NINA Rapport 233

Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjon i Åbjøravassdraget

Torbjørn Forseth
Hans-Petter Fjeldstad
Ola Ugedal
Håkon Sundt

SINTEF

NINA
Norsk institutt for naturforskning

LAGSPILL ENTUSIASME INTEGRITET KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NINAs publikasjoner

NINA Rapport
Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte
Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering
I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjon i Åbjøravassdraget

Torbjørn Forseth
Hans-Petter Fjeldstad
Ola Ugedal
Håkon Sundt

Forseth, T., Fjeldstad, H-P., Ugedal, O. & Sundt, H. 2007. Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjonen i Åbjøravassdraget - NINA Rapport 233. 87 s.

Trondheim, februar 2007

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-1793-4

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Torbjørn Forseth

KVALITETSSIKRET AV
Anders G. Finstad

ANSVARLIG SIGNATUR
Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAGSGIVERE
Åbjørakraft, Kolsvik kraftverk (HelgelandsKraft & Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk)

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER
Bjørn Høgaas

FORSIDEBILDE
Fra Lonfossen i Åelva, Foto: Laila Saksgård

NØKKELORD
Åelva, Åbjøra, Bindal, Nord-Trøndelag, laks, sjøaure, etter-undersøkelse

KEY WORDS
River Åelva, River Åbjøra, Central Norway, Atlantic salmon, brown trout, regulated river, smolt production

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø
Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Forseth, T., Fjeldstad, H-P., Ugedal, O. & Sundt, H. 2007. Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjonen i Åbjøravassdraget - NINA Rapport 233. 87 s.

Regulering av Åbjøravassdraget (Åelva og Åbjøra) i 1980 og 2002 har gitt redusert vannføring både vinter og sommer, og høyere sommertemperaturer. Selv om vi ikke har før-etter data fra fiskebestandene egnet til å vurdere effekten av reguleringen, er det sannsynlig at de nye miljøforholdene har påvirket produksjonen av både laks og sjøaure.

Redusert vintervannføring er trolig den miljøfaktoren som sterkest har påvirket produksjonen, og vi anslår at lave vintervannføringer, som kan bli svært lave, har redusert produksjonen av laksesmolt med i størrelsesorden 35 % i Åelva og redusert produksjonskapasiteten i Åbjøra med i størrelsesorden 40 %. Også produksjonen av sjøauresmolt er redusert, men 40-50 % av produksjonen foregår trolig i sidevassdrag som ikke er påvirket av reguleringen. Fiskebestandene i sidevassdragene er ikke undersøkt. Også lav sommervannføring kan ha redusert produksjonen, men vi antar at vintervannføringen er den viktigste flaskehalsen. Etter tiltak som bedret oppvandringen har produksjonen trolig økt i øvre del av vassdraget og spesielt i Åbjøra, men produksjons*kapasiteten* i dette området er lavere enn før regulering. På grunn av lite data om bestandene i vassdraget er våre vurderinger av produksjon og tap usikre. Vi har imidlertid benyttet en rekke tilnærminger, og våre anslag er rimelig i forhold til bestandssituasjonen i vassdraget.

Reguleringen har skapt grunnlag for miljøforhold som har gitt utbrudd av nyresykdommen PKD (forårsaket av en parasitt) som har gitt betydelig dødelighet hos fiskeunger (både laks og aure). Oksygen- og temperaturovervåkning i 2005 og 2006, og forløpet av rapporterte dødelighet i forhold til temperatur, gjør det overveiende sannsynlig at PKD er hovedårsaken til den observerte dødelighet i vassdraget i 2002, 2003, 2004 og 2006. Temperatur- og oksygenstress kan også ha bidratt, men dette kan etter vår vurdering neppe alene ha gitt vesentlig fiskedød. PKD-utbrudd oppstår ved lengre perioder med temperaturer over 15 °C, og lav vannføring øker trolig sannsynligheten for at parasitten angriper mye av fisken.

Regulære PKD utbrudd i Åelva, slik det har vært i perioden 2002-06, vil etter våre anslag kunne redusere smoltproduksjonen med mellom 50 og 75 %. Tettheten av eldre laks- og aureunger og presmolt (fisk som skal vandre ut våren etter) var svært lave både i 2005 og 2006. PKD-parasitten er også påvist hos fisk fra Åbjøra, men så langt er det ikke påvist bestandseffekter. PKD representerer en betydelig trussel for fiskebestandene i vassdraget, og tiltak må settes inn om bestandene skal sikres. Tapping av bunnvann fra Åbjørvatn, endringer i overløpet ut av Åbjørvatn, vannslipp fra magasin og endringer i fangsttrykk i elv og sjø er tiltak som bør vurderes eller utredes. Fysiske habitattiltak kan øke vassdragets produksjonskapasitet. Det finnes svært lite kunnskap om PKD i ville fiskebestander i Norge, og for å oppnå effektive tiltak bør PKD-situasjonen i vassdraget følges opp med studier av parasitten, hovedverten (mosdyr) og fiskebestandene.

Torbjørn Forseth & Ola Ugedal, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim. torbjorn.forseth@nina.no
Hans-Petter Fjeldstad & Håkon Sundt, SINTEF Energiforskning AS, 7465 Trondheim. hans-petter.fjeldstad@sintef.no

Innhold

Sammendrag **3**

Innhold **4**

Forord **6**

1 Bakgrunn **7**

2 Materiale og metoder **9**
2.1 Meteorologiske data og vannparametre 9
2.2 Målinger og beregninger av vanndekket areal 10
2.3 Fysisk habitat 10
2.4 Kvantitativt elfiske 10
2.5 Alder og størrelse 11
2.6 Innsamling av fiskemateriale til sykdomsdiagnose 11
2.7 Kartlegging av dødelighetsforløp 12
2.8 Anslag for tapt smoltproduksjon 12

3 Resultater og diskusjon **14**
3.1 Vannføring, temperatur og oksygen 14
3.1.1 Vannføringer 14
3.1.2 Vanntemperaturer 15
3.1.3 Oksygenkonsentrasjoner 18
3.2 Vanndekt areal 22
3.3 Habitatklassifisering 27
3.4 Substratfordeling 29
3.5 PKD 30
3.6 Dødfiskobservasjoner i 2002-2005 31
3.7 Ungfisktettheter 32
3.7.1 Åelva 32
3.7.2 Åbjøra 36
3.8 Alder og størrelse 39
3.9 Sammenlikning av ungfisktettheter med tidligere undersøkelser 42
3.10 Smoltalder 43
3.11 Fangststatistikk 43
3.12 Endringer i fangst etter regulering 45
3.13 Vassdragets opprinnelige produksjonskapasitet 47
3.13.1 Laks 49
3.13.2 Aure 51
3.14 Smoltproduksjontap 53
3.14.1 Endringer i vanndekt areal om sommeren 53
3.14.2 Endringer i vintervannføring 55
3.14.3 Vanntemperatur 58
3.14.4 PKD, vanntemperaturer og oksygen 58
3.14.5 Andre produksjonsreduserende faktorer 61
3.14.6 Produksjonsgevinst i Åbjøra og øvre del av Åelva 61
3.14.7 Samlet tapsvurdering 63
3.15 Produksjonskapasitet minus tap 63

4 Samlet diskusjon og forlag til tiltak **64**

5 Konklusjoner **66**

6 Referanser 67

7 Vedlegg 71
7.1 Reguleringskart for Kolsvik Kraftverk 71
7.2 System for klassifisering av mesohabitat 72
7.3 Habitatklassifisering av Åelva 73
7.4 Habitatklassifisering av Åbjøra 80
7.5 Vedleggstabell 1 85
7.6 Vedleggstabell 2 86
7.7 Vedleggstabell 3 87

Parti nedenfor Gardsfossen i Åbjøra (sett nedstrøms). Foto: Laila Saksgård.

