusted ANC) er et modifisert uttrykk for ANC, hvor ANC er justert for sterke organiske syrer (Lydersen m.fl. 2004). Denne justeringen baserer seg på en empirisk humusmodell, hvor en antar at de organiske syrene i humus kan uttrykkes som en treprotisk syre med følgende  $\text{pK}$ -verdier:  $\text{pK}_1 = 3,04$ ,  $\text{pK}_2 = 4,51$  og  $\text{pK}_3 = 6,46$  (Hruska m.fl. 2001). Fordi buffere primært bufrer cirka  $\pm 1$  pH-enhet fra  $\text{pK}$ -punktet, vil den sterkeste syren i denne modellen ( $\text{pK}_1 = 3,04$ ), være fullstendig deprotonert ved pH 4,04. Siden vann primært har pH-verdier  $> 4$ , vil alltid minst 1/3 av de organiske syrene være fullstendig deprotonerte og dermed negativt ladet, på lik linje med de uorganiske sterksyre anionene. Charge density (CD), som er mål på total negativ ladningstetthet til de organiske syrene, er i denne modellen empirisk beregnet til å være 10,2  $\mu\text{ekv}$  negative ladninger/mg C (Hruska m.fl. 2001). Mengden av permanente negative ladninger i humus vil derfor utgjøre 1/3 av den totale ladningstettheten og uttrykket for  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  blir:

$$\text{ANC}_{\text{OAA}} = \text{ANC} - (1/3 \text{ CD} * \text{TOC})$$

CD = ladningstetthet (charge density) for organiske syrer ( $\mu\text{ekv/mg C}$ );

TOC = totalt organisk karbon (mg C/L)

Siden den syrekorrigerede ANC-modellen tar med TOC-konsentrasjonen i utregningen, vil den bedre kunne forklare fiskestatus i humusrike vann, enn den opprinnelige ANC-modellen. Modellen forklarer hvorfor man må ha høyere ANC-verdi i vann med

høyere TOC-konsentrasjoner for å ha en reproduserende fiskepopulasjon (Lydersen m.fl. 2004).

Fultons kondisjonsfaktor er forholdet mellom fiskens lengde og vekt. Fisk som har en høy vekt i forhold til lengde, sies å være i god kondisjon (fet). Kondisjonsfaktor (K-faktor) blir regnet ut på følgende måte:

$$K = \frac{V * 100}{L^3} \quad \text{hvor V (vekt) er i gram, og L (lengde) er i cm}$$

Fangst per 100 m<sup>2</sup> garninnsats per døgn (CPUE) er regnet ut på denne måten:

$$CPUE = (\text{antall fisk/garninnsats}) * 100$$

hvor garninnsats = garnlengde \* garnhøyde \* antall garn

## 2.5 Statistikk

Statistiske analyser ble utført på Minitab versjon 16. Siden mange statistiske tester krever at dataene er normalfordelt, ble Anderson-Darling normalitets test (AD-test) anvendt på de ulike enkeltparameterne i vårt datasett. Denne testen bekrefter normalfordeling ved p-verdi > 0,05. Ved normalfordelte data ble enveis ANOVA benyttet. Denne analysen tester om gjennomsnittet for flere populasjoner er like, og forteller om det er en statistisk signifikant forskjell mellom nivåenes gjennomsnitt. Der dataene viste seg å ikke være normalfordelte, ble Kruskal-Wallis benyttet. Denne analysen tester likheten av medianen for to eller flere populasjoner, og er en ikke-parametrisk versjon av enveis ANOVA. Denne statistikken ble blant annet benyttet til å finne ut om det var statistiske forskjeller i vannkjemien:

- mellom bekker i og utenfor brannområdet
- mellom ulike hydrologiske episoder i bekkene, dvs. episoden om våren (snøsmelting) i forhold til episodene sommer/høst

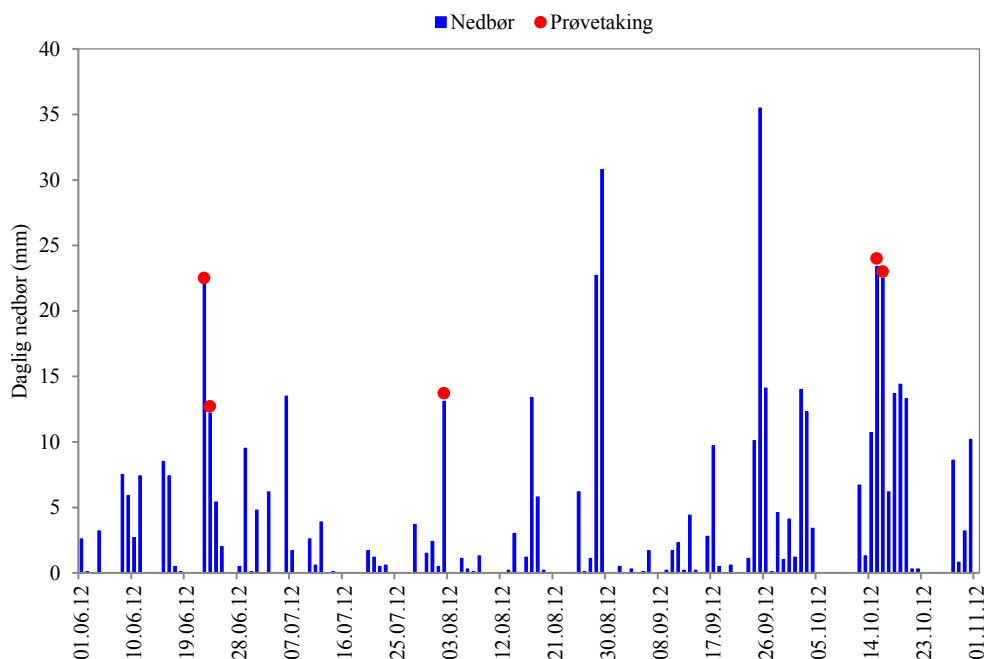
Dataene fra de enkelte bekkene var stort sett normalfordelte (vedlegg 1), og for å se om bekkene var statistisk forskjellig fra hverandre, ble ANOVAs Tukey metode anvendt. Denne metoden sier ikke bare om det signifikante forskjeller blant gjennomsnittene, men også hvilke gjennomsnitt som er signifikant forskjellig fra hverandre.

For å kunne gjøre statistiske sammenlikninger på fiskematerialet fra 2008 og 2012, ble aldersgruppen 2 år benyttet, siden dette var aldersgruppen med tilstrekkelig antall fisk fra begge år. Ved sammenlikning av lengde, vekt og kondisjonsfaktor for 2-åringene mellom de to årene, ble en uavhengig t-test benyttet, siden dataene var normalfordelte. Dataene fra de to gruppene var av ulik størrelse, og det ble derfor forutsatt ulik varians.

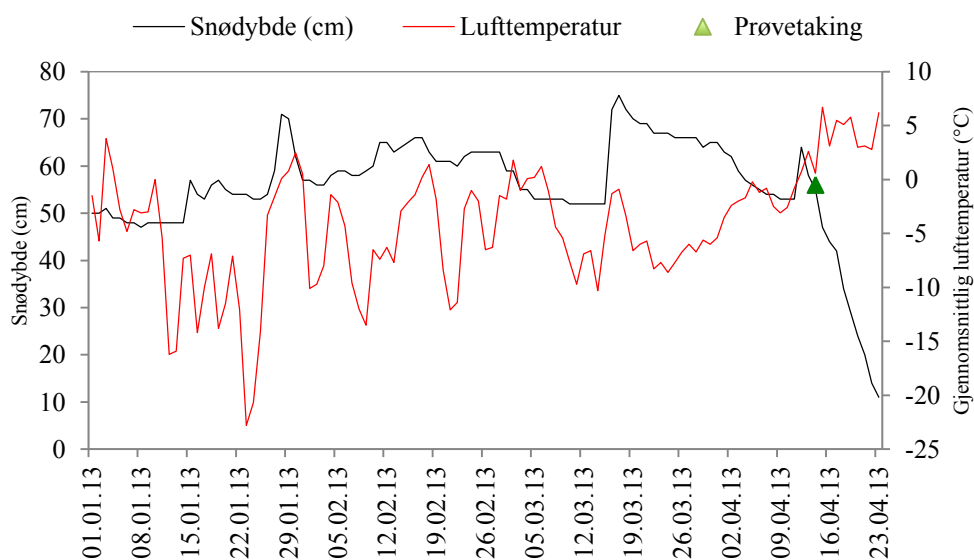
### **3 Resultater**

#### **3.1 Hydrologi**

Under de tre prøvetakingsrundene sommer/høst 2012 kom det til sammen 34,2 mm nedbør i juni (22.06 - 23.06), 13,1 mm i august (02.08) og 45,9 mm i oktober (15.10-16.10) (*Figur 5*). I en 10 dagers periode forut for disse prøvetakingene kom det henholdsvis 16,5 mm, 8,7 mm og 18,7 mm nedbør (*Vedlegg 2*). Før snøsmeltingen våren 2013, syntes det ikke å ha vært akkumulering av snø i undersøkelsesområdet i tidsrommet 17. mars – 11. april, og i denne perioden ble snødekket redusert med 22 cm (*Figur 6*). Selv om gjennomsnittlig døgntemperatur var  $< 0$  °C i denne perioden, var det plussgrader på dagtid, men relativt kaldt om natten. Etter 12. april stiger gjennomsnittlig døgntemperatur for første gang over 0 °C, og fra dette tidspunktet minsker snødekket raskt. Vårflommen i den undersøkte perioden (14.04-16.04) inntraff som en kombinasjon av plussgrader og betydelige nedbørsmengder i form av regn (18,4 mm) (*Vedlegg 3*).



Figur 5. Daglig nedbør (mm) målt ved Hynnekleiv målestasjon i undersøkelsesperioden 22. juni 2012 – 16. oktober 2012. Data er hentet fra [www.eklima.no](http://www.eklima.no).



Figur 6. Daglig snødybde (cm) og gjennomsnittlig lufttemperatur (°C) målt ved Hynnekleiv målestasjon i undersøkelsesperioden 14. april – 16. april 2013. Data er hentet fra [www.eklima.no](http://www.eklima.no).

### 3.2 Vannkjemien i bekkene

Når vi sammenlikner de hydrologiske episodene på sommer og høst 2012 mot snøsmeltingsepisoden på våren 2013, blir termene ”sommer/høst” og ”vår” benyttet i oppgaven.

Under de hydrologiske episodene varierte  $H^+$  i de undersøkte lokalitetene mellom 1,1  $\mu\text{ekv/L}$  (pH = 5,96) i Hauttjørnbekken og 24  $\mu\text{ekv/L}$  (pH = 4,62) i Fiskevatnbekken (Tabell 2). Konsentrasjonen av  $H^+$  var signifikant høyere på vår (7,4  $\mu\text{ekv/L}$ ) sammenliknet med sommer/høst (4,0  $\mu\text{ekv/L}$ , Kruskal-Wallis,  $p = 0,012$ ).

Jordtjennbekken hadde størst variasjon i pH (4,95 - 5,85, Tabell 3). Gjennomsnittlig  $H^+$ -verdi i Fiskevatnbekken (16,7  $\mu\text{ekv/L}$ ) var signifikant høyere (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ) enn i de andre bekkene. Tidligere garnfiske som har blitt gjort i Fiskevatn har vist at innsjøen er fisketom, og under el-fiske i 2012 ble det kun funnet en død abbor i bekken. Noe som tyder på at de vannkjemiske forholdene i bekken og innsjøen ikke er optimale for fisk, og at det trolig ikke foregår gyting av ørret i bekken.

Alkalinitet, som er vannets evne til å nøytralisere sterke syrer, varierte gjennom episodene mellom -11,8  $\mu\text{ekv/L}$  i Fiskevatnbekken og 35,7  $\mu\text{ekv/L}$  i Åletjennbekken (Tabell 2 og 3). På sommer/høst (6,1  $\mu\text{ekv/L}$ ) var alkaliniteten signifikant lavere (Kruskal-Wallis,  $p = 0,021$ ) sammenliknet med vår (10,1  $\mu\text{ekv/L}$ ). Den største variasjonen gjennom de ulike episodene var i Åletjennbekken (0,6 -35,7  $\mu\text{ekv/L}$ ). Fiskevatnbekken hadde lavest gjennomsnittlig konsentrasjon av alkalinitet (-0,7  $\mu\text{ekv/L}$ ) og var signifikant forskjellig fra de andre bekkene (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ).

Ledningsevnen (også kalt konduktivitet) som er et mål på vannets totale saltinnhold, varierte lite i bekkene gjennom de ulike episodene; fra 16  $\mu\text{S/cm}$  i Grunnetjørnbekken til 26,2  $\mu\text{S/cm}$  i Fiskevatnbekken (Tabell 2). Det ble målt signifikant høyere ledningsevne (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) på våren (21,2  $\mu\text{S/cm}$ ) sammenliknet med sommer/høst (18,4  $\mu\text{S/cm}$ ). Tidligere målinger fra 2010 og 2011 viser også klare ledningsevneøkninger under snøsmeltingen om våren (Figur 7). De høye konsentrasjonene av  $H^+$  som ble målt på våren var en viktig årsak til økningen i ledningsevne, da spesifikk elektrolytisk ledningsevne til  $H^+$  er betydelig høyere enn for de andre ionene. Fiskevatnbekken som hadde høyeste gjennomsnitt av  $H^+$ , viste også høyest gjennomsnittsverdi for ledningsevne (21,4  $\mu\text{S/cm}$ ).

Fargetallene, som er målt absorbans ved 410 nm omregnet til mg Pt/L, varierte mellom 15 og 72 mg Pt/L i bekkene, hvor både laveste og høyeste verdi ble målt i Fiskevatnbekken. Hauktjørbekken hadde lavest gjennomsnittlig fargetall (30 mg Pt/L, *Tabell 2*). Konsentrasjonene av totalt organisk karbon (TOC) varierte mellom 3,4 mg C/L i Hauktjørbekken til 8,7 mg C/L i Åletjønnbekken (*Tabell 2 og 3*). Bekkene utenfor brannområdet hadde de høyeste gjennomsnittsverdiene for både fargetall og TOC (*Tabell 3*), noe som er forventet siden fargeverdien avhenger av mengden humusstoffer i vannet og dermed også TOC konsentrasjonen. På våren var det en markant økning i fargetall i samtlige bekker (*Figur 11*), og fargetallet (53 mg Pt/L) var signifikant høyere (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) sammenlignet med sommer/høst (25 mg Pt/L), uten at TOC økte nevneverdig (*figur 7*). Ved stor overflateavrenning kan det bli tilført mye partikler som gjør at absorbansen blir påvirket og dermed gir høyere fargeverdier uten at TOC øker tilsvarende.

Med økt erosjon etter en brann vil man forvente økning i turbiditet (vannets partikkelinnhold), men av de undersøkte bekkene var det Jordtjønnbekken som ligger utenfor brannområdet, som hadde den største variasjonen i turbiditet og den høyeste målte verdien (5,02 NTU, *Tabell 3*). Turbiditeten i denne bekken (2,22 NTU) var signifikant høyere (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ) sammenliknet med de andre bekkene. Gjennom vinteren 2011/2012 ble det utført hogst i nedbørfeltet til Jordtjønnbekken, noe som kan være årsaken til de noe høyere verdiene her. En hogst kan medføre mange av de samme effektene som en brann, siden mye organisk materiale blir fjernet. Turbiditetsverdiene innenfor brannområdet varierte mellom 0,29 NTU i Hauktjørbekken og 2,88 NTU i Grunnetjønnbekken. Økt turbiditet som følge av brann, synes derfor ikke å kunne påvises 4 år etter brannen.

Konsentrasjonene av kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) og magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) var lave i alle bekkene gjennom undersøkelsesperioden og viste liten variasjon mellom de ulike episodene (*Figur 8*). Kalsium varierte mellom 0,25 mg/L i Fiskevatnbekken og 1,40 mg/L i Grunnetjønnbekken, hvor Fiskevatnbekken hadde den laveste gjennomsnittsverdien (0,38 mg/L) og Åletjønnbekken den høyeste (0,95 mg/L). Magnesium varierte mellom 0,25 i Grunnetjønnbekken og 0,45 mg/L i Hauktjønnbekken (*Tabell 2 og 3*).

Kalium, som viste en betydelig økning i innsjøene kort tid etter skogbrannen i Mykland (Lydersen m.fl. 2014), viste lave verdier i bekkene gjennom undersøkelsesperioden. Konsentrasjonen av kalium varierte mellom 0,01 mg/L i samtlige bekker og 0,74 mg/L i Åletjennbekken (*Tabell 2 og 3*), hvor de laveste verdiene ble målt sommer og høst (figur 8). Under snøsmeltingen på våren (0,43 mg/L) var konsentrasjonen av kalium signifikant høyere (Kruskal-Wallis,  $p = 0,001$ ) sammenlignet med sommer/høst (0,27 mg/L).

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) varierte mellom 10 i Hauktjørbekken og Fiskevatnbekken og 194  $\mu\text{ekv/L}$  i Åletjennbekken (*Tabell 2 og 3*). Det var ingen statistiske forskjeller mellom bekkene, men konsentrasjonene av  $\text{NH}_4^+$  var signifikant høyere på vår (112  $\mu\text{g/L}$ , Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) sammenliknet med sommer/høst (40  $\mu\text{g/L}$ ).

Hauktjørbekken oppviste høyest konsentrasjoner i juni og august (*Figur 8*).

Natrium ( $\text{Na}^+$ ) varierte mellom 0,82 mg/L i Grunnetjørbekken og 1,80 mg/L i Åletjennbekken. Klorid ( $\text{Cl}^-$ ) varierte mellom 1,9 mg/L i Grunnetjørbekken og 3,3 mg/L i Åletjennbekken (*Tabell 2 og 3*). De høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene av natrium (1,68 mg/L) og klorid (3,0 mg/L) ble målt i Åletjennbekken, og konsentrasjonen av klorid i Åletjennbekken var signifikant forskjellig (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ) fra de andre bekkene. Natrium var signifikant lavere på vår (1,2 mg/L, Kruskal-Wallis,  $p = 0,001$ ), sammenlignet med sommer/høst (1,4 mg/L). I Åletjennbekken var konsentrasjonen av natrium høyest på våren (figur 8), noe som kan skyldes påvirkning fra veisalting på riksveg 42 som ligger nokså nære denne bekken. Det er i samme område dokumentert at innsjøen Melestjenn er påvirket av veisalting (Lydersen m.fl. 2014).

Konsentrasjonen av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) varierte mellom 10  $\mu\text{g/L}$  (nedre deteksjonsgrense) i alle bekker og 341  $\mu\text{g/L}$  i Jordtjennbekken (*Tabell 2 og 3*), og det var ingen statistisk forskjell mellom bekkene (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p = 0,604$ ). Gjennom sommer- og høstepisodene var det lave konsentrasjoner av nitrat, men under snøsmeltingen på våren var det en tydelig konsentrasjonsøkning i samtlige bekker (*Figur 9*).

Konsentrasjonen av nitrat på vår (218  $\mu\text{g/L}$ ) var signifikant høyere (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) enn sommer/høst (10  $\mu\text{g/L}$ ). Slike topper har også blitt observert i innsjøene under tidligere snøsmeltingsepisoder (*Figur 9*).



Sulfatverdiene ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) varierte mellom 1,1 i Åletjennbekken og 3,2 mg/L i Åletjennbekken og Hauktjørbekken (*Tabell 2 og 3*). Konsentrasjonen av sulfat var signifikant høyere på vår (2,2 mg/L, Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) sammenliknet med sommer/høst (1,8 mg/L). Hauktjørbekken hadde signifikant høyere (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ) gjennomsnittskonsentrasjon av sulfat (2,5 mg/L) enn de andre bekkene.

Syrenøytraliseringskapasiteten (ANC) er forholdet mellom basekationer og sterksyre anioner. ANC i bekkene varierte mellom -32  $\mu\text{ekv/L}$  i Fiskevatnbekken og 56  $\mu\text{ekv/L}$  i Jordtjennbekken, og  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  varierte mellom -57  $\mu\text{ekv/L}$  i Fiskevatnbekken og 30  $\mu\text{ekv/L}$  i Jordtjennbekken (*Tabell 2 og 3*). I samtlige bekker ble de laveste ANC-verdiene målt på våren (*Figur 12*), og ANC var signifikant lavere på våren (-7  $\mu\text{ekv/L}$ ) sammenliknet med sommer/høst (19,3  $\mu\text{ekv/L}$ , ANOVA,  $F_{1,59}$ ,  $p < 0,001$ ). Fiskevatnbekken, som ligger innenfor brannområdet, hadde lave verdier gjennom alle episodene, med gjennomsnittlig ANC på -16  $\mu\text{ekv/L}$  og  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  på -38  $\mu\text{ekv/L}$  (*Tabell 2*) var verdiene signifikant lavere (ANOVA Tukey,  $F_{4,59}$ ,  $p < 0,001$ ) enn i de andre bekkene. Empiriske data fra norske innsjøer, viser at når ANC-verdiene  $< 20$   $\mu\text{ekv/L}$  (prøve tatt under fullsirkulasjon på høsten), begynner negative effekter å påvises på ørretbestander (Lydersen m.fl. 2004). Dette kan forklare hvorfor det ikke ble fanget ørret under el-fisket i Fiskevatnbekken (*Tabell 5*) som har ANC-verdier betydelig lavere enn 20  $\mu\text{ekv/L}$ . De høyeste gjennomsnittsverdiene for ANC (25  $\mu\text{ekv/L}$ ) og  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  (3  $\mu\text{ekv/L}$ ) var i Åletjennbekken, og det var i denne lokaliteten hvor det ble fanget flest ørret under el-fisket (*Tabell 5*).

Konsentrasjonen av total fosfor (Tot-P) varierte mellom 4,4  $\mu\text{g/L}$  i Hauktjørbekken og 31,3  $\mu\text{g/L}$  i Jordtjennbekken, mens total nitrogen (Tot-N) varierte mellom 249  $\mu\text{g/L}$  i Hauktjørbekken og 788  $\mu\text{g/L}$  i Jordtjennbekken gjennom undersøkelsesperioden. På våren var konsentrasjonene av Tot-P (9,0  $\mu\text{g/L}$ ) signifikant høyere (Kruskal-Wallis,  $p = 0,046$ ) sammenliknet med sommer/høst (7,6  $\mu\text{g/L}$ ). Også konsentrasjonen av Tot-N på våren (495  $\mu\text{g/L}$ ) var signifikant høyere (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) enn sommer/høst (394  $\mu\text{g/L}$ ). Tidligere år har det blitt målt betydelig høyere konsentrasjoner av Tot-N i innsjøene i brannområdet (*Figur 10*), og det tyder på at det 4 år etter brannen er få branneeffekter igjen av Tot-N.

Jordtjennbekken hadde de høyeste gjennomsnittsverdiene for alle fraksjonene av aluminium ( $Al_r$ ,  $Al_a$ ,  $Al_o$  og  $Al_i$ ), mens de laveste gjennomsnittsverdiene var i Fiskevatnbekken (Tabell 2 og 3). Den høyeste verdien av  $Al_i$  (91  $\mu\text{g/L}$ ) ble målt i Jordtjennbekken og laveste verdi (2  $\mu\text{g/L}$ ) ble målt i Hauktjørbekken og Fiskevatnbekken. Under episoden i oktober, da det kom mest nedbør (45 mm), ble de laveste konsentrasjonene av  $Al_i$  målt (Figur 12).

Tabell 2. Oversikt over gjennomsnitt og standardavvik (SD), minimums- og maksimumsverdier for de ulike parameterne i brannlokalitetene.

Parameter	Enhet	Hauktj.bk		Grunnetj.bk		Fiskevt.bk	
		Gj.snitt $\pm$ SD	Min-maks	Gj.snitt $\pm$ SD	Min-maks	Gj.snitt $\pm$ SD	Min-maks
Ledningsevne	$\mu\text{S/cm}$	19,9 $\pm$ 0,8	18,4 – 21,1	18,2 $\pm$ 1,8	16,0 – 21,2	21,4 $\pm$ 3,4	17,4 – 26,2
Turbiditet	NTU	0,46 $\pm$ 0,11	0,29 – 0,62	0,81 $\pm$ 0,70	0,30 – 2,88	0,97 $\pm$ 0,33	0,61 – 1,55
pH	$-\log(\text{H}^+)$	5,48 $\pm$ 0,22	5,29 – 5,96	5,20 $\pm$ 0,13	5,01 – 5,40	4,78 $\pm$ 0,14	4,62 – 4,99
Ca	mg/L	0,86 $\pm$ 0,09	0,72 – 1,00	0,72 $\pm$ 0,24	0,56 – 1,40	0,39 $\pm$ 0,08	0,25 – 0,49
Mg	mg/L	0,40 $\pm$ 0,04	0,35 – 0,45	0,31 $\pm$ 0,02	0,25 – 0,34	0,29 $\pm$ 0,02	0,26 – 0,31
Na	mg/L	1,25 $\pm$ 0,21	1,00 – 1,60	1,14 $\pm$ 0,20	0,82 – 1,40	1,27 $\pm$ 0,08	1,20 – 1,40
K	mg/L	0,38 $\pm$ 0,17	0,01 – 0,57	0,27 $\pm$ 0,15	0,01 – 0,54	0,16 $\pm$ 0,13	0,01 – 0,35
$\text{NH}_4$	$\mu\text{g/L}$	47 $\pm$ 31	10 – 107	76 $\pm$ 44	16 – 159	79 $\pm$ 56	10 – 176
$Al_r$	$\mu\text{g/L}$	182 $\pm$ 27	120 – 223	137 $\pm$ 44	86 – 214	105 $\pm$ 26	78 – 155
$Al_a$	$\mu\text{g/L}$	123 $\pm$ 13	98 – 147	88 $\pm$ 28	54 – 146	72 $\pm$ 14	52 – 103
$Al_o$	$\mu\text{g/L}$	97 $\pm$ 16	66 – 122	63 $\pm$ 25	26 – 104	52 $\pm$ 19	24 – 80
$Al_i$	$\mu\text{g/L}$	25 $\pm$ 16	2 – 59	28 $\pm$ 10	6 – 42	19 $\pm$ 15	2 – 46
$\text{SO}_4$	mg/L	2,5 $\pm$ 0,5	1,5 – 3,2	1,9 $\pm$ 0,3	1,5 – 2,4	1,9 $\pm$ 0,2	1,5 – 2,2
Cl	mg/L	2,5 $\pm$ 0,3	2,2 – 2,8	2,3 $\pm$ 0,2	1,9 – 2,7	2,6 $\pm$ 0,2	2,3 – 3,0
$\text{NO}_3$	$\mu\text{g/L}$	76 $\pm$ 72	10 – 187	96 $\pm$ 107	10 – 261	84 $\pm$ 90	10 – 218
TOC	mg C/L	4,7 $\pm$ 0,8	3,4 – 6,0	5,3 $\pm$ 0,6	4,6 – 6,3	6,4 $\pm$ 1,3	4,7 – 8,1
Farge	mg Pt/L	30 $\pm$ 7	18 – 40	33 $\pm$ 15	17 – 64	42 $\pm$ 24	15 – 72
Tot-N	$\mu\text{g/L}$	366 $\pm$ 112	249 – 667	432 $\pm$ 69	276 – 554	431 $\pm$ 90	293 – 568
Tot-P	$\mu\text{g/L}$	6,6 $\pm$ 1,5	4,4 – 9,6	7,0 $\pm$ 1,5	4,7 – 9,4	10,0 $\pm$ 6,7	5,8 – 30,6
$\text{H}^+$	$\mu\text{ekv/L}$	3,3 $\pm$ 1,4	1,1 – 5,1	6,3 $\pm$ 1,9	4,0 – 9,8	16,7 $\pm$ 5,2	10,2 – 24,0
Alkalinitet	$\mu\text{ekv/L}$	11,1 $\pm$ 7,9	(-2,8) – 25,5	10,9 $\pm$ 8,3	(-3,3) – 20,2	(-0,7) $\pm$ 6,6	(-11,8) – 5,8
ANC	$\mu\text{ekv/L}$	11 $\pm$ 19	(-17) – 43	6 $\pm$ 14	(-19) – 25	(-16) $\pm$ 10	(-32) – 2
$\text{ANC}_{\text{OAA}}$	$\mu\text{ekv/L}$	(-5) $\pm$ 17	(-31) – 25	(-12) $\pm$ 14	(-36) – 8	(-38) $\pm$ 13	(-57) – (-15)

Tabell 3. Oversikt over gjennomsnittsverdier og standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdier for de ulike parameterne i lokalitetene utenfor brannområdet.

Parameter	Enhet	Åletj.bk		Jordtj.bk	
		Gj.snitt ±SD	Min-maks	Gj.snitt ±SD	Min-maks
Ledningsevne	μS/cm	20,8 ± 3,1	16,4 – 24,9	20,0 ± 1,7	17,4 – 21,8
Turbiditet	NTU	0,74 ± 0,17	0,52 – 1,13	2,22 ± 1,50	0,70 – 5,02
pH	-log(H <sup>+</sup> )	5,54 ± 0,17	5,24 – 5,81	5,30 ± 0,36	4,95 – 5,85
Ca	mg/L	0,95 ± 0,16	0,75 – 1,30	0,78 ± 0,13	0,59 – 1,00
Mg	mg/L	0,33 ± 0,02	0,29 – 0,36	0,35 ± 0,04	0,30 – 0,43
Na	mg/L	1,68 ± 0,09	1,50 – 1,80	1,36 ± 0,04	1,10 – 1,60
K	mg/L	0,39 ± 0,23	0,01 – 0,74	0,43 ± 0,16	0,01 – 0,64
NH <sub>4</sub>	μg/L	96 ± 68	11 – 194	65 ± 31	20 – 116
Al <sub>t</sub>	μg/L	198 ± 45	120 – 253	239 ± 60	141 – 325
Al <sub>a</sub>	μg/L	127 ± 20	101 – 155	145 ± 30	92 – 174
Al <sub>o</sub>	μg/L	101 ± 38	53 – 161	108 ± 29	73 – 154
Al <sub>i</sub>	μg/L	29 ± 17	3 – 48	37 ± 27	12 – 91
SO <sub>4</sub>	mg/L	1,9 ± 0,6	1,1 – 3,2	2,0 ± 0,3	1,6 – 2,3
Cl	mg/L	3,0 ± 0,3	2,4 – 3,3	2,5 ± 0,2	2,1 – 2,8
NO <sub>3</sub>	μg/L	111 ± 116	10 – 269	143 ± 150	10 – 341
TOC	mg C/L	6,7 ± 1,0	5,8 – 8,7	6,5 ± 1,2	5,0 – 8,4
Farge	mg Pt/L	44 ± 12	27 – 63	43 ± 15	24 – 60
Tot-N	μg/L	483 ± 93	363 – 655	489 ± 131	364 – 788
Tot-P	μg/L	8,5 ± 1,2	6,6 – 10,6	14,7 ± 8,5	6,4 – 31,3
H <sup>+</sup>	μekv/L	2,9 ± 1,2	1,6 – 5,8	5,1 ± 3,6	1,41 – 11,22
Alkalinitet	μekv/L	17,5 ± 10,3	0,6 – 35,7	12,1 ± 8,6	5,4 – 31,0
ANC	μekv/L	25 ± 16	6 – 49	16 ± 27	(-19) – 56
ANC <sub>OOA</sub>	μekv/L	3 ± 14	(-16) – 25	(-6) ± 26	(-41) – 30

Ved sammenlikning av gjennomsnitt/median for de ulike parameterne i bekkene innenfor brannområdet mot bekkene utenfor brannområdet, var det kun verdien av H<sup>+</sup> som var høyere innenfor det brente området, mens for SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> var verdiene like mellom de to områdene (Tabell 4).

Konsentrasjonen av H<sup>+</sup> i de brannpåvirkede bekkene varierte mellom 1,1 μekv/L i Hauktjørbekken og 24 μekv/L i Fiskevatnbekken, og H<sup>+</sup> var signifikant høyere (Kruskal-Wallis, p = 0,001) i bekkene innenfor brannområdet (6,4 μekv/L) enn i bekkene utenfor brannområdet (3,1 μekv/L).

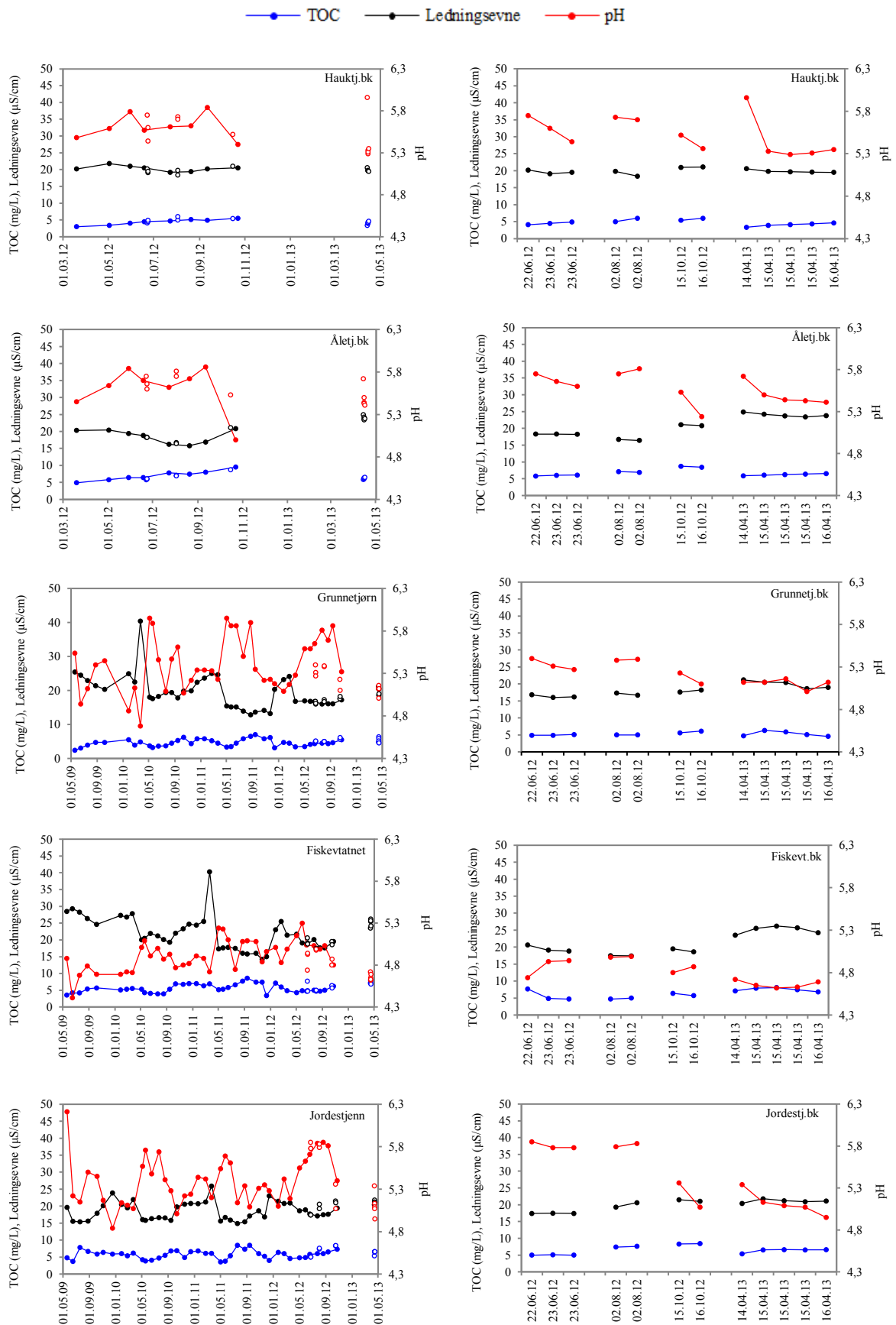
Konsentrasjonen av SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> i de brannpåvirkede bekkene varierte mellom 1,5 og 3,2 mg/L, hvor både høyeste og laveste verdi var i Hauktjørbekken. Det var ingen

statistisk forskjell (Kruskal-Wallis,  $p = 0,425$ ) mellom bekkene i brannområdet (2,0 mg/L) og i bekkene utenfor brannområdet (2,0 mg/L).