Forord

Åbjørakraft, Kolsvik kraftverk (HelgelandsKraft & Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk) ga Norsk institutt for naturforskning (NINA) og SINTEF Energiforskning i oppdrag å kartlegge produksjonen (anslå smoltproduksjon) i Åbjøravassdraget, anslå endring i produksjon etter regulering og beskrive flaskehalser for produksjon. I tillegg skulle vanntemperatur og oksygeninnhold overvåkes for å vurdere om høy vanntemperatur og/eller lav oksygenkonsentrasjon var årsak til fiskedød i vassdraget. Oppdraget ble senere utvidet til også å inkludere en vurdering av sykdomssituasjonen i vassdraget.

Grunneier Erling Sylten, Åbygda, har bidratt med viktig lokal informasjon, levert data om fiskedød, vært kjentmann under feltarbeidet, ettersett og tatt hånd om klimastasjonen, sendt inn fiskeprøver og stilt med husvære under feltinnsamlinger. Hans store kunnskap og presise informasjoner om vassdraget har vært til stor hjelp, og vi er svært takknemmelig for han assistanse og positive holdning. Fridtjof Plahte i Plathes Eiendommer stilte velvilligst båter og husvære til disposisjon under feltarbeidene i Åbjøra. Uten hans hjelp ville feltarbeidet blitt mye vanskeligere. Han har også bidratt med viktig bakgrunnsinformasjon. Jakob Rudger Iversen fra Fred Olsen & Co ordnet opphold på Hårstad gård under feltarbeidet i 2005, og vi takker han og betjeningen for et flott opphold. Jan Gunnar Jensås, Laila Saksgård og Randi Saksgård (alle fra NINA) takkes for flott innsats i feltinnsamlingene. Svein-Erik Sloreid framskaffet kartmateriale og Kari Sivertsen laget figur 1.

Veterinærinstituttet (VI) både i Trondheim og Oslo har velvillig bidratt med diagnostisering av fisk og prosedyrer for innsamling av materiale. En spesiell takk går til Torkjel Bruheim (VI Trondheim) som stilte den første diagnosen og organiserte det videre arbeidet med å kartlegge sykdomsutbruddet, og Tor Atle Mo (VI Oslo) som har bidratt med sin store kunnskap om PKD og som har kvalitetssikret våre vurderinger av sykdomssituasjonen i vassdraget.

Til slutt takker vi Åbjørakraft og NTE for oppdraget, og Bjørn Høgaas (NTE) for utmerket samarbeid under prosjektet.

Trondheim, februar 2007

Torbjørn Forseth
Prosjektleder

1 Bakgrunn

Åbjøravassdraget har et nedbørsfelt på 526,1 km^2 og munner ut i Tosenfjorden øst for Terråk i Bindal kommune i Nordland. Bergrunnen i øvre deler (fra Åbjørvatnet) består av granitt/ granodioritt, mens nede del renner gjennom et område med kalkstein/skifter/mergelstein og løsmasser og marine avsetninger (marin grense: 140-150 m) nederst (http://www.ngu.no/kart/bg2). Vassdraget er samlet vurdert som næringsfattig. Deltaområdet er todelt, først med et utløp i Floet (en stor brakkvannspoll) og deretter i fjorden. Deltaet ved utløpet i Floet fungerer både som innløp og utløp avhengig av vannføringen i vassdraget (http://www.elvedelta.no).

Etter bygging av fisketrapper kan anadrome (sjøvandrende) laksefisk vandre hele Åelva (ca 16 km) opp til Åbjørvatnet (4,8 km^2) og videre ca 7 km opp til Urdfossen i Åbjøra (**figur 1**). I vassdraget finnes anadrome bestander av laks, aure og røye, og stasjonære aure- og røyebestander i Åbjørvatn. Vassdraget er regulert for kraftproduksjon i henhold til konsesjoner fra 1976 (oppstart 1980) og 2000 (oppstart 8/12 2001), ved at totalt 133,5 km^2 (henholdsvis 130,1 og 3,4 km^2) av nedbørsfeltet er overført til Kolsvik kraftverk med utløp lengre inn i Tosenfjorden (se **Vedlegg 7.1**). Overføringen omfatter store deler av feltets høystliggende arealer. Reguleringen har medført store endringer i vannføring og temperaturforhold, og det foreligger ikke noe krav om minstevannføring. Det ble på midten av forrige århundre drevet til dels betydelig tømmerfløting i vassdraget, men det finnes lite informasjon om hvor mye elveløpet er endret i forbindelse med fløtingen.

Det er gjennomført noen undersøkelser av bestandene av anadrom fisk i vassdraget (Jensen 1973, Heggberget 1974, Andersen & Langeland 1986, Halvorsen 2000, Kanstad Hanssen 2003, Bergan 2004, Bergan m. fl. 2005), men ingen av dem er særlig omfattende. Fangststatistikken viser at det normalt fanges mer sjøaure enn laks i vassdraget (i gjennomsnitt henholdsvis 960 og 711 kg for perioden 1979-2005), og vassdraget plasserer seg regulært blant de 15 beste sjøaurevassdragene i Norge basert på fangst. Undersøkelsene fra 1978-1985 indikerte at aureunger i de fleste år var mer tallrike enn laksunger i hovedelva i denne perioden (Andersen & Langeland 1986), mens ungfiskbestanden i hovedelva framstår som dominert av laksunger de senere årene (Bergan 2004, egne resultater). Aure kan imidlertid også bruke sidebekker til gyting og oppvekst. Det er i alt ni bekker og småelver på strekningen opp til Åbjørvatn (Rossdaldelva, Flodalselva [i Floet], Evja, Marfosselva, en bekk ved Hårstadfoss, Gautmobekken, Kapplandselva, Blindåa og Kvernelva) med en samlet anadrom strekning på ca 7,5 km (informasjon om vandringslengder fra grunneier Erling Sylten). Av disse er Evja, Kapplandselva og Blindåa små elver hvor det også går opp smålaks. Basert på breddemålinger på kart (ØK) utgjør sidevassdragene et areal på knappe 9 ha. Disse er ikke påvirket av reguleringene.

De rapporterte fangstene av sjørøye er små (10-12 fisk i de beste åra, ingen i 2004 og fire i 2005), og det oppgies at røya primært gyter i og omkring i Floet, i Evja (ved Sylten), opp mot Hårstadfoss og i Kapplandselva (Erling Sylten). Sjørøyebestanden i vassdraget regnes som den sørligste bestanden med anadrom røye i Norge, men er i 2005 kategorisert som *ikke selvreproduserende* i bestandsstatusvurderingen til Fylkesmannen. I den samme vurderingen er laks og sjøaure i vassdraget kategorisert som *redusert bestand* på grunn av redusert ungfiskproduksjon (kategori 4a).

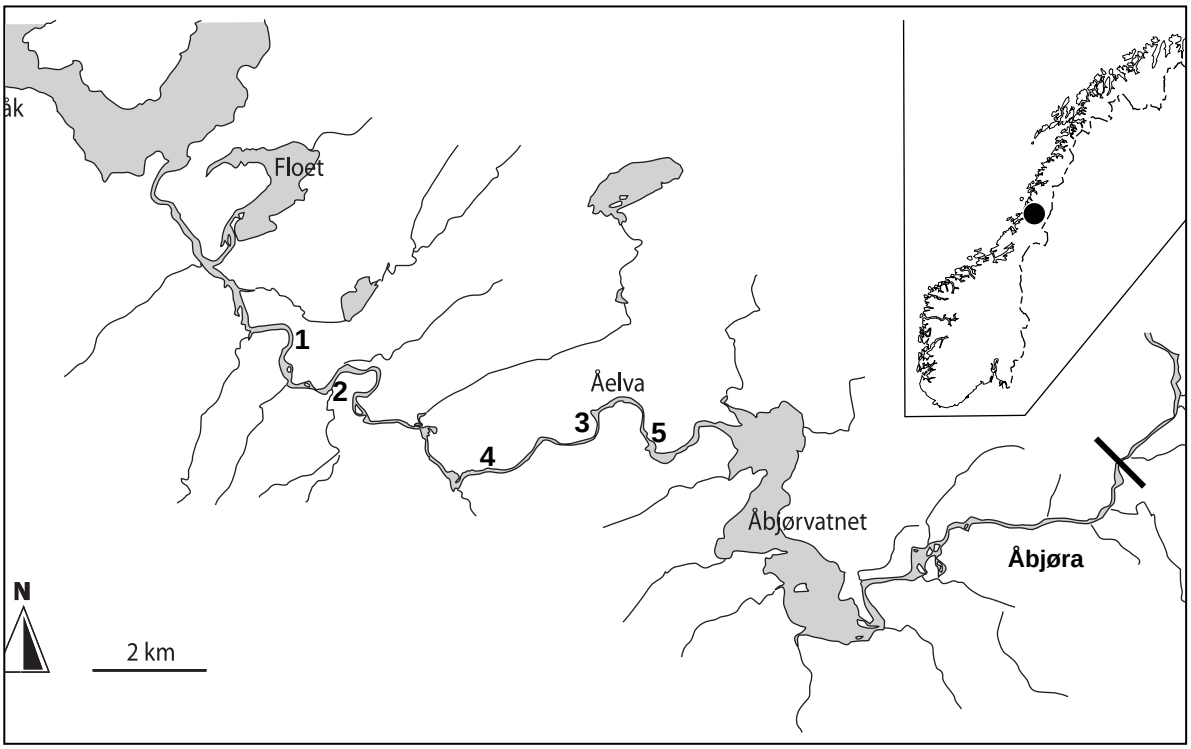
Både fangststatistikk og noen av resultatene fra tidligere undersøkelser i vassdraget vil bli gjennomgått nærmere i resultatdelen.

I 2002, 2003 og 2004 ble det rapportert om store mengder død årsyngel av laks i Åelva (Bergan m. fl. 2005). Observasjonene ble gjort i nedre del av Åelva av Erling Sylten, og det ble funnet død fisk fra slutten av juli og ut september. Bergan m. fl. (2005) konkluderte at lav vannføring, høy temperatur og lavt oksygeninnhold var årsaken til dødeligheten, og foreslår at lav oksygenmetning er den mest alvorlige faktoren. Det ble videre konkludert at det innsamlede materiale var for lite til å konkludere med at dødeligheten var så stor at den vil gi redusert smoltproduksjon.

I 2005 ble det startet nye undersøkelse i Åbjøravassdraget. Formålet var:

- å kartlegge smoltproduksjon i vassdraget,
- å anslå endring i produksjon etter regulering og
- å vurdere flaskehalser for produksjon i vassdraget.

I tillegg ble det startet et kontinuerlig overvåkingsprogram for vanntemperatur og oksygeninnhold i sommerhalvåret. På grunn av funn av sykdom (PKD) høsten 2006 ble det også nødvendig å vurdere sykdomsbildet i forhold til reguleringseffekter. Vi måtte også endre måten vi anslår tapet i produksjon etter regulering. I denne rapporten presenterer vi resultatene fra disse undersøkelsene. Det presiseres at vi bare har vurdert effekten av reguleringen på produksjonen av laks og sjøaure i vassdraget, og at vi ikke har vurdert effekten på utøvelse av fiske. Vi har heller ikke vurdert effekten på sjørøye, som trolig primært er utbredt i nedre deler av vassdraget (Floet).



Figur 1. *Åbjøravassdraget med Åelva, Åbjørvatnet og Åbjøra. Strek på tvers av Åbjøra angir øvre grense for oppvandring av anadrom laksefisk (Urdfossen). Sentrale lokaliteter i denne rapporten er: 1) Hårstad hvor NVE har samlet vanntemperaturer, 2) Åsaneset/Halbakken hvor temperatur og oksygen ble logget i 2005 og 2006, død fisk ble innsamlet og som var det nederste området for innsamling av fisk til sykdomsdiagnose, 3) Brattfossen som er den viktigste fossen som begrenser oppvandring til øvre del av vassdraget og 4) midtre og 5) øvre område for innsamling av fisk til sykdomsdiagnose høsten 2006.*

2 Materiale og metoder

På grunn av liten ungfiskbestand (Bergan 2004) var det ikke mulig å gjennomføre et estimat av dagens smoltproduksjon ved hjelp av merking og gjenfangst i smoltfelle slik det var beskrevet i pålegg fra Direktoratet for naturforvaltning. I samråd med miljøforvaltningen ble det derfor utarbeidet et program som baserer seg på oppskalering fra tetthetsfiske på prøvefelter, via areal av ulike elve- og substratklasser, til et estimat for bestandenes størrelse. Tilnærmingen er, etter revisjoner på grunn av stor yngeldødelighet over flere år, bygd på følgende elementer:

1. Kartlegging av mesohabitat (elveklasser) og substrat (basert på partikkelstørrelser) i hele anadrom del av vassdraget (med unntak av Åbjørvatnet).
2. Beregning av vanndekt areal for hver elveklasse (stryk, dypstryk, høl, glattstrøm og grunnområder) og substratklasse.
3. Estimat for vanndekt areal ved to ulike vannføringer samt for breddfull elv, basert på kart og målinger av elvebredder.
4. Kvantitativt elfiske (kombinasjon av en, to, og tre runder) på en rekke stasjoner fordelt over hele vassdraget og systematisk i ulike elveklasser.
5. Estimat av vassdragets opprinnelige smoltproduksjonskapasitet ved oppskalering fra prøveflatene, via elve- og substratklassene til hele elva. Det presiseres at vi her anslår vassdragets kapasitet, og ikke dagens realiserte produksjon som er sterkt preget av sykdom og høy dødelighet.
6. Anslag for endring i produksjon etter regulering ut fra endringer i vanndekt areal etter regulering, og erfaringskunnskap om effekter av vannførings- og vanntemperaturendringer fra andre studier.
7. Estimat av tapt smoltproduksjon ut fra vassdragets opprinnelige produksjonskapasitet og tapsanslagene.

I tillegg er flaskehalser for fiskeproduksjon, og mulige årsaker til at produksjonskapasiteten eventuelt ikke er oppfylt, vurdert ut fra den romlige habitat-, substrat og ungfiskfordelingen.
Funn av fiskesykdommen PKD med betydelig dødelighet (se kap. 3.5) gjør at vi har få data om ungfisktettheter som kan brukes i oppskaleringen. Vi må derfor i høyere grad enn planlagt basere oss på erfaringstall fra andre vassdrag.

2.1 Meteorologiske data og vannparametre

Somrene 2005 og 2006 ble det gjennomført hydrologiske og meteorologiske målinger med en meteorologisk målestasjon av typen Campbell CR10X. Stasjonen ble satt ut ca 500 meter ovenfor Hårstadfossen i Åelva (**figur 1**), i nærheten av området hvor det i 2002-2004 ble observert og samlet døde laksunger. Stasjonen har vært i drift i periodene 12. juli til 27. august 2005 og 15. juni til 4. oktober 2006. Følgende parameter ble logget hver time:

- Løst oksygen i vannet (Oxyguard, Modell 420)
- Lufttemperatur
- Vanntemperatur
- Vannstand
- Vindstyrke og vindretning
- Kortbølget stråling
- Langbølget stråling

Vi har i denne rapporten benyttet loggedata for temperaturer og løst oksygen, mens de andre verdiene er målt som tilleggsinformasjon. Vannføringsdata er innhentet fra NVE sin målestasjon ved utløpet av Åbjørvatn (144.1.0). Alle vannføringstall i denne rapporten refererer til denne stasjonen.

I 2005 ble målingene avsluttet etter en svært høy flom som medførte at målestasjonen ble stående under vann og måtte repareres. Målingene ble overført via GSM til Trondheim hver mandag i måleperiodene, og skadene på stasjonen førte ikke til tap av data. Med unntak av flomepisoden har det ikke vært avbrudd i målingene.