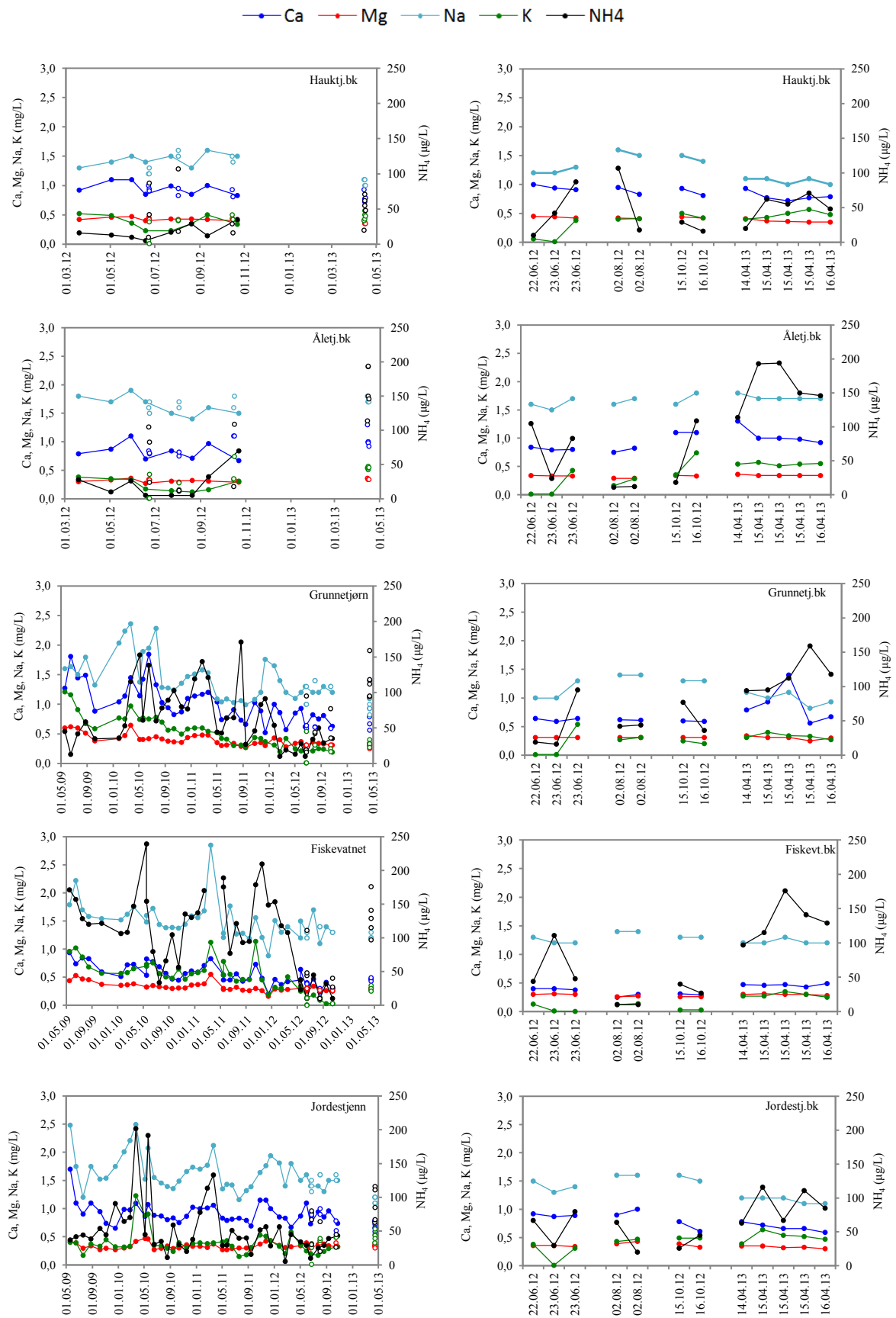
Tabell 4. Oversikt over gjennomsnittsverdier og standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdier for de ulike parameterne i lokalitetene utenfor brannområdet.

Bare  $p$ -verdier  $< 0,05$  er tatt med i tabellen.

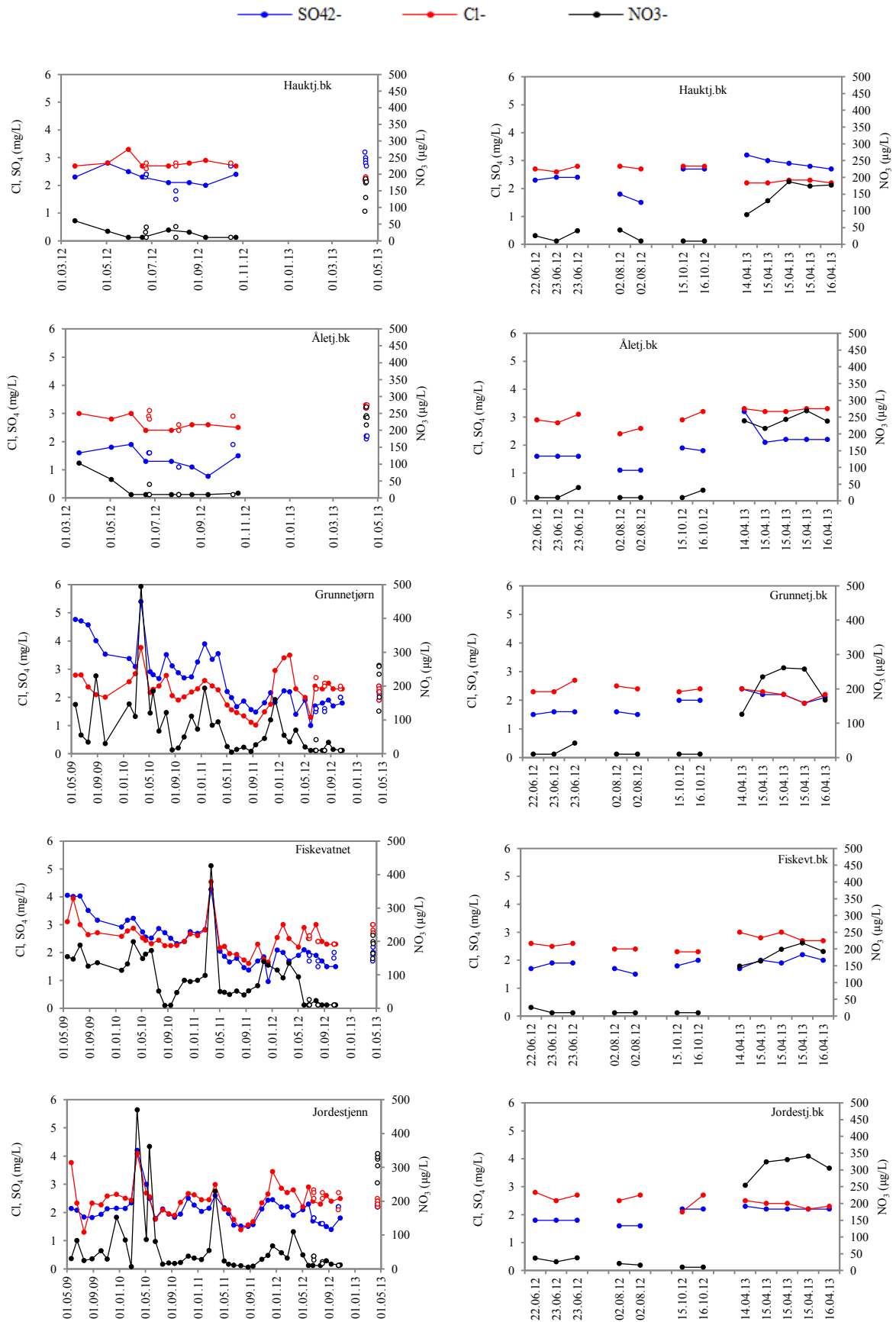
Parameter	Enhet	Brannområdet		Utenfor brannområdet		ANOVA	Kruskal-Wallis
		Gj.snitt $\pm$ SD / Median	Min-maks	Gj.snitt $\pm$ SD / Median	Min-maks	p-verdi	p-verdi
Ledningsevne	$\mu$ S/cm	19,5	16,0 – 26,2	20,9	16,4 – 24,9		
Turbiditet	NTU	0,64	0,29 – 2,88	0,87	0,52 – 5,02		0,001
pH	$-\log(\text{H}^+)$	5,06 $\pm$ 0,34	4,62 – 5,96	5,40 $\pm$ 0,29	4,95 – 5,85	<0,001	
Ca	mg/L	0,66 $\pm$ 0,25	0,25 – 1,40	0,87 $\pm$ 0,17	0,59 – 1,30	0,001	
Mg	mg/L	0,31	0,25 – 0,45	0,34	0,29 – 0,43		
Na	mg/L	1,2	0,82 – 1,60	1,6	1,10 – 1,80		< 0,001
K	mg/L	0,29	0,01 – 0,57	0,47	0,01 – 0,74		0,003
NH <sub>4</sub>	$\mu$ g/L	52	10 – 176	74	11 – 194		
Al <sub>r</sub>	$\mu$ g/L	130	78 – 223	227	120 – 325		< 0,001
Al <sub>a</sub>	$\mu$ g/L	90	52 – 147	136	92 – 174		< 0,001
Al <sub>o</sub>	$\mu$ g/L	71 $\pm$ 28	24 – 122	104 $\pm$ 33	53 – 161	< 0,001	
Al <sub>i</sub>	$\mu$ g/L	24 $\pm$ 14	2 – 59	33 $\pm$ 23	3 – 91		
SO <sub>4</sub>	mg/L	2,0	1,5 – 3,2	2,0	1,1 – 3,2		
Cl	mg/L	2,4	1,9 – 3,0	2,7	2,1 – 3,3		0,007
NO <sub>3</sub>	$\mu$ g/L	34	10 – 261	38	10 – 341		
TOC	mg C/L	5,0	3,4 – 8,1	6,5	5,0 – 8,7		< 0,001
Farge	mg Pt/L	31	15 – 72	46	25 – 63		0,025
Tot-N	$\mu$ g/L	410	249 – 667	463	363 – 788		0,016
Tot-P	$\mu$ g/L	7,5	4,4 – 30,6	9,4	6,4 – 31,3		< 0,001
H <sup>+</sup>	$\mu$ ekv/L	6,4	1,1 – 24,0	3,1	1,4 – 11,2		0,001
Alkalinitet	$\mu$ ekv/L	7,1 $\pm$ 9,3	(-11,8) – 25,5	14,8 $\pm$ 9,7	0,6 – 35,7	0,003	
ANC	$\mu$ ekv/L	0 $\pm$ 19	(-32) – 43	21 $\pm$ 22	(-19) – 56	< 0,001	
ANC <sub>OAA</sub>	$\mu$ ekv/L	(-18) $\pm$ 20	(-57) – 25	(-2) $\pm$ 21	(-41) – 30	0,003	



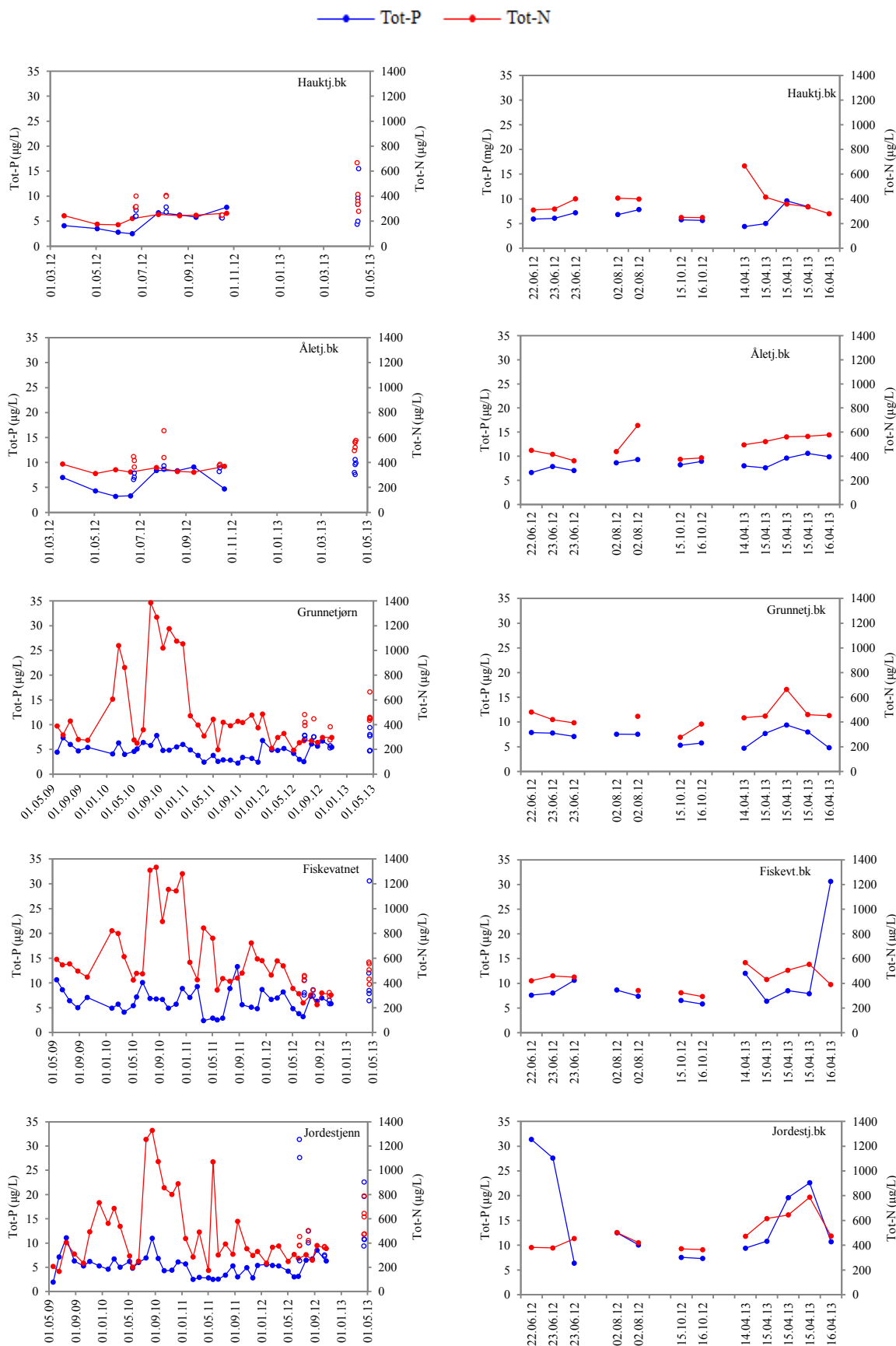
Figur 7. Oversikt over TOC, ledningsevne og pH i bekkene under de ulike episodene (til høyre). Åpne sirkler (til venstre) viser prøver tatt i bekker. For Grunnetjørn, Fiskevatnet og Jordstjenn (til venstre) er målingene mellom mai 2009 og oktober 2012 tatt i selve innsjøen.



Figur 8. Oversikt over løste kationer i bekkene under de ulike episodene (til høyre). Åpne sirkler (til venstre) viser prøver tatt i bekker. For Grunnetjørn, Fiskevatnet og Jordtjenn (til venstre) er målingene mellom mai 2009 og oktober 2012 tatt i selve innsjøen.

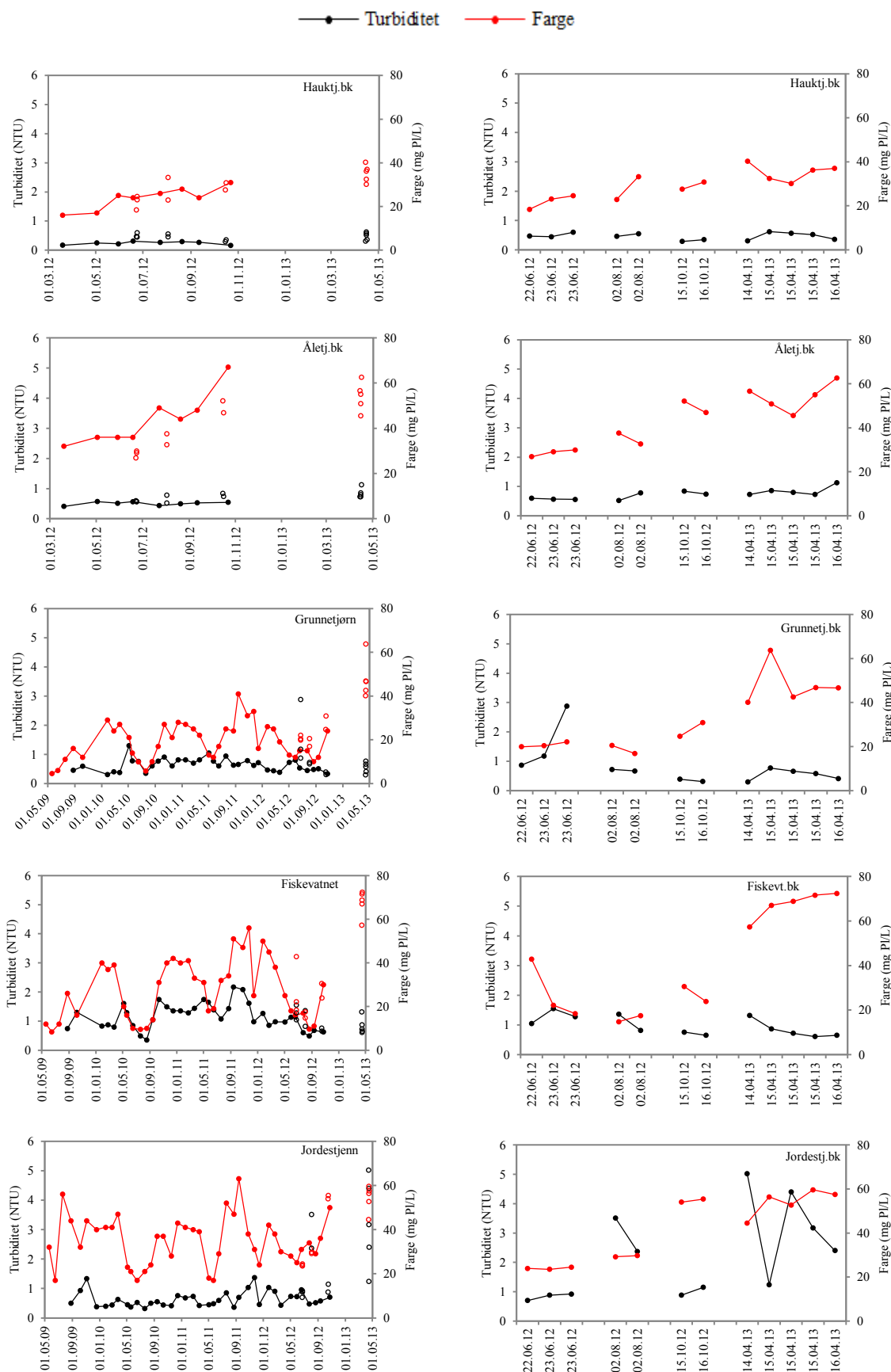


Figur 9. Oversikt over anioner i bekkene under de ulike episodene.