Historiske vannføringsdata for perioden 1908-2006 er tilgjengelig fra NVE sin stasjon ved Åbjørvatn. I tillegg er det hentet målinger for vanntemperatur for somrene 1974-1991 utført av NVE ved Hårstadfossen. Vi har også hentet lufttemperaturdata for stasjonene Leka, Skålvær og Majavatn/Fipplingvatn fra DNMI for perioden før regulering for å se på sammenhenger mellom lufttemperatur og vanntemperatur. Målingene fra disse stasjonene viser god samvariasjon, og relativt like absoluttverdier, men det må antas at de avviker noe fra lufttemperaturer i omgivelsene til Åbjøravassdraget.

I løpet av sommeren 2006 ble det etter hvert svært lav vannføring i Åbjøravassdraget, og det ble rapportert om fiskedød (Erling Sylten). Ut fra fjernavleste målinger for løst oksygen kunne det se ut til at disse begynte å bli lave. Det ble derfor besluttet å gjennomføre en større kartlegging, der det ble gjort oksygen- og vanntemperaturmålinger på hele den anadrome strekningen, ovenfor og nedenfor Åbjørvatnet, samt i selve Åbjørvatnet og en tilløpsbekk til Åbjørvatnet. Målingene ble gjennomført 24. og 25. august 2006 med to uavhengige måleapparat (Oxyguard Handy Delta og Oxyguard Handy Mk).

2.2 Målinger og beregninger av vanndekket areal

Ut fra målsettingen om å estimere endringer i smoltproduksjon etter regulering har vi gjennomført to innsamlinger av arealdata i Åbjøravassdraget, en på lav vannføring i perioden 15. til 17. august 2006, og en på relativt høy vannføring i perioden 22. til 24. august 2005. Ved begge anledninger gikk vi til fots fra Trongen i Åbjørdalen og ned til Lonfossen i Åbygda, mens strekningen fra Lonfossen til Sylta i Åbygda ble innmålt både til fots og fra båt. Den totale strekningen er ca 22 kilometer lang. Det ble ikke gjort oppmålinger i Åbjørvatnet. Et godt digitalt kartgrunnlag fra vassdraget var tilgjengelig, og beregningene av vanndekt areal ble basert på å måle avstanden tvers over den vanndekte delen av elvesenga med 50-100 meters mellomrom. Målingene ble gjort med en Leica Rangemaster 1200, med en nøyaktighet på 1 meter. I forbindelse med feltarbeidet ble det tatt en del digitale bilder som ble brukt som støtte i analysearbeidet. Alle geografiske data er analysert i Arcview.

2.3 Fysisk habitat

Under oppmålingen av vanndekt areal brukte vi trykte kart som underlag. Samtidig med avstandsmålingene ble det gjort kartlegging av bunnsubstrat og mesohabitattyper for hele elva ved de aktuelle vannføringene. For Åelva var det vanskelig å kartlegge substratet ved høy vannføring, og dette ble derfor gjort på lav vannføring høsten 2006. Mesohabitatsystemet (Borsányi m. fl. 2004) er basert på vurderinger av vanndyp, vannhastigheter, helninger og overflatebølger etter et system som beskrevet i **vedlegg 7.2**. For å verifisere inndelingene ble det gjort spesifikke målinger av vannhastigheter og vanndyp på to stasjoner, henholdsvis klassifisert som G2 og D i Åbjøra. Klassifisering og målinger samsvarte for begge stasjonene. Vannhastighetene ble målt med en akustisk punktmåler av type Sontek Flowtracker.

2.4 Kvantitativt elfiske

Det ble i 2005 gjennomført elfiske på 37 stasjoner i Åelva (25-26. august) og 22 stasjoner i Åbjøra (22-23. august). Det ble fisket systematisk i ulike elveklasser, samt at det på grunn av lave fangster av eldre laksunger ble valgt ut noen stasjoner i Åelva spesielt egnet for disse aldersklassene (i hovedsak elveforbygninger). I 2006 ble 13 av de 37 stasjonene i Åelva (2-4. oktober) og fire (alle nedenfor Mensfoss) av 22 stasjoner i Åbjøra (24-25. oktober) undersøkt på nytt. Fisket ble gjennomført med en kombinasjon av en, to, og tre fiskeomganger på de ulike stasjonen (se **vedlegg 7.5 - 7.7**). For årsyngel i Åelva og Åbjøra i 2005 ble sammenslåtte data fra stasjoner fisket minst to ganger (totalt 18 stasjoner; dvs. inkludert fangsten av fisk de to første fiskeomgangene på stasjoner som ble fisket tre ganger) brukt til å estimere en gjennomsnittlig fangbarhet (*p*, Bohlin m.fl. 1989) for laks og aure hver for seg (**tabell 1**). På samme

måte ble fangbarheten av årsyngel i Åelva 2006 beregnet ut fra sammenslåtte fangster fra ni stasjoner dette året (**tabell 1**). Fangstene av eldre fiskeunger (1+ og eldre) var for lave i 2005 til at de kunne brukes til å estimere en pålitelig fangbarhet. Elfisket i vassdraget i 2005 og elfisket i Åelva i 2006 ble gjennomført ved omlag samme vannføring og vanntemperatur (11-14 °C), og vi brukte derfor sammenslåtte data fra Åelva og Åbjøra i 2005 sammen med data for Åelva i 2006 (totalt 27 stasjoner med to omganger) til å beregne en felles fangbarhet for begge åra for eldre laksunger og aureunger (**tabell 1**). Elfisket i Åbjøra høsten 2006 skjedde senere på året og ved en lavere vanntemperatur, og vi beregnet egne fangbarheter for dette fisket basert på samlede fangster fra tre stasjoner som alle ble fisket tre ganger (**tabell 1**).

Med disse fangbarhetene (*p*) ble antallet fisk (*N*) på hver stasjon beregnet som:

$$N_s = T_s \times (1 - [1 - p]^k)^{-1}$$

hvor *T* er totalfangsten på stasjonen og *k* er antall fiskerunder. Deretter ble antallet fisk på hver stasjon omregnet til fisketettheter og uttrykt som antall fisk pr 100 m^2.

Tabell 1. *Beregnede fangbarheter (± 95% konfidensintervall) for laks- og aureunger benyttet til tetthetsestimater ved elfiskeundersøkelser i Åelva og Åbjøra 2005 og 2006. * = på grunn av svært lave fangster av 0+ aure i Åbjøra i 2006 benyttet vi samme fangbarhet for denne gruppen som for 0+ laks.*

Elv	År	Laks		Aure	
		0+	Eldre	0+	Eldre
Åelva/Åbjøra	2005	0,42 (± 0,11)	0,66 (± 0,11)	0,48 (± 0,17)	0,76 (± 0,17)
Åelva	2006	0,49 (± 0,20)	0,66 (± 0,11)	0,73 (± 0,19)	0,76 (± 0,17)
Åbjøra	2006	0,55 (± 0,07)	0,49 (± 0,03)	0,55*	0,62 (± 0,18)

2.5 Alder og størrelse

Fisken som ble fanget i elfiske ble bedøvd (i nellikolje) og lengdemålt (totallengde til nærmeste mm) i felt. Når antallet årsyngel i fangsten var høy, ble bare 20 stk av hver art lengdemålt, mens resten ble talt opp. Fisken ble deretter gjenutsatt i elva med unntak av et utvalg av eldre fisk og stor årsyngel som ble drept og fiksert på sprit for senere aldersbestemmelse. Det ble fiksert fisk fra ulike elveavsnitt i fall veksten var forskjellig i ulike deler av elva. Ved å sammenholde lengder på aldersbestemt fisk med lengder på fanget fisk ble all fanget fisk fordelt i aldersgruppene 0+, 1+, og eldre fisk. I 2005 ble en relativt stor andel av fangsten av eldre fisk fiksert og tatt med for aldersbestemmelse, mens i 2006 ble det hovedsakelig fiksert fisk for å bestemme grenseverdier for overgang mellom årsyngel og 1+, og mellom 1+ og eldre fisk. Fisk større eller lik 10 cm ble klassifisert som presmolt, dvs. fisk som sannsynligvis ville ha vandret ut som smolt våren etter.