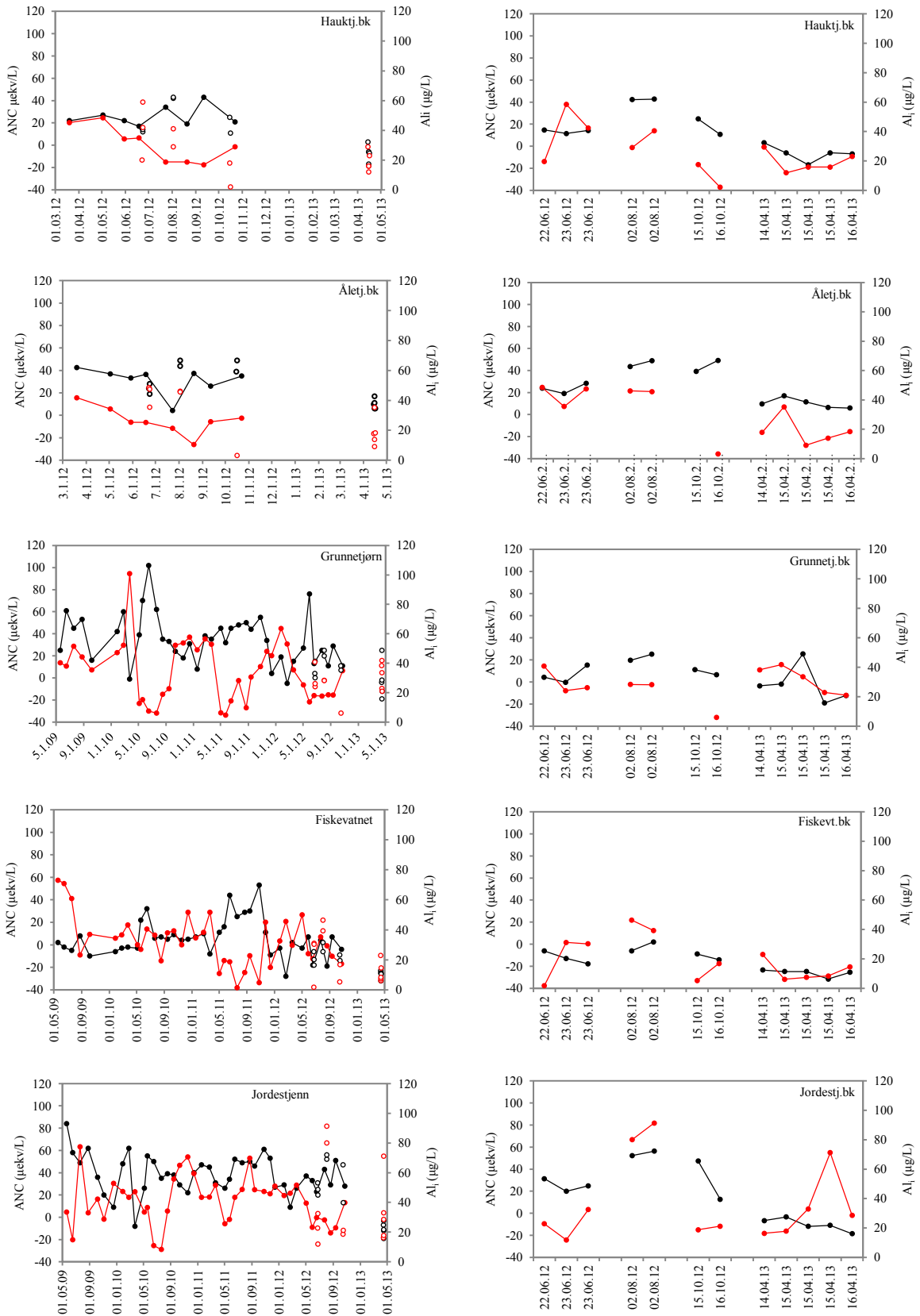
Figur 10. Oversikt over Tot-P og Tot-N i bekkene under de ulike episodene (til høyre). Åpne sirkler (til venstre) viser prøver tatt i bekker. For Grunnetjørn, Fiskevatnet og Jordstjenn (til venstre) er målingene mellom mai 2009 og oktober 2012 tatt i selve innsjøen.





Figur 11. Oversikt over turbiditet og farge i bekkene under de ulike episodene (til høyre). Åpne sirkler (til venstre) viser prøver tatt i bekker. For Grunnetjørn, Fiskevatnet og Jordstjenn (til venstre) er målingene mellom mai 2009 og oktober 2012 tatt i selve innsjøen.

—●— ANC —●— Ali



Figur 12. Oversikt over ANC og Al<sub>i</sub> i bekkene under de ulike episodene (til høyre). Åpne sirkler (til venstre) viser prøver tatt i bekkene. For Grunnetjørn, Fiskevatnet og Jordstjenn (til venstre) er målingene mellom mai 2009 og oktober 2012 tatt i selve innsjøen.

### 3.3 Elektrofisket i bekkene

Under el-fisket i august og oktober 2012 ble det registrert ørret i alle lokaliteter, med unntak av Fiskevatnbekken. Det var i Åletjennbekken og Jordtjennbekken, som ligger utenfor brannområdet, at det ble fanget flest ørret under el-fisket (Tabell 5). I

Hauktjørbekken ble det kun fanget en ørret i august, og i Grunnetjørbekken ble det fanget to ørret i oktober. I Fiskevatnbekken ble det i august funnet en død abbor. Det var lav vannføring i bekken på dette tidspunktet, og abboren ble funnet i en avstengt kulp.

Tabell 5. Antall ørret og abbor fanget under elektrofiske i bekkene i august og oktober 2012, \* død fisk.

Lokalitet	21.08.12		15.10.12	
	Antall ørret	Antall abbor	Antall ørret	Antall abbor
Hauktjørbekken	1	-	-	-
Åletjennbekken	27	-	35	-
Grunnetjørbekken	-	-	2	-
Fiskevatnbekken	-	1*	-	-
Jordtjennbekken	10	-	18	-

### 3.4 Garnfisket i Hundsvatn

Prøvefisket som ble utført i Hundsvatn 15-16. oktober 2012 gav en fangst på totalt 81 fisk; 78 abbor og 3 ørret (Tabell 6). På grunn av beskjeden fangst av ørret i innsjøen, er de videre analysene kun basert på abbor.

Fangsten i 2012 var størst i 21 mm garn og fangst per 100 m<sup>2</sup> garninnsats (CPUE) var på 26 abbor.

Tabell 6. Oversikt over fangst av abbor i Hundsvatn for de ulike maskeviddene og fangst per 100 m<sup>2</sup> garninnsats per døgn (CPUE).

Maskevidde (mm)	21	21	26	26	29	35	39	45	Totalt	CPUE
Antall abbor	62	14	1	0	0	0	1	0	78	26

Lengdefordelingen fra prøvefisket i 2012 viser abbor mellom 15-24 cm, med en tydelig topp ved 16 cm fiskelengde (35 % av individene) (*Figur 13B*).

Aldersfordelingen viser fisk i aldersgruppene 2 til 11 år, men ingen fisk på 0, 1, 7, 8 og 10 år (*Figur 13D*). Aldersgruppene 2 og 3 år var klart høyest representert (87 % av individene), og det var få eldre individer (10) enn dette. Den empiriske veksten viser liten vekst for individene i innsjøen (*Figur 13F*). Kondisjonsfaktoren til abbor varierte mellom 0,9 og 1,3 (*Figur 13H*), og steg ved økende fiskelengde.

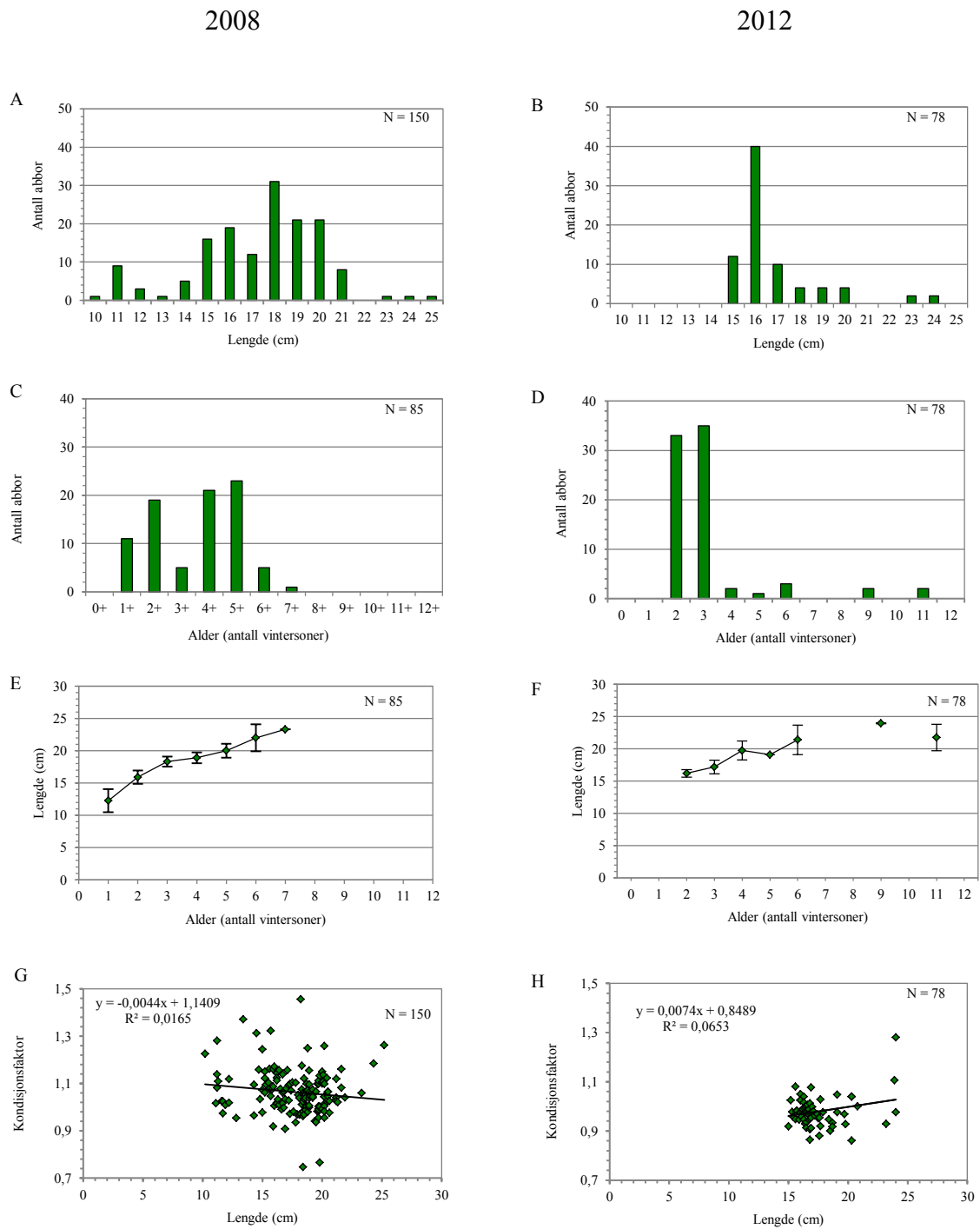
Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor var  $0,98 \pm \text{SD } 0,06$ .

Lengdefordelingen fra prøvefisket gjort av NIVA i 2008 viser fisk mellom 10-25 cm, hvor det var flest abbor i lengdegruppe 18 cm (*Figur 13A*), og aldersfordelingen viser abbor mellom 1-7 år, hvor det var flest abbor i aldersgruppene 4 og 5 år (*Figur 13C*). Den empiriske veksten viser størst vekst frem til 3 år og avtar etter dette (*Figur 13E*). Kondisjonsfaktoren varierte mellom 0,7 og 1,5, med et gjennomsnitt på  $1,1 \pm \text{SD } 0,1$  (*Figur 13G*). Fangst per 100 m<sup>2</sup> garninnsats (CPUE) var på 67 abbor.

Gjennomsnittlig lengde (cm) for 2-åringene i 2008 var på 15,9 cm og 16,2 cm i 2012, men forskjellen var ikke signifikant (t-test,  $p = 0,283$ , *Tabell 7*). Vekten hos 2-åringene i 2008 (45,6 g) var signifikant høyere (t-test,  $p = 0,026$ ) enn vekten i 2012 (41,4 g). Kondisjonsfaktoren var også signifikant høyere (t-test,  $p < 0,001$ ) i 2008 (1,14) enn i 2012 (0,98).

*Tabell 7. Gjennomsnittlig lengde, vekt og kondisjonsfaktor (samt standard avvik) for 2-åringene tatt opp i 2008 og 2012. Signifikante verdier er merket med stjerne (t-test,  $p < 0,05$  \*,  $p < 0,01$  \*\*,  $p < 0,001$  \*\*\*).*

År	Aldersgruppe	N	Lengde (cm)	Vekt (gram)	K-faktor
2008	2	19	$15,9 \pm 1,04$	$45,6 \pm 6,97^*$	$1,14 \pm 0,11^{***}$
2012	2	33	$16,2 \pm 0,59$	$41,4 \pm 4,55$	$0,98 \pm 0,04$



Figur 13. Lengdefordeling (A og B), aldersfordeling (C og D), empirisk vekst (E og F) og kondisjonsfaktor (G og H) for abbor fanget i Hundsvatn i 2008 (venstre side) og 2012 (høyre side). Rådata fra 2008 er tilsendt fra NIVA.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Vannkjemien i bekkene

Fire år etter brannen i Mykland ble det under hydrologiske episoder kun påvist signifikant høyere medianverdi av  $H^+$  i bekkene innenfor brannområdet, og medianverdien av sulfat var lik mellom de to områdene. Flere studier har dokumentert økninger av  $SO_4^{2-}$  og  $H^+$  som følge av skogbrann (Bayley m.fl. 1992b, Eriksson m.fl. 2003, Lydersen m.fl. 2014), men også tørke etterfulgt av kraftig nedbør har vist seg å gi de samme, men mer moderate effekter (Bayley m.fl. 1992b). Etter en skogbrann i Canada var konsentrasjonen av  $SO_4^{2-}$  fortsatt forhøyet fem år etter brannen, mens pH var lavere i to år etter brannen (Bayley m.fl. 1992b). Etter brannen i Tyrestad i Sverige var pH fortsatt lavere enn normalt, 4 år etter brannen, og de laveste verdiene ble målt under store nedbørsepisoder (Eriksson m.fl. 2006). Den signifikant høyere verdien av  $H^+$  innenfor brannområdet skyldes først og fremst de høye verdiene som ble målt i Fiskevatnbekken. Det var ingen statistisk forskjell i  $SO_4^{2-}$  verdiene mellom bekker i og utenfor brannområdet, men Hauktjørbekken (innenfor) hadde signifikant høyere konsentrasjoner enn de andre bekkene. De høye verdiene av  $SO_4^{2-}$  i Hauktjørbekken kan skyldes at oppholdstiden muligens er noe lengere i dette nedbørsfeltet, og at dette kan være årsak til at mulige branneffekter kan påvises i noe lengere tid i et slikt vassdrag. Mye tyder derfor på at normalvariasjonen mellom bekkelokalitetene, 4 år etter brannen, overskygger de potensielle vannkjemiske effektene som fortsatt skulle kunne skyldes effekter av selve brannen.

Etter skogbrannen i Mykland var det en betydelig økning i konsentrasjonene av basekationer og sterksyreanioner (Høgberget 2010, Lydersen m.fl. 2014), noe som også er godt dokumentert fra andre studier (Bayley m.fl. 1992a, Eriksson m.fl. 2006). Under de hydrologiske episodene 4 år etter brannen, var konsentrasjonene av basekationer ( $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$  og  $K^+$ ) lavere i bekkene innenfor enn utenfor brannområdet. Dette kan tyde på en viss utarming av basekationkapitalen i jorda etter at mesteparten av den alkaliske asken etter brannen har blitt transportert ut av nedbørsfeltene som ioner og/eller partikler.

Etter hogst og skogbrann vil ofte konsentrasjonen av kalium i avrenningsvannet fra nedbørsfeltet øke fordi mye av vegetasjonen som tar opp kalium er brent ned (Wright 1976, Carignan m.fl. 2000). Høyeste relative økning etter brannen i Mykland ble også

registrert for  $K^+$ , selv om konsentrasjonen av  $K^+$  var betydelig lavere enn for de andre basekationene,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  og  $Na^+$  (Lydersen m.fl. 2014). Vinteren 2011/2012 ble det utført hogst i nedbørfeltet til innsjøen Jordtjenn, men frem til siste prøvetakingstidspunkt i oktober 2012, kunne en fortsatt ikke registrere vannkjemiske effekter av hogsten, inkludert en mulig økning i kaliumkonsentrasjonen (Lydersen m.fl. 2014). Under våre hydrologiske episoder var det derimot Jordtjennbekken som hadde den høyeste gjennomsnittsverdien for kalium og verdien var høyere enn det som var målt i innsjøen i 2012. Siden Åletjennbekken, som ligger utenfor brannområdet, også hadde tilsvarende gjennomsnittsverdi under de samme episodene, er det mye som tyder på at de vannkjemiske effektene etter hogst lar vente på seg. I bekker innenfor brannområdet var det lave konsentrasjoner av kalium, noe som indikerer at etableringen av ny vegetasjon i brannområdet er av et slikt omfang, at lite kalium lekker ut fra brannområdet. Under episoden på våren var kalium signifikant høyere enn sommer/høst, noe som var forventet siden vegetasjonen da var sovende.

For ammonium og nitrat var det ingen statistisk forskjell mellom bekkene under de hydrologiske episodene, uavhengig om de var innenfor eller utenfor brannområdet. Derimot var konsentrasjonene av ammonium og nitrat signifikant høyere på våren sammenliknet med sommer/høst. Flere studier har dokumentert økning av  $NO_3^-$  som følge av skogbrann (Bayley m.fl. 1992a,b, Mast & Clow 2008), hvor økningen primært skyldes redusert opptak fra vegetasjon og økt nitrifikasjon av ammonium som kan frigjøres under ufullstendig forbrenning av organisk materiale (Rannali 2004). Det er også dokumentert økning av  $NH_4^+$  etter skogbrann (Bayley m.fl. 1992a). I Mykland økte konsentrasjonene av  $NO_3^-$  og  $NH_4^+$  under en hydrologisk episode 2 måneder etter brannen, men de høyeste konsentrasjonene ble ikke målt før under snøsmeltingsepisoder i innsjøene i 2010 og 2011, henholdsvis 2 og 3 år etter selve brannen (Lydersen m.fl. 2014). Bayley m.fl. (1992a) fant også de høyeste konsentrasjonene av nitrat og ammonium utenfor vekstsesongen i et brannpåvirket område, mens gjennom vekstsesongen var det ingen signifikant forskjell mellom årene før og etter brannen, da ny vegetasjon raskt etablerte seg og tok opp disse stoffene. Fordi nitrat og ammonium konsentrasjonen øker i samtlige bekker under snøsmeltingen om våren, og det ikke var noen signifikante forskjeller mellom brannpåvirkede bekker og referansebekker, synes det klart at ingen effekter på ammonium og nitrat i bekkevann kan dokumenteres 4 år etter brannen, heller ikke

under hydrologiske episoder.