2.6 Innsamling av fiskemateriale til sykdomsdiagnose

Tidlig i september 2006 samlet Erling Sylten død årsyngel av laks som ble sendt til Veterinærinstituttet i Trondheim for obduksjon. 7-8. september samme år ble det gjennomført elfiske på tre områder i Åelva (ved Åsen ca en km ovenfor Hårstad, i området mellom Lonfossen og Teinfossen og øverst i området ovenfor Storåfossen; se **figur 1**). Det ble samlet ca 100 fisk som ble sendt til Veterinærinstituttet for obduksjon, histopatologi og genetisk diagnose. Materiale innsamlet i Åbjøra 24-25. oktober 2006 ble også innsendt til Veterinærinstituttet for å klargjøre om PKD også finnes ovenfor Åbjørvatnet.

2.7 Kartlegging av dødelighetsforløp

Erling Sylten gjennomførte nesten hver dag i perioden 27. juli til 8. oktober 2004 semikvantitativ innsamling av død fisk på et ca 500 m^2 stort område nær loggestasjonen for vanntemperatur og oksygeninnhold (se **figur 1**). Han samlet og noterte antall død fisk, og noterte atferden til levende fisk han observerte i elva. De fleste dagene ble vanntemperaturen også målt. Innsamlingsforholdene var vanskelige i perioder (spesielt mot slutten), på grunn av høye vannføringer og/eller dårlig vær, men dette ble notert. På disse dagene kan dødeligheten ha vært høy uten at død fisk kunne fanges eller observeres. Selv om dette innsamlingsprogrammet ikke gir noen egentlig kvantitativ beskrivelse, og må brukes med forsiktighet, så gir innsamlingen en indikasjon på dødelighetsforløpet i løpet av sommeren og høsten. Erling Sylten gjennomførte mer tilfeldige innsamlinger av dødfisk også i 2002 og 2003. To døde fisk fra 2004 fiksert på formalin ble innsendt for veterinærkontroll, lagret og undersøkt for PKD etter påvisningen i 2006.

2.8 Anslag for tapt smoltproduksjon

Det finnes ikke før og etter data som er egnet til å anslå tapt smoltproduksjon på grunn av reguleringen i Åbjøravassdraget. Anslag over tap av produksjon basert på elfiskedata krever mange års gode data både før og etter regulering. Det finnes imidlertid bare noen få data for ungfisktetthet før reguleringen (Jensen 1973, Heggberget 1974, Andersen & Langeland 1986), og de tidligste undersøkelsene gir ikke gode tetthetsestimater på grunn av problemer med elfiskeutstyret (Jensen 1973) eller vanskelig elfiskeforhold på grunn av flom (Heggberget 1974). Elfiskeundersøkelsene som ble gjennomført i perioden 1978-1985 er også vanskelig å bruke fordi undersøkelsene er gjennomført på få stasjoner og med bare en gangs overfiske på alle stasjonene (Andersen & Langeland 1986), noe som gjør det vanskelig å vurdere fangsteffektiviteten i denne undersøkelsen. Undersøkelsene som er gjennomført i de senere år (Bergan 2004 og våre undersøkelser) er sterkt påvirket av dødelighet knyttet til sykdom (PKD).

Den offisielle fangststatistikken er heller ikke etter vår vurdering egnet til å anslå tapt smoltproduksjon, men kan til en viss grad brukes til å sannsynliggjøre om reguleringen har påvirket fangstene i vassdraget og således bidra i en vurdering om reguleringen har påvirket fiskeproduksjonen i vassdraget. Slike analyser bygger på sammenlikning av fangster før og etter regulering med fangster i andre elver som man antar i utgangspunktet vil samvariere med fangstene i Åbjøravassdraget (Saltveit m. fl. 2005, L'Abée-Lund m. fl. 2006). I skjønnsrapporten (Andersen & Langeland 1986) framgår det imidlertid at det i forbindelse med skjønnet ble arbeidet for å bedre statistikken. I en periode fram t.o.m. 1978 ble rapportene utarbeidet av det lokale laksestyret, og dette kan ha påvirket rapporteringens kvalitet. Rapporteringen fra denne perioden bygger på intervjuer og skjønn (Andersen & Langeland 1986). Som eksempel på problemer med statistikken fra denne perioden kan nevnes at forholdet mellom rapporterte fangster av aure og laks endret seg markant og brått fra perioden 1969-1978 til årene etter (i favør av sjøaure). I 1978 var det også stort avvik mellom laksestyrets rapport (487 kg) og innsendte fangsoppgaver (om lag 1000 kg) til de fiskerisakkyndige (Andersen & Langeland 1986). Vi har således på generell basis ingen muligheter til å vurdere *hvordan* rapporteringsprosedyrene har påvirket kvaliteten på rapporteringen. Atkomsten til vassdraget er også bedret gjennom veibygging, og dette kan ha påvirket tilstrømmingen av fiskere. Reguleringen kan også påvirke fiskemulighetene (ikke vurdert i denne rapport) og således fangstandelen, og i hvilken grad fangststatistikken gjenspeiler oppvandringen av fisk. Slike endringer i kvaliteten på fangststatistikken og fangstforholdene i observasjonsperioden, og som kan avvike fra mer generelle endringer i andre elver, gjør at man må være svært forsiktig med å tolke fangstsammenligninger.

Våre vurderinger av tapt produksjon er derfor basert på følgende elementer:

1) Anslag for vassdragets opprinnelige produksjonskapasitet basert på oppskalerte ungfisktettheter og smolttettheter fra sammenlignbare vassdrag.
2) Estimat av tapt produksjon som følge av endringer i vanndekt areal om sommeren etter bortføring av vann. Vi har benyttet både gjennomsnittlig sommervannføring og lavvannføringsperioder i disse estimatene, og vurderer også endringer i habitatforhold.

3) Estimat av tapt produksjon som følge av redusert vintervannføring. Dette estimatet er basert på korrelative sammenhenger fra Orkla (Hvidsten m.fl. 2004) og Altaelva (Næsje m.fl. 2005), støttet av publiserte studier om sammenhenger mellom vinteroverlevelse og vintervannføring fra åtte mindre elver i Nord-Amerika (Chadwick 1982, Gibson & Myers 1988, Cunjak m. fl. 1998).
4) Estimat av produksjonskapasitet i Åbjøra, hvor produksjonen nå øker på grunn av utbedringer av fisketrapper og vandringsveier. Trappene har siden de ble bygd (ca 1908) i alle fall i perioder fungert dårlig (Berg 1964, Andersen & Langeland 1986).
5) Estimat av tapt produksjon som følge av økte vanntemperaturer om sommeren som har gitt stor dødelighet på grunn av sykdomsutbrudd (PKD) og trolig også lave oksygenkonsentrasjoner. Reguleringens betydning for vanntemperaturen (og dermed også oksygeninnhold og sykdom) vurderes i forhold til betydningen av et varmere klima.

Fra det brede og grunne midtpartiet av Åbjøra (sett nedstrøms) Foto: Torbjørn Forseth

3 Resultater og diskusjon

3.1 Vannføring, temperatur og oksygen

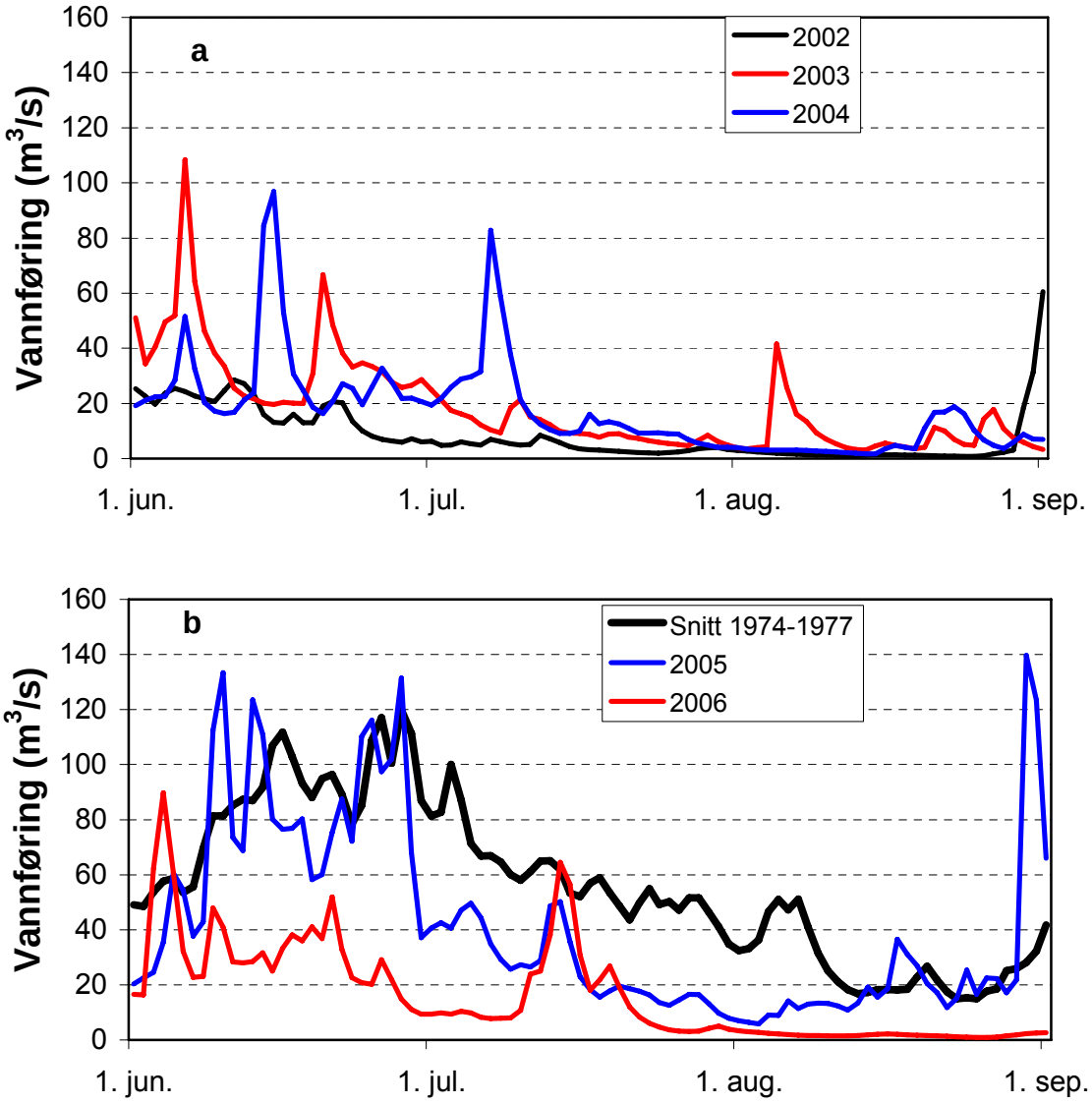
Endringer i vannføringsforhold er beskrevet flere ganger tidligere, og vi foretar ikke en fullstendig analyse av disse. De viktigste endringene vil bli tatt opp i forbindelse med tapsanslagene (kap.3.14). Her presenterer vi noen hovedtall for sommerhalvåret, fokuserer på forholdene i 2005 og 2006, og trekker sammenligninger med situasjonen før reguleringen i forhold til å vurdere reguleringens betydning for den observerte fiskedøden.

3.1.1 Vannføringer

Målingene fra stasjonen ved Åbjørvatn for perioden 1908-2006 viser at sommervannføringene generelt er redusert etter reguleringene. Med utgangspunkt i to omlag like lange perioder før og etter regulering, og hvor seriene har få brudd (før: 1920-1949, etter: 1980-2006), framgår det at vannføringen for månedene juli-september (**tabell 2**) i gjennomsnitt er redusert med ca 54 %. Dersom vi sammenligner sommervannføringen i 2006 og 2005 og gjennomsnittvannføringa i fire somre før reguleringen (1974-1977, hvor vi også har temperaturdata) ser vi noen karakteristiske forskjeller (**figur 2**). Sensommeren domineres av vannføringer under 20 m^3/s i 2005 og 2006, til tross for relativt mye nedbør sommeren 2005, mens dette var uvanlig før reguleringene. Det var også store forskjeller mellom vannføringene i 2005 og 2006. Sommeren 2006 var preget av lange perioder med lav vannføring, særlig i august og til tross for tapping av magasinvann, mens det i 2005 var flere flomepisoder, særlig i juni. Også i årene 2002-2004 var det lange perioder med lave vannføringer (**figur 2**).

Tabell 2. *Medianverdier for sommervannføring ved utløpet av Åbjørvatn i perioden før og etter reguleringen i 1980. Månedsmedianene er beregnet fra medianverdiene for de enkelte årene, og er basert på døgnmålinger. Data fra tiden etter tilleggsreguleringen med effekt fra desember 2001 er ikke behandlet separat.*

Periode	Vannføring (m^3/s)		
	Juli	August	September
1920-1949	48,7	18,0	22,0
1980-2006	20,0	8,6	12,2



Figur 2. *Vannføring (døgnmiddel) ved utløpet av Åbjørvatn i perioden 1. juni – 1. september i a) 2002-2004 og b) 2005 og 2006 og gjennomsnittsverdier for årene 1974-1977.*