Generelt ble det påvist signifikant høyere ANC-verdier i bekkene utenfor brannområdet, og i samtlige bekker var ANC på sitt laveste på våren under snøsmeltingen. En nedgang i ANC som følge av brann har blitt dokumentert flere steder (Bayley m.fl. 1992b, Eriksson m.fl. 2003, Lydersen m.fl. 2014), og nedgangen skyldtes at økningen av sterksyre anioner (primært  $\text{SO}_4^{2-}$  og  $\text{Cl}^-$ ) i avrenningsvannet var høyere enn økningen i basekationer. Nedgang i ANC under flom skyldes en kombinasjon av dette og en generell fortynning, når ANC verdien i utgangspunktet er positiv (Denning m.fl. 1991, Laudon & Bishop 1999, Lydersen m.fl. 2013). I de undersøkte bekkene var det størst økning i sulfat- og nitratkonsentrasjonene på våren, og den relative høye konsentrasjonen av disse anionene i forhold til basekationene (primært  $\text{Ca}^{2+}$  og  $\text{Na}^+$ ) var hovedårsaken til nedgangen i ANC.

Under en skogbrann vil mye organisk materiale gå tapt og flere studier har rapportert om nedgang i TOC konsentrasjon rett etter brann, men når vegetasjonen reetableres vil TOC-konsentrasjonen gradvis øke igjen (Carignan m.fl. 2000, McEachern m.fl. 2000, Lydersen m.fl. 2014). De høyeste TOC konsentrasjonene ble målt i Åletjennbekken og Jordtjennbekken, som begge ligger utenfor brannområdet, og konsentrasjonene i disse bekkene var signifikant høyere enn i bekkene innenfor brannområdet. En mulig årsak til dette kan være at vegetasjonen i brannområdet ennå ikke har kommet helt tilbake til det volum som var tilstede før brannen. Stor avrenning fra myr og landbruksområder kan også gi høyere TOC verdier (Arnekleiv m.fl. 2013), og myrer blir normalt mye mindre påvirket av brann på grunn av høy grunnvannstand.

For alle fraksjonene av aluminium var det signifikant høyere verdier utenfor brannområdet, med unntak av  $\text{Al}_i$  hvor det ikke var noen forskjell mellom områdene. Organisk materiale som blir skylt ut i vassdrag kan kompleksbinde aluminium og det er godt kjent at humus og andre organiske forbindelser er gode metall-kompleksbindere (Dickson m.fl. 1978). De laveste konsentrasjonene av  $\text{Al}_i$  ble målt under episoden i oktober da det kom mest nedbør. På denne tiden finnes mye nytt dødt organisk materiale i nedbørsfeltene. En kombinasjon av økt tilgang på løst organisk karbon fra dette materialet, samt økt partikkeltransport under flomepisoder, vil derfor kunne forklare hvorfor de laveste konsentrasjonene av  $\text{Al}_i$  ble registrert



under den hydrologiske episoden i oktober. Poléo m.fl. (2005) fant samme trend i sine studier fra Suldalslågen.

#### 4.2 Vannkjemi og fiskestatus i bekkene

Under el-fisket i bekkene ble det fanget ørret i alle lokaliteter, bortsett fra Fiskevatnbekken hvor det kun ble registrert en død abbor. Fangsten av fisk indikerer at det trolig foregår gyting i alle disse lokalitetene. I Fiskevatnbekken ble den døde abboren funnet i en avstengt kulp under lav vannføring, men det er ikke mulig å si sikkert hva som var dødsårsaken. Abboren var svært mager, og kan ha oppholdt seg i kulpen i lengere tid før den døde. Vi vet at Fiskevatnbekken har den laveste gjennomsnittlige ANC-verdien (-16  $\mu\text{ekv/L}$ ) av alle de undersøkte lokalitetene, og at konsentrasjonene av  $\text{H}^+$  var høyest nettopp her. I etterkant av brannen har det blitt utført garnfiske to ganger i innsjøen (Fiskevatnet) som Fiskevatnbekken drenerer fra, uten at det har blitt fanget fisk. Hundsvatn som har bestander av abbor og ørret, ligger 0,5 meter lavere i terrenget enn Fiskevatnet, og det burde være lett for fisk å ta seg opp i bekken ved normal vannføring. At fisk ikke har etablert seg i denne bekken eller i Fiskevatnet oppstrøms, må derfor skyldes de svært ekstreme vannkjemiske forholdene. ANC på -16  $\mu\text{ekv/L}$  er godt dokumentert å være langt lavere enn det som kreves for å kunne ha noen bærekraftig bestand av både abbor og ørret (Lydersen m.fl. 2004).

Det ble fanget mest fisk i Åletjennbekken og Jordtjennbekken, hvor begge lokaliteter ligger utenfor brannområdet. Vannkjemisk synes dette naturlig, siden disse bekkene hadde de høyeste ANC-verdiene med gjennomsnitt på henholdsvis 25 og 16  $\mu\text{ekv/L}$ . Til tross for at de høyeste verdiene av uorganisk aluminium ( $\text{Al}_i$ ) ble målt i Jordtjennbekken (opp til 91  $\mu\text{g/L}$ ), synes ikke konsentrasjonene av  $\text{Al}_i$  å ha noen nevneverdig effekt på ørretbestanden, da det under el-fisket ble fanget relativt godt med fisk i lokaliteten.

#### 4.3 Abborbestanden i Hundsvatn

De mest ekstreme vannkjemiske forholdene etter skogbrannen i Mykland ble synlige under en hydrologisk episode i august 2008, to måneder etter brannen. Under denne episoden var pH og ANC svært lav, og det ble målt høyt innhold av  $\text{Al}_i$  ( $\text{H}^+ = 38$

$\mu\text{ekv/L}$ ,  $\text{pH} = 4.42$ ,  $\text{ANC} = -80 \mu\text{ekv/L}$ ,  $\text{Al}_i = 326 \mu\text{g/L}$ ) (Høgberget 2010, Lydersen m.fl. 2014).

Uorganisk aluminium ( $\text{Al}_i$ ) anses for å være den mest giftige Al-fraksjonen for fisk, og konsentrasjoner mellom 20 og 80  $\mu\text{g/L}$  antas å være kritiske. Ved  $\text{Al}_i$ -konsentrasjoner på 20  $\mu\text{g/L}$  kan negative effekter hos fisk gjøre seg gjeldene; redusert suksess ved klekking, redusert matopptak hos yngel, redusert svømmekapasitet og langsommere vekst (Lydersen m.fl. 2002). Aluminium kan føre til både ioneregulerende og respiratoriske effekter hos fisk. Ioneregulerende effekter inntreffer hovedsakelig ved lav pH (4,0-4,5) og skjer ved at  $\text{Al}^{3+}$  ionet fortrenger  $\text{Ca}^{2+}$  ionet på fiskens gjelleoverflate, og dette er den samme giftige effekten som  $\text{H}^+$  kan ha. Respiratoriske effekter inntreffer ved mer moderate pH-verdier, og polymerisering av Al på gjellene er en mekanisme som fører til dette. Polymerisering kan forekomme når surt aluminiums-rikt vann passerer inn i det mer basiske miljøet i gjellene (Gensemer & Playle 1999). Høyt innhold av humus og kalsium i en innsjø kan imidlertid være med på å redusere giftigheten av aluminium. Humus kan kompleksbinde aluminium og felle det ut (Dickson 1978), og kalsium kan holde cellelaget i gjellene intakt og hindre  $\text{Al}^{3+}$  fra å feste seg (Gensemer & Playle 1999). Vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC) er et robust parameter som kan si noe om biologisk status i en forsuret innsjø. Denne parameteren blir ikke påvirket av oppløst  $\text{CO}_2$ , som ellers direkte påvirker pH og graden av protonering av organiske syrer, og dermed fordelingen av giftige og ikke-giftige fraksjoner av aluminium. For ørret og abbor tilsier ANC-verdier på henholdsvis 19 og 14  $\mu\text{ekv/L}$  i norske innsjøer, en 95 % sannsynlighet for uskadet bestand. Ved bruk av  $\text{ANC}_{\text{OAA}}$  oppnås samme sannsynlighet (95 %) ved 8  $\mu\text{ekv/L}$  for ørret og -2  $\mu\text{ekv/L}$  for abbor (Lydersen m.fl. 2004).

Med de ekstreme verdiene av  $\text{Al}_i$ , ANC og pH som ble registrert i innsjøen i august 2008, var det forventet at dødeligheten hos fisk var stor, men det ble ikke rapportert om fiskedød i innsjøene i etterkant av brannen. Området som tidligere var et populært turistmål (Høgberget & Kleiven 2013), ble sterkt forandret etter den fatale skogbrannen og vi antar at brannområdet var mindre besøkt i etterkant av brannen, og dette kan være en forklaring på hvorfor det ikke ble rapportert om død fisk. Høgberget og Kleiven (2013) registrerte at en høy andel fisk (56 %) ble fanget på 3-6 meters dyp under prøvefisket i juli 2008. På dette tidspunktet var det allerede målt

negativ utvikling i aluminiumskjemien i overflatevannet (1 meters dyp), og det ble antatt at vannkjemien i hypolimnion (den dypere, kalde delen av innsjøen) var relativt upåvirket av overflateavrenningen siden innsjøen var temperatursjiktet. De foreslo en teoretisk mulighet for at fisken kan ha brukt hypolimnion som et refugium da vannkjemien i overflatevannet var påvirket av tilførsler fra brannfeltet. Det er ikke, så vidt vi vet, registrert på hvilket dyp termoklinen lå på dette tidspunktet, og en slik adferd hos fisk har heller ikke blitt dokumentert. Nøyaktig hvor lenge vannkjemien i Hundsvatn var så ekstrem som i august 2008 er uvisst, men vannprøver fra innsjøen i juni 2009 viste en tydelig bedring ( $ANC \sim 20 \mu\text{ekv/L}$ ,  $Al_i = 56 \mu\text{g/L}$ ,  $H^+ = 19,05 \mu\text{ekv/L}$ ,  $pH = 4,72$ ) (Lydersen m.fl. 2014).

Hos abbor er det normalt med store bestandssvingninger og forekomst av enkelte sterke årsklasser (Thorpe 1977). Alm (1946) fant intervaller på 6-10 år mellom de sterke årsklassene og forklarte svingningene med kannibalisme. Abboren kan gå over til å bli fiskespiser ved en lengde på 15-20 cm (Alm 1946), og de predaterer ofte på yngre artsfrender, primært årsunger og ett-åringer (Brabrand 1997), og dødeligheten hos yngre abbor er avhengig av tettheten på foreldregenerasjonen (Craig & Kipling 1983). Aldersfordelingen fra 2012 var dominert av 2- og 3-åringer, med svært få fisk eldre enn dette, noe som tyder på en god rekruttering av abbor i årene etter brannen. Den store andelen av yngre årsklasser kan tyde på at det var færre fiskespisende individer i innsjøen etter brannen (Brabrand 1997). I 2008 var aldersfordelingen jevnere med flere individer i de eldre årsklassene (4 og 5 år) enn i 2012, og disse individene kan ha vært fiskespisere som har predatert på de yngre årsklassene og holdt rekrutteringen nede.

Det ser ut til at det i 2012 var svært få individer igjen av de som var tilstede i innsjøen under brannen ( $> 3$  år). Dette kan være et resultat av at de ekstreme vannkjemiske effektene i etterkant av brannen har ført til økt dødelighet hos individene i innsjøen. Lengdefordelingen i 2012, hvor nesten 80 % av abboren var under 18 cm, indikerer sammen med aldersfordelingen, en ung og småvokst bestand. Signifikant lavere vekt og kondisjonsfaktor hos 2- åringerne i 2012 kan tyde på at det var en større næringskonkurranse i innsjøen enn i 2008. I de fleste bestander som hovedsakelig består av ung og liten fisk, har de eldre individene blitt borte på grunn av effekter av forsuring (Forseth m.fl. 1997). Kortere intervaller mellom sterke årsklasser, slik som i

2012, ble også av Linløkken m.fl. (1991) forklart med høyere dødelighet av eldre abbor på grunn av kroniske eller akutte sure episoder. En bestand bestående av ung og liten fisk uten noen særlig hale mot eldre fisk, karakteriseres som en juvenilisert (forynget) bestand (Forseth m.fl. 1997).

#### 4.4 Metodiske betraktninger

Under prøvefisket i 2008 og 2012 ble det benyttet ulike typer garn, Nordisk garnserie og Jensen-serie. Nordisk garnserie, som ble brukt i 2008, har vist seg å fange abbor mer effektivt enn garn med enkeltmaskevidde, slik som Jensen-serien (Linløkken & Haugen 2006). CPUE blir ofte brukt til å sammenlikne fangst mellom ulike år, men på grunn av de metodiske ulikhetene under prøvefisket i de to årene, var det ikke riktig å gjøre her.

Det ble ikke fanget fisk i aldersgruppene 0 og 1 år under prøvefisket i 2012, men dette kan forklares med at de minste abborne gjerne oppholder seg i vegetasjon nær strandkanten (Pethon 2005) og er for små til å sette seg fast i garn med de maskeviddene som ble benyttet under prøvefisket (21-45 mm). Den største andelen av abboren (97 %) ble fanget i 2012 ble tatt i to garn med maskevidde på 21 mm (*Tabell 6*), og det kan være en mulighet for at vi har truffet på en stim av 2- og 3-åringer i bestanden. De yngste individene hos abbor er utpregede stimfisk, mens eldre og større individer er mer solitære (Pethon 2005). Siden det ble fisket med relativt store garnstørrelser i 2012, forventet vi et større antall stor fisk enn det alders- og lengdefordelingen viste.

Abboren har størst vekst i perioden mellom mai og oktober (Karås 1990) og fisket i 2012 ble utført tre måneder senere på året enn i 2008. Med en lengere vekstsesong for denne fisken, ville vi forventet høyere vekt og kondisjonsfaktor, men det viste seg å være signifikant lavere gjennomsnittsvekt og kondisjonsfaktor for 2-åringer i 2012 sammenliknet med 2008. Dette underbygger antagelsen om en økt intraspesifikk konkurranse i innsjøen, hvor et stort antall individer med lik næringsnisje begrenser veksten i populasjonen.

## 5 Konklusjon

Variasjoner i vannkjemiske effekter etter en skogbrann påvirkes av en rekke faktorer, som brannens intensitet og varighet, nedbørsfeltets jordtype, vegetasjon, geologi, topografi, arealbruk og helningsgrad (Ranalli 2004, Neary & Ffolliott 2005, Smith m.fl. 2011b). Brannfeltet i Mykland ligger i et område med tynt jordsmonn og med basefattige og lite forvitrbare bergarter (Lydersen m.fl. 2014). En intens brann i et slikt område gir ofte de mest alvorlige vannkjemiske effektene og disse inntreffer ofte i forbindelse med kraftige hydrologiske episoder som snøsmelting og store nedbørsmengder (Smith m.fl. 2011a, Kolka 2012). Dette ble også klart dokumentert i Mykland med svært ekstrem vannkjemie, spesielt under en hydrologisk episode to måneder etter brannen (Lydersen m.fl. 2014).

Fire år etter brannen synes vannkjemien i bekkene å være ubetydelig påvirket av brannen også under hydrologiske episoder. Dette kan skyldes mye nedbør i området, som betyr kort oppholdstid og relativt hurtig ”utvasking”, noe som har ført til rask vannkjemisk reetablering. At jordsmonnet i brannområdet i Mykland var svært tynt, inkludert organisk materiale, samt at nedbørsfeltene også har betydelige områder med myr (som påvirkes i mindre grad av brann) er trolig avgjørende faktorer som kan forklare de relativt raske vannkjemiske reetableringene i innsjøene og bekkene i dette området.

El-fisket som ble utført i bekkene viste forekomst av ørret i de fleste bekkene 4 år etter brannen. Unntaket var i Fiskevatnbekken, men denne bekken har trolig naturlig lav pH og ANC uten at det bør settes i sammenheng med branneffekter. Hundsvatn, som var den innsjøen som ble sterkest påvirket av branneffektene i 2008, viste en tydelig endring i bestandssammensetningen av abbor mellom 2008 og 2012. I årene etter brannen tyder aldersfordelingen på at det har vært en god rekruttering av abbor, samtidig som de vannkjemiske forholdene har bedret seg betraktelig.

Aldersfordelingen i 2012 viste en forynget bestand, med svært få eldre individer, noe som trolig kan være et resultat av de ekstreme vannkjemiske forholdene som ble dokumentert i etterkant av brannen.

## Referanser

Aherne, J., Larssen, T., Cosby, B.J. & Dillon, P.J. (2006). Climate variability and forecasting surface water recovery from acidification: Modelling drought-induced sulfate release from wetlands. *Science of the Total Environment* 365 (1-3): s. 186-199

Alm, G. (1946). Reasons for the occurrence of stunted fish populations with special regard to the perch. Reports from the Swedish State Institute of Fresh-Water Fishery Research, Drottningholm. Nr. 25, 146 s.

Arnekleiv, J.V., Darre Sjørnsen, A., Koksvik, J.I., Fremstad, E., Kjærstad, G. & Reinertsen, H. (2013). Tiltaksretta ferskvannsbiologiske undersøkelser i Nidelva mellom Øvre og Nedre Leirfoss, Trondheim kommune. NTNU, Vitenskapsmuseet, naturhistorisk rapport 2013-6, 41 s.