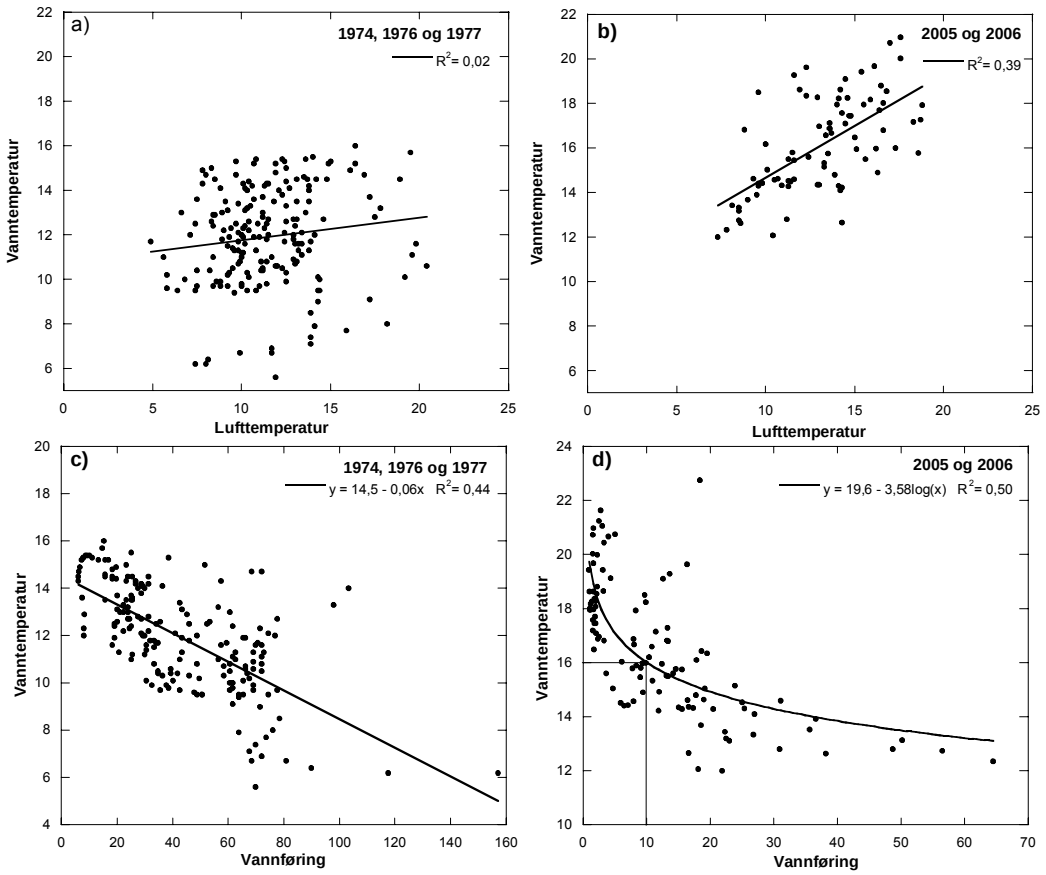
3.1.2 Vanntemperaturer

Vanntemperaturene i vassdraget har også endret seg etter reguleringen, men dokumentasjonen er relativ dårlig. Vi har analysert tilgjengelige vanntemperaturer om sommeren målt av NVE ved Hårstadfossen i perioden 1974-1991. Målingene er gjort i perioden juni-september, ca hver 3.-4. dag, men det er flere sesonger uten målinger. Vi har sett på somrene med kontinuerlige måleserier, og har interpolert verdiene mellom målingene for å få kontinuerlige sommerserier. På grunn av sammenhengen mellom vanntemperatur og alvorlige PKD-utbrudd (Tops m. fl. 2006) har vi fokusert på temperaturer høyere enn 15 °C. I det redigerte materialet ble det registrert vanntemperatur høyere enn 15 °C i 117 dager i tiden 1974-1991. Av disse 117 var det bare seks målinger over 15 °C før 1979, og ingen av disse var over 15,2 °C. I tiden 1979-1991 var det 111 målinger mellom 15 og 21,8 °C. Vanntemperaturer over 15 °C var altså svært sjeldne før reguleringen, men er blitt typisk for lavvannsperioder om sommeren etter reguleringene.

En annen måte å illustrere dette på er å se på samvariasjonen mellom lufttemperatur og vanntemperatur før og etter reguleringene. For august måned 1974, 1976 og 1977 (før den første reguleringen) når det finnes relativt gode data tilgjengelig (fra Hårstadfoss), er det ingen signifikant korrelasjon mellom lufttemperatur og vanntemperatur (r=0,35). Lufttemperaturen er gjennomsnitt fra to nærliggende værstasjoner på kysten utenfor Bindal (Leka: ca 40 km sørvest for Åbygda og Skålvær: ca 100 km nordvest for Åbygda) som kan antaes å gjenspeile temperaturforholdene i nedre del av Åbjøravassdraget på en brukbar måte. Ved å se på en tilsvarende sammenheng i våre egne målinger for 2005 og 2006 finner vi at det er en mye bedre korrelasjon (r=0,75) mellom lufttemperaturer og vanntemperaturer. Fordi det ikke finnes lufttemperaturer fra stasjonene Leka og Skålvær for disse årene, har vi i denne analysen brukt våre egne registreringer fra loggestasjonen. Dette kan i seg selv bidra til bedre korrelasjon fordi lufttemperaturen målt lokalt er mer representativt for forholdene i vassdraget. På stasjonen Majavatn/Fipplingvatn (ca 70 km nordøst for Åbygda i Grane kommune) finnes det lufttemperaturer fra 1974 og fram til i dag (med huller), og det er signifikant korrelasjon (**figur 3**) mellom vanntemperaturen i Åelva i juli og august 2005 (22/7-27/8) og 2006 (1/7-20/7 og 7/8-31/8) og parallelle observasjoner fra denne stasjonen (r=0,62). I perioden før regulering (1974, 1976 og 1977; 1/7-31/8 alle år) er det derimot ikke signifikant korrelasjon (r=0,14).

En tredje tilnærming er å se på sammenhengen mellom vanntemperatur og vannføring i de to periodene. Både før (1974, 1976 og 1977) og etter regulering (2005 og 2006) er det signifikante sammenhenger ($p<0,001$) mellom vanntemperatur og vannføring, men for den siste perioden er det en klar ikke-linearitet i relasjonen (**figur 3**). Tillegg av et kvadratledd (en standard metode for testing av ikke-linearitet) i regresjonsmodellen ga minimal økning i justert forklaringsgrad før regulering (R^2_{adj}=0,44 til 0,45), mens forklaringsgraden økte mer for temperaturdata etter regulering (R^2_{adj}=0,44 til 0,51). En logaritmisk modell ga en god tilpasning for vanntemperaturene fra 2005 og 2006 (R^2=50), og viser at vanntemperaturen øker spesielt mye når vannføringene kommer under 10 m^3/s (**figur 3d**). Det er derfor mulig å se på forekomsten av lengre perioder med så lave vannføringer om sommeren før og etter regulering. Minste treukers gjennomsnitt i ukene 27 til 37 var lavere enn 10 m^3/s i seks av de 30 årene mellom 1920 og 1949, mens det var så lave i 17 av 27 år i perioden etter regulering (1980-2006). I over 60 % av årene etter regulering har det altså vært vannføringsforhold som, dersom det samtidig er mye sol, kan gi grunnlag for temperaturer over 15 °C i relativt lange perioder.

Disse analysene viser at lav sommervannføring etter reguleringen gjør at vanntemperaturen i større grad styres av solinnstråling og lufttemperatur. Lav vannføring og bortfall av kaldt vann fra nedslagsfeltets fjellområder, gjør at vanntemperaturene når et betydelig høyere nivå om sommeren enn før reguleringen.

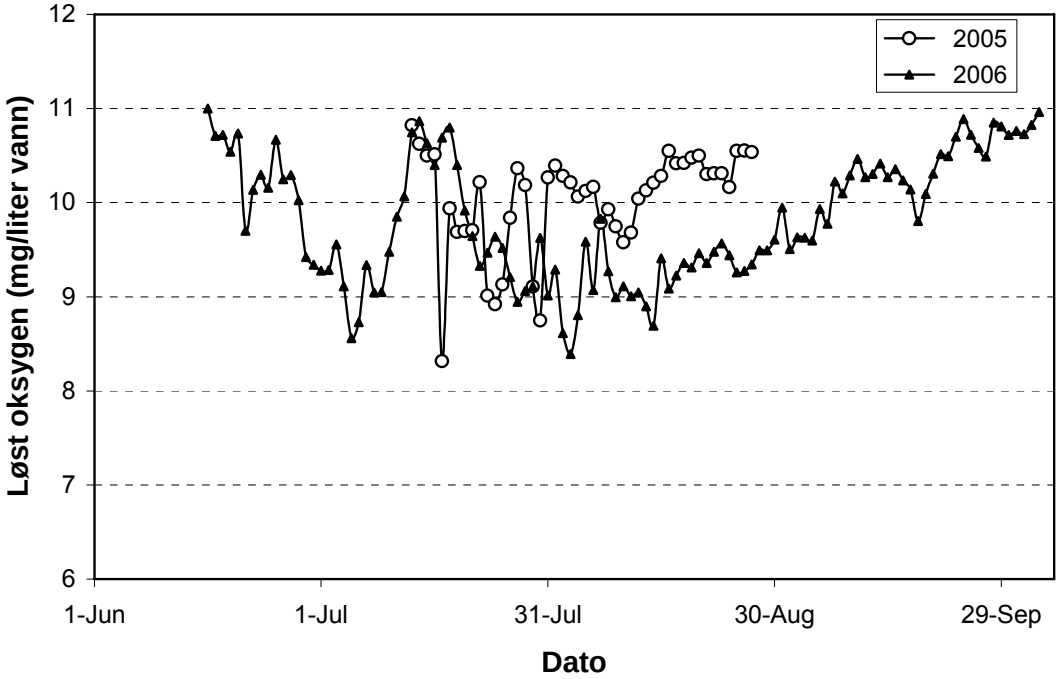


Figur 3. *Lufttemperaturer (°C) målt ved NMI sin stasjon Majavatn/Fipplingvatn plottet mot vanntemperatur ved Hårstadfossen (data fra NVE) i juli og august for årene 1974, 1976 og 1977 (a) og mot vanntemperaturdata fra egne logginger (også nær Hårstadfoss) i juli og august i 2005 og 2006 (b), og vanntemperatur plottet mot vannføring (m^3/s) for de samme to periodene (c og d). Linjene er lineære regresjoner, med unntak i plot d) hvor linjen er tilpasning til en logaritmisk modell. I denne er det også tegnet inn vannføringen som i henhold til modellen tilsier en vanntemperatur på 16 °C og hvor vanntemperaturene begynner å øke mye.*