Baker, M.B., Jr. (1988). Hydrologic and Water Quality Effects of Fire. I: J.S. Krammes (Red.), *Effects of Fire Management of Southwestern Natural Resources*. USDA Forest Service, General Technical Report RM-191, s. 31-42

Barnes, R.B. (1975). The determination of specific forms of aluminum in natural water. *Chemical Geology*, 15 (3), s. 177-191

Bayley, S.E., Behr, R.S. & Kelly, C.A. (1986). Retention and release of S from a freshwater wetland. *Water, Air and Soil Pollution*, 31, s. 101-114

Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R. & Stainton, M.P. (1992a). Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, s. 584-596

Bayley, S.E., Schindler, D.W., Parker, B.R., Stainton, M.P. & Beaty, K.G. (1992b). Effects of forest fire and drought on acidity of a base-poor boreal forest stream: similarities between climatic warming and acidic precipitation. *Biogeochemistry*, 17, s. 191-204

Beaty, K.G. (1994). Sediment transport in a small stream following two successive forest fires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(12) s. 2723-2733

- Berkman, H.E. & Rabeni, C.F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18 (4), s. 285-294
- Bozek, M.A. & Young, M.K. (1994). Fish mortality resulting from delayed effects of fire in the greater Yellowstone ecosystem. *Great Basin Naturalist*, 54 (1), s. 91-95
- Brabrand, Å. (1997). Abbor i Ogge, Aust-Agder: Bestandsforhold og sannsynlige effekter av økt beskatning. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 165, 27 s.
- Burton, T.A. (2005). Fish and stream habitat risks from uncharacteristic wildfire: Observations from 17 years of fire-related disturbances on the Boise National Forest, Idaho. *Forest Ecology and Management*, 211, s. 140-149
- Carignan, R., D'Arcy, P. & Lamontagne, S. (2000). Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, s. 105-117
- Chessman, B.C. (1986). Impact of the 1983 wildfires on river water quality in East Gippsland, Victoria. *Australia Journal of Marine Freshwater Resources*, 37, s. 399-420
- Christensen, J. M. (1964). Burning of otoliths, a technique for age determination of soles and other fish, *J. Int. Explor. Mer.* 29: s. 73-81
- Craig, J.F. & Kipling, C. (1983). Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology*, 22, s. 713-727
- Denning, A.S., Baron, J., Mast, M.A. & Aertus, M. (1991). Hydrological pathways and chemical composition of runoff during snowmelt in Loch Vale watershed, Rocky Mountains. *Water Resources Research* 31, s. 2811-2821
- Dickson, W. (1978). Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 20, s. 851-856
- Driscoll, C.T. (1984). A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in

dilute acidic waters. *International Journal of Environmental Analytic chemistry*, 16 (4), s. 267-283

Eriksson, H., Edberg, F. & Borg, H. (2003). Effects of forest fire and fire-fighting operations on water chemistry in Tyresta National Park, Stockholm, Sweden. *Journal De Physique IV*, 107, s. 427-430

Eriksson, H., Edberg, F. & Borg, H. (2006). Vattenkemiska effekter av skogbrand och brandsläckning. I U. Pettersson (Red.), *Branden i Tyresta 1999 - dokumentation av effektene*. Naturvårdsverket, Nr. 20, s. 156-174

Everest, F.H., Beschta, R.L., Scrivener, J.C., Koski, K.V., Sedell, J.R. & Cederholm, C.J. (1987). Fine sediment and salmonid production: A paradox. I: E.O. Salo & T.W. Cundy (Red.), *Streamside management: forestry and fishery interactions*. Contrib. No. 57. Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Wash. s. 98-142

Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. (1997). Biologisk status i kalka innsjøer. NINA oppdragsmelding 508: 1-52, Trondheim, 52 s.

Gensemer, R.W. & Playle, R.C. (1999). The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), s. 315–450

Gerla, P.J. & Galloway, J.M. (1998). Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1988 Clover-Mist wildfire. *Environmental Geology*, 36 (1-2), s. 127-136

Hruska, J. Köhler, S., Laudon, H., & Bishop, K. (2001). Comparison of acid/base character of organic acids in boreal zone of Sweden and mountainous regions in the Czech Republic. *Water Air Soil Pollution, Abstract Book Sixth Internationale Conference on Acid Deposition*, S4-2:100

Huitfeldt-Kaas, H. (1922). Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. *Norsk Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift*, 51, s. 37-44



- Høgberget, R. (2010). Skogbrannen i Mykland 2008, Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i vann. NIVA rapport L.NR. 5979-2010, 44 s.
- Høgberget, R. & Kleiven, E. (2013). Prøvefiske i tre innsjøer innenfor brannlokaliteter i Mykland, Aust-Agder. Grunnlagsdata før antatte effekter etter skogbrannen i 2008. NIVA rapport 6479-2013, 17 s.
- IPCC (2001). Climate change 2001: The scientific basis. I: J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, m.fl. (Red.), Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, NY.
- Jeffries, D.S., Clair, T.A., Couture, S., Dillon, P.J., Dupont, J., Keller, W., McNicol, D.K., Turner, M.A., Vet, R. & Weeber, R. (2003). Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. *Ambio*, 32 (3), s. 176-182
- Joner, E.J. & Kjønås, O.J. (2004). Økologiske effekter av skogbrann. *Glimt fra skogforskningen* 7/04: 2 s.
- Karås, P. (1990). Seasonal changes in growth and standard metabolic rate of juvenile perch, *Perca fluviatilis* L. *Journal of Fish Biology*, 37, s. 913-920
- Kleiven, E. & Linløkken, A. N. (2009). Samanlikning av aldersbestemming på gjellelokk og brende øresteinar på åbor *Perca Fluviatilis* frå fem innsjøar ved Fjorda, Oppland. *Fauna*, 62 (4), s. 112-123
- Knoepp, J.D., DeBano, L.F. & Neary, D.G. (2005). Soil Chemistry. I: D.G. Neary, K.C. Ryan, L.F. DeBano (Red.), *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of fire on soil and water*. General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, s. 53-72
- Kolka, R.K. (2012). Effects of fire and fuels management on water quality in eastern North America. I: R. Lafayette, M.T. Brooks, J.P. Potyondy, L. Audin, S. Krieger, C.C. Trettin (Red.), *Cumulative watershed effects of fuel management in the eastern United States*. General Technical Report SRS-161. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station, 327 s.

L'Abèe-Lund, J. H. (1985). Aldersbestemmelse av norske ferskvannsfisk. Fauna Vol. 38, Nr. 2, s. 44-49

Laudon, H. & Bishop, K.H. (1999). Quantifying sources of acid neutralization capacity depression during spring flood episodes in Northern Sweden. *Environmental Pollution* 105, s. 427-435

Laudon, H., Dillon, P.J., Eimers, M.C., Semkin, R.G. & Jeffries, D.S. (2004). Climate-induced episodic acidification of streams in central Ontario. *Environmental Science & Technology*, 38 (22), s. 6009-6015

LaZerte, B.D. (1993). The impact of drought and acidification on the chemical exports from a minerotrophic conifer swamp. *Biogeochemistry*, 18, s. 153-175.

Le Cren, E.D. (1947). The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercular bone, *Journal of Animal Ecology*, Vol. 16, No. 2, s. 188-204

Linløkken, A. & Haugen, T.O. (2006). Density and temperature dependence of gill net catch per unit effort for perch, *Perca fluviatilis*, and roach, *Rutilus rutilus*. *Fisheries Management and Ecology*, 13, s. 261–269

Linløkken, A., Kleiven, E. & Matzow, D. (1991). Population structure, growth and fecundity of perch (*Perca fluviatilis* L.) in an acidified river system in Southern Norway. *Hydrobiologica*, 220, s. 179-188

Lydersen, E., Holtan, M. & Darrud, M. (2013). Vannkjemiske effekter av avsmelting fra et snødeponi. *VANN*, Nr. 4, s. 507-517

Lydersen, E., Høgberget, R., Moreno, C.E., Garmo, Ø. & Hagen, P.C. (2014). The effects of wildfire on the water chemistry of dilute, acidic lakes in southern Norway. *Biogeochemistry*, DOI 10.1007/s10533-014-9951-8, 16 s.

Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. (2004). 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*, 326, s. 63-69

- Lydersen, E., Löfgren, S. & Arnesen, R.T. (2002). Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (2&3), s. 73-295
- Mast, M.A. & Clow, D.W. (2008). Effects of 2003 wildfires on stream chemistry in Glacier National Park, Montana. *Hydrological Processes*, Volume 22, Issue 26, s. 5013-5023
- McEachern, P., Prepas, E.E., Gibson, J.J. & Dinsmore, W.P. (2000). Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in boreal subarctic lakes of northern Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2), s. 73-81
- Minshall, G.W., Brock, J.T. & Varley, J.D. (1989). Wildfires and Yellowstone's stream ecosystem. A temporal perspective shows that aquatic recovery parallels forest succession. *American Institute of Biological Sciences*. Vol. 39, Nr. 10, s. 707-715
- Neary, D.G. & Ffolliott, P.F. (2005). Part B- The water resource: Its importance, Characteristics, and general responses to fire. I: D.G. Neary, K.C. Ryan, L.F. DeBano (Ref.), *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of fire on soil and water*. General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, s. 95-106
- Newcombe, C.P. & MacDonald, D.D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11, s. 72-82
- Patoine, A., Pinel-Alloul, B., Prepas, E.E. & Carignan, R. (2000). Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2), s. 155-164
- Pereira, P., Úbeda, X., Martín, D., Mataix-Solera, J., Cerdà, A. & Burguet, M. (2013). Wildfire effects on extractable elements in ash from a *Pinus pinaster* forest in Portugal. *Hydrological Processes*, 10 s.
- Pethon, P. (2005). *Aschehougs store fiskebok*. H. Aschehoug & Co. (W. Nygaard) AS, 5. reviderte utgave, 468 s.

- Poléo, A.B.S., Øxnevad, S.A. & Schjolden, J. (2005). Laksens (*Salmo salar*) fysiologiske respons på endringer i vannkvalitet under vårflommer i to sidebekker til Suldalslågen. Miljørapport nr. 8, Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, 30 s.
- Ranalli, A.J. (2004). A summary of the scientific literature on the effects of fire on the concentration of nutrients in surface waters. U.S. Geological Survey, Open-File Report 2004-1296, 23 s.
- Reuss, J.O. & Johnson, D.W. (1986). Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies*, 59, s. 62-65
- Ringler, N.H., & Hall, J.D. (1975). Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Transactions of The American Fisheries Society*. 104, s. 111-121
- Rinne, J.N. (1996). Management briefs. Short-term effects of wildfire on fishes and aquatic macroinvertebrates in the Southwestern United States. *North American Journal of Fisheries Management*, 16, s. 653-658
- Rinne, J.N. & Carter, C.D. (2008). Short-Term Effects of Wildfires on Fishes in the Southwestern United States, 2002: Management Implications. USDA Forest Service General Tech. Report PSW-GTR-189, s. 167-174
- Schär, C., Vidale, P.L., Lüthi, D., Frei, C., Häberli, C., Liniger, M.A. & Appenzeller, C. (2004). The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, 427, s. 332-336
- Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruzsyczynski, T. & Dalton, J.A. (1980). Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (3), s. 328-334
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N.J., Nyman P. & Haydon, S. (2011a). Wildfire effects on water quality in forest catchments: a review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 396 (1-2), s. 170-192
- Smith, H.G., Cawson, J., Sheridan, G.J. & Lane, P.N.J. (2011b). Desktop review:

Impact of bushfires on water quality. Summary for public dissemination for the Australian Government of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, 8 s.

St-Onge, I. & Magnan, P. (2000). Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (suppl. 2), s. 165-174

Thorpe, J. E. (1977). Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. FAO Fisheries Synopsis No 113, 138 s.

Van Oosten, J. (1941). The age and growth of freshwater fishes. A symposium in hydrobiology, Univ. of Wisconsin Press, Wisconsin, s. 196-205

Wotton, B.M., Nock, C.A. & Flannigan, M.D. (2010). Forest Fire occurrence and climate change in Canada. International Journal of Wildland Fire. 19 (3), s. 253-271.

Wright, R.F. (1976). The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. Ecology, 57, s. 649-663

#### Kilder fra internett

<http://www.anglingpress.com/perch/> Lest 06.11.2013 kl: 14:02

<http://atlas.nve.no/ge/Viewer.aspx?Site=NVEAtlas> Lest 17.02.2014 kl: 12:14

<http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> Lest 28.11.2013 kl: 13:49

<http://www.eklima.no> Lest i perioden juni 2012 – mai 2013

**Vedlegg 1.** Oversikt over normalfordeling i datasettet for de ulike bekkene, episodene og bekkene innenfor og utenfor brannområdet. Grønne felt viser normalfordelte data.

	Hauktjørnbnk.	Åletjennbnk.	Grunnetjørnbnk.	Fiskevatnbnk.	Jordtjennbnk.	Sommer/Høst	Vår	Innenfor	Utenfor
<b>Ledningsevne</b>	0,451	0,113	0,454	0,068	0,008	0,142	0,038	< 0,005	0,196
<b>Turbiditet</b>	0,548	0,300	<0,005	0,100	0,076	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
<b>pH</b>	0,199	0,612	0,244	0,244	0,016	0,034	0,276	0,661	0,052
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	0,187	0,399	<0,005	0,255	0,512	0,038	0,214	0,432	0,847
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,070	<0,005	<0,005	0,008	0,526	< 0,005	0,181	< 0,005	0,012
<b>Na<sup>+</sup></b>	0,242	0,035	0,177	<0,005	0,105	0,108	< 0,005	0,170	< 0,005
<b>K<sup>+</sup></b>	<0,005	0,188	0,126	0,174	0,031	0,008	0,103	0,054	0,008
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,566	0,243	0,445	0,289	0,576	< 0,005	0,859	0,029	0,238
<b>Al<sub>r</sub></b>	0,351	0,058	0,125	0,057	0,017	0,012	0,547	0,022	0,033
<b>Al<sub>a</sub></b>	0,664	0,128	0,466	0,296	0,025	0,086	0,766	0,020	0,103
<b>Al<sub>o</sub></b>	0,417	0,091	0,227	0,636	0,093	0,023	0,152	0,285	0,115
<b>Al<sub>i</sub></b>	0,434	0,246	0,243	0,277	<0,005	0,211	0,022	0,835	0,062
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	0,228	0,248	0,155	0,447	<0,005	0,015	< 0,005	0,035	0,006
<b>Cl<sup>-</sup></b>	0,006	0,077	0,140	0,529	0,515	0,205	< 0,005	0,019	0,198
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,013	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	< 0,005	0,913	< 0,005	< 0,005
<b>TOC</b>	0,725	0,010	0,056	0,162	0,234	< 0,005	0,297	0,008	0,206
<b>Farge</b>	0,921	0,382	0,099	0,039	0,012	< 0,005	0,837	< 0,005	0,006
<b>Tot-N</b>	0,039	0,570	<0,005	0,110	0,063	< 0,005	0,897	0,011	0,077
<b>Tot-P</b>	0,013	0,988	0,074	<0,005	0,021	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
<b>H<sup>+</sup></b>	0,247	0,256	0,310	0,291	0,039	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
<b>Alkalinitet</b>	0,166	0,107	0,188	<0,005	<0,005	0,318	0,039	0,452	0,064
<b>ANC</b>	0,404	0,230	0,926	0,541	0,352	0,523	0,836	0,581	0,615
<b>ANC<sub>OAA</sub></b>	0,657	0,611	0,950	0,260	0,236	0,474	0,773	0,932	0,620

**Vedlegg 2.** Oversikt over nedbør i perioden juni-oktober 2012 ved Hynnekleiv målestasjon.

Dato	Nedbør (mm)	Dato	Nedbør (mm)	Dato	Nedbør (mm)	Dato	Nedbør (mm)
01.jun.12	2,6	10.jul.12	2,6	18.aug.12	5,8	26.sep.12	14,1
02.jun.12	0,1	11.jul.12	0,6	19.aug.12	0,2	27.sep.12	0,1
03.jun.12	0	12.jul.12	3,9	20.aug.12	0	28.sep.12	4,6
04.jun.12	3,2	13.jul.12	0	21.aug.12	0	29.sep.12	1
05.jun.12	0	14.jul.12	0,1	22.aug.12	0	30.sep.12	4,1
06.jun.12	0	15.jul.12	0	23.aug.12	0	01.okt.12	1,2
07.jun.12	0	16.jul.12	0	24.aug.12	0	02.okt.12	14
08.jun.12	7,5	17.jul.12	0	25.aug.12	6,2	03.okt.12	12,3
09.jun.12	5,9	18.jul.12	0	26.aug.12	0,1	04.okt.12	3,4
10.jun.12	2,7	19.jul.12	0	27.aug.12	1,1	05.okt.12	0
11.jun.12	7,4	20.jul.12	1,7	28.aug.12	22,7	06.okt.12	0
12.jun.12	0	21.jul.12	1,2	29.aug.12	30,8	07.okt.12	0
13.jun.12	0	22.jul.12	0,5	30.aug.12	0	08.okt.12	0
14.jun.12	0	23.jul.12	0,6	31.aug.12	0	09.okt.12	0
15.jun.12	8,5	24.jul.12	0	01.sep.12	0,5	10.okt.12	0
16.jun.12	7,4	25.jul.12	0	02.sep.12	0	11.okt.12	0
17.jun.12	0,5	26.jul.12	0	03.sep.12	0,3	12.okt.12	6,7
18.jun.12	0,1	27.jul.12	0	04.sep.12	0	13.okt.12	1,3
19.jun.12	0	28.jul.12	3,7	05.sep.12	0,1	14.okt.12	10,7
20.jun.12	0	29.jul.12	0	06.sep.12	1,7	15.okt.12	23,4
21.jun.12	0	30.jul.12	1,5	07.sep.12	0	16.okt.12	22,5
22.jun.12	22,1	31.jul.12	2,4	08.sep.12	0	17.okt.12	6,2
23.jun.12	12,2	01.aug.12	0,5	09.sep.12	0,2	18.okt.12	13,7
24.jun.12	5,4	02.aug.12	13,1	10.sep.12	1,7	19.okt.12	14,4
25.jun.12	2	03.aug.12	0	11.sep.12	2,3	20.okt.12	13,3
26.jun.12	0	04.aug.12	0	12.sep.12	0,2	21.okt.12	0,3
27.jun.12	0	05.aug.12	1,1	13.sep.12	4,4	22.okt.12	0,3
28.jun.12	0,5	06.aug.12	0,3	14.sep.12	0,2	23.okt.12	0
29.jun.12	9,5	07.aug.12	0,1	15.sep.12	0	24.okt.12	0
30.jun.12	0,1	08.aug.12	1,3	16.sep.12	2,8	25.okt.12	0
01.jul.12	4,8	09.aug.12	0	17.sep.12	9,7	26.okt.12	0
02.jul.12	0	10.aug.12	0	18.sep.12	0,5	27.okt.12	0
03.jul.12	6,2	11.aug.12	0	19.sep.12	0	28.okt.12	8,6
04.jul.12	0	12.aug.12	0	20.sep.12	0,6	29.okt.12	0,8
05.jul.12	0	13.aug.12	0,2	21.sep.12	0	30.okt.12	3,2
06.jul.12	13,5	14.aug.12	3	22.sep.12	0	31.okt.12	10,2
07.jul.12	1,7	15.aug.12	0	23.sep.12	1,1		
08.jul.12	0	16.aug.12	1,2	24.sep.12	10,1		
09.jul.12	0	17.aug.12	13,4	25.sep.12	35,5		

**Vedlegg 3.** Oversikt over gjennomsnittlig lufttemperatur (°C), nedbør (mm) og snødybde (cm) i perioden januar-april 2013 ved Hynnekleiv målestasjon.

Dato	Gj.snitt lufttemp (°C)	Nedbør (mm)	Snødybde (cm)	Dato	Gj.snitt lufttemp (°C)	Nedbør (mm)	Snødybde (cm)	Dato	Gj.snitt lufttemp (°C)	Nedbør (mm)	Snødybde (cm)
01.jan.13	-1,5	1,8	50	10.feb.13	-6,5	0,6	60	22.mar.13	-8,3	0	67
02.jan.13	-5,7	0	50	11.feb.13	-7,4	1,5	65	23.mar.13	-7,7	0,9	67
03.jan.13	3,8	2	51	12.feb.13	-6,3	0	65	24.mar.13	-8,6	0	67
04.jan.13	1	0	49	13.feb.13	-7,7	0	63	25.mar.13	-7,7	0	66
05.jan.13	-2,8	0	49	14.feb.13	-2,9	0,5	64	26.mar.13	-6,7	0	66
06.jan.13	-4,8	0	48	15.feb.13	-2,1	1,3	65	27.mar.13	-6	0	66
07.jan.13	-2,8	0	48	16.feb.13	-1,4	2,1	66	28.mar.13	-6,7	0	66
08.jan.13	-3,1	0,2	47	17.feb.13	0,2	0	66	29.mar.13	-5,6	0	64
09.jan.13	-3	1,2	48	18.feb.13	1,4	1,4	63	30.mar.13	-6	0	65
10.jan.13	-	0	48	19.feb.13	-1,8	0,9	61	31.mar.13	-5,4	1,1	65
11.jan.13	-5,4	0	48	20.feb.13	-8,4	0	61	01.apr.13	-3,5	0,1	63
12.jan.13	-16,2	0	48	21.feb.13	-12,1	0	61	02.apr.13	-2,4	0	62
13.jan.13	-15,9	0	48	22.feb.13	-11,4	0	60	03.apr.13	-2	0	59
14.jan.13	-7,3	0	48	23.feb.13	-2,7	1,2	62	04.apr.13	-1,7	0	57
15.jan.13	-7	2,4	57	24.feb.13	-1	0,8	63	05.apr.13	-0,2	0	56
16.jan.13	-14,2	0,3	54	25.feb.13	-2	0	63	06.apr.13	-1,2	0	55
17.jan.13	-10	0	53	26.feb.13	-6,5	0	63	07.apr.13	-0,8	0	54
18.jan.13	-6,9	1,1	56	27.feb.13	-6,3	0	63	08.apr.13	-2,5	0	54
19.jan.13	-13,8	0,1	57	28.feb.13	-1,5	0	63	09.apr.13	-3,1	0	53
20.jan.13	-11,5	0	55	01.mar.13	-1,8	0	59	10.apr.13	-2,6	0	53
21.jan.13	-7,1	0,2	54	02.mar.13	1,8	0,2	59	11.apr.13	-0,8	1,6	53
22.jan.13	-12,1	0	54	03.mar.13	-1	0,3	55	12.apr.13	0,7	8,9	64
23.jan.13	-22,8	0	54	04.mar.13	0,1	0	55	13.apr.13	2,6	1,6	58
24.jan.13	-20,7	0	53	05.mar.13	0,2	0	53	14.apr.13	0,6	0,1	55
25.jan.13	-14,1	0	53	06.mar.13	1,2	0	53	15.apr.13	6,7	18,2	47
26.jan.13	-3,3	1,2	54	07.mar.13	-1,1	0	53	16.apr.13	3,1	0,1	44
27.jan.13	-1,6	5,1	59	08.mar.13	-4,4	0,1	53	17.apr.13	5,5	2,7	42
28.jan.13	0,1	8,9	71	09.mar.13	-5,4	0	53	18.apr.13	5,1	7,2	34
29.jan.13	0,8	3,6	70	10.mar.13	-7,6	0	52	19.apr.13	5,8	0,2	29
30.jan.13	2,5	7,7	62	11.mar.13	-9,7	0	52	20.apr.13	3	0	24
31.jan.13	0,5	0,4	57	12.mar.13	-6,9	0	52	21.apr.13	3,1	0	20
01.feb.13	-10,1	0	57	13.mar.13	-6,6	0	52	22.apr.13	2,8	0	14
02.feb.13	-9,7	0	56	14.mar.13	-10,3	0	52	23.apr.13	6,2	1,4	11
03.feb.13	-8	0	56	15.mar.13	-5,2	0,4	52	24.apr.13	5,7	0,3	0
04.feb.13	-1,4	1,4	58	16.mar.13	-1,3	12,9	72	25.apr.13	4,4	0,7	0
05.feb.13	-2,1	1,1	59	17.mar.13	-0,9	4,9	75	26.apr.13	4,4	0	0
06.feb.13	-4,3	0	59	18.mar.13	-3,4	0,3	72	27.apr.13	2,2	0	0
07.feb.13	-9,6	0,1	58	19.mar.13	-6,6	0	70	28.apr.13	1,8	1,7	0
08.feb.13	-12	0	58	20.mar.13	-6	0,5	69	29.apr.13	4,7	4,1	0
09.feb.13	-13,5	0	59	21.mar.13	-5,7	4,6	69	30.apr.13	5,8	1,5	0



**Vedlegg 4.** Oversikt over gjennomsnitt ( $\pm$ SD) /medianverdier for episodene sommer/høst og vår.

	<b>Sommer/Høst</b>	<b>Vår</b>
	Gj.snitt $\pm$ SD/ Median	Gj.snitt $\pm$ SD/ Median
Ledningsevne	18,4	21,2
Turbiditet	0,74	0,73
pH	5,4	5,13
Ca <sup>2+</sup>	0,79	0,77
Mg <sup>2+</sup>	0,33	0,34
Na <sup>+</sup>	1,4	1,2
K <sup>+</sup>	0,27	0,43
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	40	112
Al <sub>r</sub>	147	214
Al <sub>a</sub>	103 $\pm$ 37	122 $\pm$ 28
Al <sub>o</sub>	69	103
Al <sub>i</sub>	28	18
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1,8	2,2
Cl <sup>-</sup>	2,6	2,4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	10	218
TOC	5,6	6,2
Farge	25	53
Tot-N	386	495
Tot-P	7,5	9,4
H <sup>+</sup>	4	7,4
Alkalinitet	6,1	10,1
ANC	19 $\pm$ 21	-7 $\pm$ 15
ANC <sub>OAA</sub>	-0,8 $\pm$ 19	-27 $\pm$ 16

Vedlegg 5. Oversikt over vannkjemiske parametere tatt i bekkene under de hydrologiske episodene.

Lokalitet	Prøvedato	Vannstand cm	Temp °C	Ledningsevne µS/cm	Turbiditet NTU	pH	Ca <sup>2+</sup> mg/L	Mg <sup>2+</sup> mg/L	Na <sup>+</sup> mg/L	K <sup>+</sup> mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> µg/L
Hauketjørnbk.	22.06.2012 17:05	14,4		20,2	0,47	5,75	1,00	0,45	1,20	0,06	10
Hauketjørnbk.	23.06.2012 11:15	19,6		19,1	0,45	5,60	0,94	0,44	1,20	0,01	42
Hauketjørnbk.	23.06.2012 18:45	26		19,5	0,60	5,44	0,91	0,42	1,30	0,38	87
Hauketjørnbk.	02.08.2012 09:33	10,5		19,8	0,46	5,73	0,95	0,42	1,60	0,40	107
Hauketjørnbk.	02.08.2012 14:54	12,8		18,4	0,55	5,70	0,83	0,41	1,50	0,41	18
Hauketjørnbk.	15.10.2012 12:58	13,5		21,0	0,29	5,52	0,93	0,44	1,50	0,50	29
Hauketjørnbk.	16.10.2012 09:02	32		21,1	0,35	5,36	0,81	0,42	1,40	0,42	16
Hauketjørnbk.	14.04.2013 15:07			20,6	0,31	5,96	0,93	0,41	1,10	0,40	20
Hauketjørnbk.	15.04.2013 09:55		0	19,8	0,62	5,33	0,77	0,37	1,10	0,43	62
Hauketjørnbk.	15.04.2013 14:54		0	19,7	0,57	5,29	0,72	0,36	1,00	0,50	55
Hauketjørnbk.	15.04.2013 19:00		0	19,6	0,52	5,31	0,77	0,35	1,10	0,57	71
Hauketjørnbk.	16.04.2013 10:55		0,1	19,5	0,36	5,35	0,79	0,35	1,00	0,48	48
Grunnetjørnbk.	22.06.2012 17:57	23		16,8	0,87	5,40	0,64	0,31	1,00	0,01	19
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 11:55	26		16,0	1,18	5,31	0,59	0,31	1,00	0,01	16
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 19:20	31		16,2	2,88	5,27	0,64	0,31	1,30	0,54	95
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 10:25	10		17,3	0,72	5,38	0,62	0,31	1,40	0,27	42
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 15:36	10,4		16,7	0,67	5,39	0,61	0,31	1,40	0,31	44
Grunnetjørnbk.	15.10.2012 14:52	19		17,6	0,39	5,23	0,60	0,31	1,30	0,25	77
Grunnetjørnbk.	16.10.2012 10:05	28		18,2	0,31	5,10	0,59	0,31	1,30	0,20	36
Grunnetjørnbk.	14.04.2013 17:00			21,2	0,30	5,12	0,79	0,34	1,10	0,31	94
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 09:17			20,5	0,77	5,12	0,93	0,31	1,00	0,40	95
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 14:15			20,4	0,66	5,16	1,40	0,31	1,10	0,34	112
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 18:22			18,6	0,58	5,01	0,56	0,25	0,82	0,33	159
Grunnetjørnbk.	16.04.2013 13:48		0,1	19,0	0,41	5,12	0,67	0,30	0,93	0,27	118
Fiskevatnbk.	22.06.2012 18:30	31,5		20,6	1,05	4,74	0,40	0,30	1,30	0,13	44
Fiskevatnbk.	23.06.2012 12:32	36,5		19,1	1,55	4,93	0,40	0,31	1,20	0,01	111
Fiskevatnbk.	23.06.2012 19:54	37,5		18,8	1,28	4,94	0,38	0,30	1,20	0,01	48
Fiskevatnbk.	02.08.2012 11:10	29		17,5	1,36	4,98	0,25	0,26	1,40	0,12	10
Fiskevatnbk.	02.08.2012 16:10	30		17,4	0,82	4,99	0,30	0,27	1,40	0,14	10
Fiskevatnbk.	15.10.2012 15:45	46		19,5	0,76	4,80	0,31	0,26	1,30	0,03	40
Fiskevatnbk.	16.10.2012 11:03	50		18,6	0,65	4,87	0,29	0,26	1,30	0,03	27
Fiskevatnbk.	14.04.2013 17:30			23,5	1,32	4,72	0,47	0,30	1,20	0,27	97
Fiskevatnbk.	15.04.2013 09:35			25,5	0,87	4,65	0,46	0,31	1,20	0,27	115
Fiskevatnbk.	15.04.2013 14:00			26,2	0,72	4,62	0,47	0,30	1,30	0,35	176
Fiskevatnbk.	15.04.2013 19:02			25,7	0,61	4,63	0,43	0,30	1,20	0,30	141
Fiskevatnbk.	16.04.2013 13:28			24,2	0,65	4,69	0,49	0,28	1,20	0,25	129

Lokalitet	Prøvedato	Vannstand cm	Temp °C	Ledningsevne µS/cm	Turbiditet NTU	pH	Ca <sup>2+</sup> mg/L	Mg <sup>2+</sup> mg/L	Na <sup>+</sup> mg/L	K <sup>+</sup> mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> µg/L
Åletjennbk.	22.06.2012 17:30	23,8		18,3	0,60	5,75	0,84	0,34	1,60	0,01	105
Åletjennbk.	23.06.2012 11:32	25,5		18,3	0,57	5,66	0,79	0,33	1,50	0,01	24
Åletjennbk.	23.06.2012 19:04	28		18,2	0,56	5,60	0,80	0,33	1,70	0,43	83
Åletjennbk.	02.08.2012 10:00	13		16,7	0,52	5,75	0,75	0,29	1,60	0,16	11
Åletjennbk.	02.08.2012 15:13	13,4		16,4	0,78	5,81	0,82	0,29	1,70	0,28	12
Åletjennbk.	15.10.2012 13:40	22,5		21,1	0,84	5,53	1,10	0,34	1,60	0,35	18
Åletjennbk.	16.10.2012 09:25	61		20,8	0,74	5,24	1,10	0,33	1,80	0,74	109
Åletjennbk.	14.04.2013 18:44			24,9	0,73	5,72	1,30	0,36	1,80	0,54	114
Åletjennbk.	15.04.2013 10:57		0,5	24,2	0,86	5,50	1,00	0,34	1,70	0,57	193
Åletjennbk.	15.04.2013 15:55		0,7	23,7	0,80	5,44	1,00	0,34	1,70	0,51	194
Åletjennbk.	15.04.2013 20:08		0,5	23,4	0,73	5,43	0,98	0,34	1,70	0,54	150
Åletjennbk.	16.04.2013 11:55		0,6	23,8	1,13	5,41	0,92	0,34	1,70	0,55	146
Jordtjennbk.	22.06.2012 19:15	19,4		17,4	0,70	5,85	0,92	0,36	1,50	0,38	67
Jordtjennbk.	23.06.2012 13:20	22,7		17,5	0,88	5,78	0,87	0,36	1,30	0,01	30
Jordtjennbk.	23.06.2012 20:35	25,5		17,4	0,92	5,78	0,89	0,34	1,40	0,31	80
Jordtjennbk.	02.08.2012 12:00	9		19,3	3,51	5,79	0,90	0,39	1,60	0,43	64
Jordtjennbk.	02.08.2012 16:52	11,1		20,6	2,37	5,83	1,00	0,43	1,60	0,47	20
Jordtjennbk.	15.10.2012 14:16	30		21,5	0,88	5,36	0,78	0,39	1,60	0,49	26
Jordtjennbk.	16.10.2012 09:42	65		21,0	1,15	5,07	0,61	0,33	1,50	0,49	45
Jordtjennbk.	14.04.2013 16:00			20,4	5,02	5,34	0,78	0,35	1,20	0,39	63
Jordtjennbk.	15.04.2013 09:05		0	21,8	1,24	5,13	0,72	0,35	1,20	0,64	116
Jordtjennbk.	15.04.2013 13:36		0	21,2	4,40	5,09	0,66	0,32	1,20	0,54	67
Jordtjennbk.	15.04.2013 18:10		0	20,9	3,17	5,07	0,66	0,33	1,10	0,52	111
Jordtjennbk.	16.04.2013 11:53			21,1	2,40	4,95	0,59	0,30	1,10	0,47	85

Lokalitet	Prøvedato	Al <sub>r</sub> µg/L	Al <sub>a</sub> µg/L	Al <sub>o</sub> µg/L	Al <sub>i</sub> µg/L	Al <sub>c</sub> µg/L	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	Cl <sup>-</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> µg/L	Alkalinitet mmol/L	Alkalinitet µekv/L	TOC mg C/L	Farge OD <sub>410nm</sub>	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L
Hauketjørnbk.	22.06.2012 17:05	120	98	78,8	19,6	21,4	2,3	2,7	26	0,03832	8,48	4,10	18,4	5,9	311
Hauketjørnbk.	23.06.2012 11:15	166	124	65,8	58,5	41,6	2,4	2,6	10	0,03056	1,45	4,50	23,1	6,1	318
Hauketjørnbk.	23.06.2012 18:45	183	147	104,4	42,3	36,4	2,4	2,8	41	0,02519	-2,80	4,90	24,6	7,2	400
Hauketjørnbk.	02.08.2012 09:33	172	129	100,1	29,1	42,9	1,8	2,8	43	0,05526	25,50	5,00	22,9	6,8	406
Hauketjørnbk.	02.08.2012 14:54	193	124	83,9	40,5	68,3	1,5	2,7	10	0,05111	21,49	6,00	33,3	7,8	399
Hauketjørnbk.	15.10.2012 12:58	185	140	121,9	17,6	45,3	2,7	2,8	10	0,04013	11,53	5,40	27,6	5,8	250
Hauketjørnbk.	16.10.2012 09:02	183	112	109,6	2,1	71,7	2,7	2,8	10	0,03581	8,56	6,00	30,8	5,6	249
Hauketjørnbk.	14.04.2013 15:07	160	114	84,5	29,4	46,3	3,2	2,2	89	0,04912	18,60	3,35	40,3	4,4	667
Hauketjørnbk.	15.04.2013 09:55	223	127	115,4	11,9	95,5	3,0	2,2	130	0,03797	11,03	3,94	32,5	5,0	414
Hauketjørnbk.	15.04.2013 14:54	217	119	102,8	15,8	98,6	2,9	2,3	187	0,03580	9,31	4,14	30,2	9,6	359
Hauketjørnbk.	15.04.2013 19:00	196	116	100,6	15,8	80,0	2,8	2,3	174	0,03680	10,08	4,36	36,2	8,4	335
Hauketjørnbk.	16.04.2013 10:55	189	124	101,4	23,0	64,4	2,7	2,2	177	0,03652	9,37	4,63	37,0	-	280
Grunnetjørnbk.	22.06.2012 17:57	103	68	27,6	40,8	34,9	1,5	2,3	10	0,03310	5,46	4,90	19,9	7,9	481
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 11:55	100	72	47,8	24,1	28,4	1,6	2,3	10	0,02596	-0,76	4,90	20,4	7,8	420
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 19:20	112	81	54,7	26,1	31,3	1,6	2,7	42	0,02297	-3,28	5,10	22,1	7,1	394
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 10:25	92	58	29,8	28,3	33,6	1,6	2,5	10	0,04624	18,79	5,00	20,5	7,6	-
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 15:36	86	54	25,8	28,2	31,8	1,5	2,4	10	0,04397	16,42	5,00	16,9	7,5	447
Grunnetjørnbk.	15.10.2012 14:52	108	68	71,0	-3,0	40,3	2,0	2,3	10	0,03281	7,08	5,60	24,7	5,3	276
Grunnetjørnbk.	16.10.2012 10:05	126	81	75,1	6,0	44,7	2,0	2,4	10	0,02877	5,09	6,10	30,9	5,8	384
Grunnetjørnbk.	14.04.2013 17:00	195	111	72,6	38,3	83,6	2,4	2,4	126	0,04423	20,20	4,77	40,1	4,7	435
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 09:17	214	146	103,9	41,8	68,7	2,2	2,3	235	0,04351	19,48	6,32	63,7	7,7	449
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 14:15	177	117	83,6	33,6	60,1	2,2	2,2	261	0,04379	19,09	5,88	42,6	9,4	554
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 18:22	179	106	82,8	22,9	73,0	1,9	1,9	258	0,03049	8,64	5,12	46,8	8,0	460
Grunnetjørnbk.	16.04.2013 13:48	153	99	77,9	21,0	54,1	2,1	2,2	167	0,03859	14,56	4,58	46,7	4,8	452
Fiskevatnbk.	22.06.2012 18:30	103,9	59,9	58,1	1,8	44,0	1,7	2,6	26	0,00198	-11,44	7,70	42,9	7,6	421
Fiskevatnbk.	23.06.2012 12:32	87,4	74,8	43,6	31,1	12,6	1,9	2,5	10	0,00902	-10,85	4,90	22,2	8,0	460
Fiskevatnbk.	23.06.2012 19:54	84,9	68,2	37,9	30,3	16,7	1,9	2,6	10	0,00836	-11,78	4,70	18,4	10,6	450
Fiskevatnbk.	02.08.2012 11:10	85,5	70,6	24,2	46,4	14,9	1,7	2,4	10	0,02269	1,54	4,70	14,8	8,6	-
Fiskevatnbk.	02.08.2012 16:10	80,2	66,2	26,9	39,3	14,0	1,5	2,4	10	0,02334	1,95	5,00	17,5	7,4	342
Fiskevatnbk.	15.10.2012 15:45	79,0	53,0	47,7	5,3	26,0	1,8	2,3	10	0,01666	0,89	6,40	30,6	6,5	324
Fiskevatnbk.	16.10.2012 11:03	78,0	52,4	35,6	16,8	25,5	2,0	2,3	10	0,01892	0,79	5,70	23,9	5,8	293
Fiskevatnbk.	14.04.2013 17:30	155	103	80,4	23,0	51,5	1,7	3,0	149	0,01833	5,76	7,14	57,3	12,0	568
Fiskevatnbk.	15.04.2013 09:35	132	79	72,4	6,1	53,0	2,0	2,8	164	0,01320	3,97	7,90	67,0	6,4	431
Fiskevatnbk.	15.04.2013 14:00	129	79	71,9	7,4	50,0	1,9	3,0	199	0,01138	3,75	8,10	68,8	8,5	506
Fiskevatnbk.	15.04.2013 19:02	125	75	66,4	8,4	50,3	2,2	2,7	218	0,01077	2,59	7,44	71,6	7,9	554
Fiskevatnbk.	16.04.2013 13:28	122	77	62,5	14,6	45,2	2,0	2,7	193	0,01575	4,55	6,83	72,4	30,6	390

Lokalitet	Prøvedato	Al <sub>r</sub> µg/L	Al <sub>a</sub> µg/L	Al <sub>o</sub> µg/L	Al <sub>i</sub> µg/L	Al <sub>c</sub> µg/L	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	Cl <sup>-</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> µg/L	Alkalinitet mmol/L	Alkalinitet µekv/L	TOC mg C/L	Farge OD <sub>410nm</sub>	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L
Åletjennbk.	22.06.2012 17:30	120	101	52,7	48,5	19,0	1,6	2,9	10	0,03375	3,91	5,80	26,9	6,6	448
Åletjennbk.	23.06.2012 11:32	148	104	68,6	35,5	44,1	1,6	2,8	10	0,03341	3,98	6,00	29,1	7,9	415
Åletjennbk.	23.06.2012 19:04	154	107	59,3	47,5	47,5	1,6	3,1	40	0,02968	0,57	6,10	29,9	7,0	363
Åletjennbk.	02.08.2012 10:00	164	112	66,3	46,1	51,3	1,1	2,4	10	0,05068	20,84	7,10	37,6	8,6	439
Åletjennbk.	02.08.2012 15:13	169	104	58,1	45,6	64,9	1,1	2,6	10	0,04973	19,66	6,90	32,7	9,3	655
Åletjennbk.	15.10.2012 13:40	250	149	161,3	-11,9	101,0	1,9	2,9	10	0,04834	19,67	8,70	52,1	8,2	375
Åletjennbk.	16.10.2012 09:25	253	149	146,3	3,2	103,9	1,8	3,2	32	0,03841	12,54	8,40	46,9	9,0	386
Åletjennbk.	14.04.2013 18:44	225	130	112,2	17,8	95,2	3,2	3,3	239	0,06539	35,68	5,87	56,7	8,0	495
Åletjennbk.	15.04.2013 10:57	221	155	119,6	35,2	66,2	2,1	3,2	216	0,05435	25,89	6,04	50,9	7,6	522
Åletjennbk.	15.04.2013 15:55	228	137	128,0	9,1	90,7	2,2	3,2	243	0,05070	22,71	6,23	45,5	9,6	561
Åletjennbk.	15.04.2013 20:08	224	134	120,0	13,9	90,0	2,2	3,3	269	0,04995	22,05	6,39	55,1	10,6	565
Åletjennbk.	16.04.2013 11:55	224	135	117,1	18,3	88,7	2,2	3,3	238	0,05007	22,34	6,53	62,6	9,9	577
Jordtjennbk.	22.06.2012 19:15	141	96	73,3	22,8	44,5	1,8	2,8	37	0,04012	9,91	5,00	23,9	31,3	382
Jordtjennbk.	23.06.2012 13:20	147	92	80,2	11,9	55,0	1,8	2,5	26	0,03782	7,86	5,10	23,5	27,6	378
Jordtjennbk.	23.06.2012 20:35	155	110	77,5	32,5	44,7	1,8	2,7	38	0,03535	5,39	5,00	24,5	6,4	453
Jordtjennbk.	02.08.2012 12:00	238	160	80,0	80,1	77,6	1,6	2,5	21	0,05879	28,79	7,40	29,2	12,5	502
Jordtjennbk.	02.08.2012 16:52	255	171	79,3	91,3	84,2	1,6	2,7	16	0,06111	30,97	7,60	29,7	10,1	420
Jordtjennbk.	15.10.2012 14:16	270	172	153,7	18,7	97,5	2,2	2,1	10	0,03817	10,92	8,30	54,0	7,6	371
Jordtjennbk.	16.10.2012 09:42	272	163	141,5	21,2	109,1	2,2	2,7	10	0,02917	6,06	8,40	55,4	7,3	364
Jordtjennbk.	14.04.2013 16:00	270	130	114,0	16,3	139,8	2,3	2,5	254	0,03893	11,88	5,40	44,5	9,4	472
Jordtjennbk.	15.04.2013 09:05	252	151	132,9	17,8	101,5	2,2	2,4	324	0,03342	9,21	6,56	56,4	10,8	615
Jordtjennbk.	15.04.2013 13:36	289	168	135,1	32,9	121,1	2,2	2,4	331	0,03205	8,56	6,61	52,7	19,6	645
Jordtjennbk.	15.04.2013 18:10	325	174	102,5	71,2	151,7	2,2	2,2	341	0,03215	9,04	6,56	59,6	22,6	788
Jordtjennbk.	16.04.2013 11:53	260	154	125,1	28,5	106,7	2,2	2,3	305	0,02643	6,03	6,58	57,5	10,7	475

Lokalitet	Prøvedato	H <sup>+</sup> μekv/L	ANC μekv/L	ANC <sub>OAA</sub> μekv/L
Hauketjørnbk.	22.06.2012 17:05	1,78	15	1
Hauketjørnbk.	23.06.2012 11:15	2,51	12	-4
Hauketjørnbk.	23.06.2012 18:45	3,63	14	-2
Hauketjørnbk.	02.08.2012 09:33	1,86	42	25
Hauketjørnbk.	02.08.2012 14:54	2,00	43	22
Hauketjørnbk.	15.10.2012 12:58	3,02	25	6
Hauketjørnbk.	16.10.2012 09:02	4,37	11	-10
Hauketjørnbk.	14.04.2013 15:07	1,10	3	-8
Hauketjørnbk.	15.04.2013 09:55	4,68	-6	-20
Hauketjørnbk.	15.04.2013 14:54	5,13	-17	-31
Hauketjørnbk.	15.04.2013 19:00	4,90	-6	-21
Hauketjørnbk.	16.04.2013 10:55	4,47	-7	-23
Grunnetjørnbk.	22.06.2012 17:57	3,98	4	-12
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 11:55	4,90	0	-17
Grunnetjørnbk.	23.06.2012 19:20	5,37	15	-2
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 10:25	4,17	20	3
Grunnetjørnbk.	02.08.2012 15:36	4,07	25	8
Grunnetjørnbk.	15.10.2012 14:52	5,89	11	-8
Grunnetjørnbk.	16.10.2012 10:05	7,94	7	-14
Grunnetjørnbk.	14.04.2013 17:00	7,59	-4	-20
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 09:17	7,59	-2	-23
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 14:15	6,92	25	5
Grunnetjørnbk.	15.04.2013 18:22	9,77	-19	-36
Grunnetjørnbk.	16.04.2013 13:48	7,59	-12	-28
Fiskevatnbk.	22.06.2012 18:30	18,20	-6	-32
Fiskevatnbk.	23.06.2012 12:32	11,75	-13	-30
Fiskevatnbk.	23.06.2012 19:54	11,48	-18	-34
Fiskevatnbk.	02.08.2012 11:10	10,47	-6	-22
Fiskevatnbk.	02.08.2012 16:10	10,23	2	-15
Fiskevatnbk.	15.10.2012 15:45	15,85	-9	-31
Fiskevatnbk.	16.10.2012 11:03	13,49	-14	-33
Fiskevatnbk.	14.04.2013 17:30	19,05	-23	-48
Fiskevatnbk.	15.04.2013 09:35	22,39	-25	-52
Fiskevatnbk.	15.04.2013 14:00	23,99	-25	-52
Fiskevatnbk.	15.04.2013 19:02	23,44	-32	-57
Fiskevatnbk.	16.04.2013 13:28	20,42	-26	-49

Lokalitet	Prøvedato	H <sup>+</sup> μekv/L	ANC μekv/L	ANC <sub>OAA</sub> μekv/L
Åletjennbk.	22.06.2012 17:30	1,78	24	4
Åletjennbk.	23.06.2012 11:32	2,19	19	-1
Åletjennbk.	23.06.2012 19:04	2,51	28	8
Åletjennbk.	02.08.2012 10:00	1,78	44	20
Åletjennbk.	02.08.2012 15:13	1,55	49	25
Åletjennbk.	15.10.2012 13:40	2,95	39	10
Åletjennbk.	16.10.2012 09:25	5,75	49	21
Åletjennbk.	14.04.2013 18:44	1,91	10	-10
Åletjennbk.	15.04.2013 10:57	3,16	17	-4
Åletjennbk.	15.04.2013 15:55	3,63	11	-10
Åletjennbk.	15.04.2013 20:08	3,72	6	-15
Åletjennbk.	16.04.2013 11:55	3,89	6	-16
Jordtjennbk.	22.06.2012 19:15	1,41	31	14
Jordtjennbk.	23.06.2012 13:20	1,66	20	3
Jordtjennbk.	23.06.2012 20:35	1,66	25	8
Jordtjennbk.	02.08.2012 12:00	1,62	52	27
Jordtjennbk.	02.08.2012 16:52	1,48	56	30
Jordtjennbk.	15.10.2012 14:16	4,37	47	19
Jordtjennbk.	16.10.2012 09:42	8,51	13	-16
Jordtjennbk.	14.04.2013 16:00	4,57	-7	-25
Jordtjennbk.	15.04.2013 09:05	7,41	-3	-26
Jordtjennbk.	15.04.2013 13:36	8,13	-12	-34
Jordtjennbk.	15.04.2013 18:10	8,51	-11	-33
Jordtjennbk.	16.04.2013 11:53	11,22	-19	-41

**Vedlegg 6.** Oversikt over lengde, vekt, alder, kondisjonsfaktor og kjønn for abbor fanget i Hundsvatn i 2012.

Lokalitet	Dato	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor	Alder (år)	Kjønn
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	20	87	1,04	11	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	19	73	1,05	5	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	45	1,00	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	21	90	1,00	4	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	51	0,92	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	48	1,01	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	49	0,96	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	23	116	0,93	11	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	38	0,98	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	52	0,95	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	45	1,04	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	15	35	0,98	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	47	0,97	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	0,95	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	41	0,86	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	0,98	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	43	0,91	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	0,95	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	0,93	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	20	72	0,86	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	44	0,91	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	38	0,98	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	15	35	0,96	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	49	1,00	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	46	0,97	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	44	0,94	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	24	135	0,98	9	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	19	57	0,90	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	42	0,99	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	46	0,95	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	44	1,00	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	45	0,97	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	51	0,97	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	24	177	1,28	6	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	19	68	0,98	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	38	0,98	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	40	0,98	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	46	0,99	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	0,93	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	48	0,88	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	15	36	1,03	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	44	1,00	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	19	60	0,92	4	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	20	87	1,04	6	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	44	1,02	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	45	0,95	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	52	1,08	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	41	1,08	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	49	0,98	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	38	0,95	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	56	0,98	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	46	0,99	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	43	0,99	3	M



Lokalitet	Dato	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor	Alder (år)	Kjønn
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	42	1,03	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	43	0,97	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	51	0,95	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	38	0,98	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	24	151	1,11	9	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	44	0,98	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	43	1,05	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	19	61	0,93	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	42	1,03	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	42	0,93	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	59	0,95	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	20	74	0,97	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	36	0,95	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	40	0,98	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	15	31	0,92	2	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	44	1,00	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	45	0,98	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	20	72	0,93	6	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	41	0,91	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	45	0,97	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	42	0,99	3	M
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	17	46	1,01	3	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	16	40	0,96	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	15	35	0,96	2	FM
Hundsvatn	16.10.2012	Abbor	18	57	1,03	3	M

**Vedlegg 7.** Oversikt over lengde, vekt, alder og kondisjonsfaktor for abbor fanget i Hundsvatn i 2008. Dataene er samlet inn og bearbeidet av NIVA, bortsett fra 20 abbor som er aldersbestemt av oss.

Lokalitet	Dato	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	Alder (år)	K-faktor
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	10,2	13	1	1,23
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,1	13,9	1	1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,2	16	1	1,14
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,2	18	1	1,28
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,3	16	1	1,11
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,6	16	1	1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,7	16,4	1	1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,7	15,6	1	0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	14,3	28,2	1	0,96
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,0	33	1	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,5	41,1	1	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	13,4	33	2	1,37
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	14,3	32	2	1,09
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	14,5	40	2	1,31
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,0	42	2	1,24
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,2	40,4	2	1,15
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,2	37,3	2	1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,7	51,2	2	1,32
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,9	43,7	2	1,09
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,9	46,6	2	1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,0	48	2	1,17
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,2	48,6	2	1,14
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,4	44,5	2	1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,4	51	2	1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,6	45,3	2	0,99
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,7	53	2	1,14
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,8	50,6	2	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,8	47,3	2	1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,2	55,6	2	1,09
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,3	56,8	2	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,2	52,3	3	1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,1	57,4	3	0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,3	72	3	1,17
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	67,4	3	1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,2	73,6	3	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,4	56,4	4	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,6	53,5	4	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,8	62,2	4	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,1	61,6	4	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,3	62	4	1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,4	66	4	1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,4	61,2	4	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,5	71	4	1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,5	65,5	4	1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,7	65,6	4	1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,8	83	4	1,25
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,8	65,1	4	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	74	4	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	70	4	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,2	74,6	4	1,05
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	84	4	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	75,9	4	0,99

Lokalitet	Dato	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	Alder (år)	K-faktor
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	75,1	4	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	83,4	4	1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	78,7	4	0,95
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,4	95,4	4	1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,9	55,6	5	0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,4	63,7	5	1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,4	59,9	5	0,96
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,7	69,8	5	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,8	71,2	5	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	71,7	5	1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,2	76	5	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,6	82,7	5	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	73	5	0,95
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,1	92,3	5	1,14
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,1	90	5	1,11
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	86	5	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	90,5	5	1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	103,7	5	1,26
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	83,6	5	1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,5	91,8	5	1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,6	85,3	5	0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,6	89,6	5	1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,1	96,8	5	1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,2	99,2	5	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,2	97,7	5	1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,6	117	5	1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,9	109,3	5	1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,8	77,8	6	1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	82,8	6	1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,5	90,1	6	1,05
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	24,3	169,9	6	1,18
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	25,2	202	6	1,26
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	23,3	134	7	1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,2	15,2		1,08
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	11,9	17		1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	12,2	18,5		1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	12,2	20,3		1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	12,8	20		0,95
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	14,7	36,8		1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	14,8	33,5		1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,0	36,2		1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,2	39,4		1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,3	39,2		1,09
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,6	40,9		1,08
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,6	44,1		1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,7	40,5		1,05
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,8	42,4		1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	15,9	36,9		0,92
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,0	41,2		1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,2	43,3		1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,2	47,8		1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,2	47,3		1,11
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,2	43,1		1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,3	44,7		1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,5	48,4		1,08
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,7	49,4		1,06

Lokalitet	Dato	Art	Lengde (cm)	Vekt (g)	Alder (år)	K-faktor
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,7	47,3		1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,9	43,8		0,91
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	16,9	49,9		1,03
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,0	53		1,08
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,1	57,8		1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,3	50,3		0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,5	59,2		1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	17,8	52,7		0,93
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,0	61,3		1,05
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,2	87,8		1,46
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,2	58,5		0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,3	65,9		1,08
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,4	46,5		0,75
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,5	61,3		0,97
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,6	67,7		1,05
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,6	63,6		0,99
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,6	66,8		1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,7	71,8		1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	78		1,16
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	18,9	68		1,01
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,0	71,6		1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,1	73,8		1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,2	73,8		1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,4	68,7		0,94
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,5	69,4		0,94
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,5	79		1,07
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,6	73,9		0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	75,7		0,99
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	85		1,11
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,7	76,7		1,00
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,8	59,4		0,77
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	19,8	87,9		1,13
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,0	88		1,10
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,0	79,4		0,99
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,0	88,5		1,11
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,0	92		1,15
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	80,9		0,98
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,2	86,1		1,04
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	20,5	91,7		1,06
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,2	106,7		1,12
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,3	98,6		1,02
Hundsvatn	01.07.2008	Abbor	21,6	109		1,08