Bergan m. fl. (2005) har også foretatt en analyse av vanntemperaturene i Åelva, basert på en korrelasjon (r=0,88) mellom vanntemperaturene i Åelva i 2004 og temperaturmålinger fra NVE sin målestasjon ved Kringsvatn på Fosen for samme periode. Sommertemperaturene i Åelva ble predikert for de fleste årene mellom 1987 og 2004, og antall dager med temperaturer over 18, 20 og 22 °C er talt opp. De årene som skiller seg ut er 1994 med 28 dager over 18 °C, 1997 med 37 dager og perioden 2002 til 2004 med mellom 20 og 71 dager med predikerte vanntemperaturer over 18 °C. Selv om det er store usikkerheter i slike prediksjoner, er det lite tvil om at antall dager med høye sommertemperaturer pr år er mye høyere i perioden 1987 til 2004 enn i perioden 1974 til 1979 (se ovenfor). Bergan m. fl. (2005) gir også detaljfigurer for predikerte vanntemperaturer for årene 2000-2004. Grov avlesning fra disse viser at det i 2000 og 2001 var bare korte perioder med vanntemperaturer over 15 °C (henholdsvis ca 9 og 14 dager), og temperaturen midt på dagen kom ikke over 17 °C. I 2002 var det i henhold til modellprediksjonene betydelig varmere, med over 75 dager varmere enn 15 °C og temperaturmaksimum midt på dagen på ca 20 °C. I 2004 var det ca 21 dager med temperaturer over 15 °C, og i størrelsesorden 10 dager varmere enn 20 °C. For 2004 finnes det målinger fra vassdraget (se **figur 12**) og disse antyder (ved interpolering) at det var opp mot 30 dager med temperaturer over 15 °C (målinger om ettermiddagen), og høye maksimumstemperaturer (over 20 °C). Våre logginger i 2005 og 2006 viste at i det relativt vannrike året 2005 var det 16 dager med temperaturer over 15 °C og maksimum døgnmiddel på 18,3 °C, mens tilsvarende tall for 2006 var 55 dager og 20,1 °C (**figur 3**).

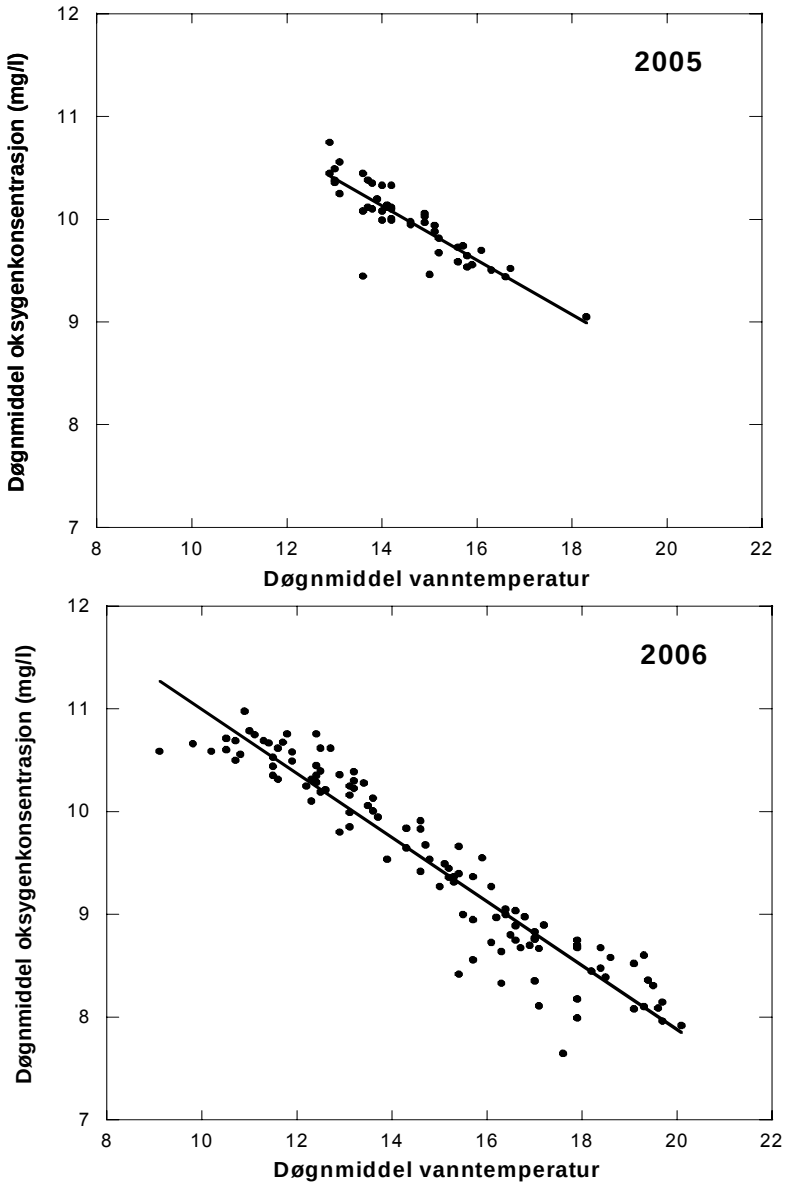
3.1.3 Oksygenkonsentrasjoner

Fordi hovedhypotesen for fiskedød i vassdrag var oksygensvikt (Bergan m. fl. 2005) ble det gjennomført logging av løst oksygen somrene 2005 og 2006 (**figur 4**).

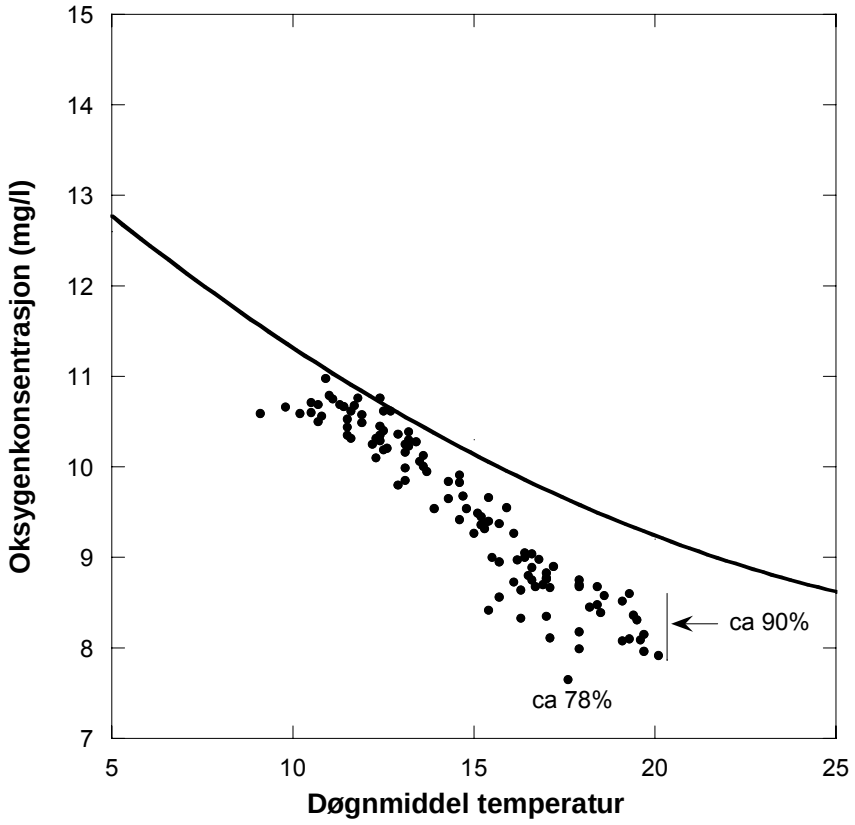


Figur 4. *Målinger av løst oksygen i Åelva somrene 2005 og 2006. Verdiene representerer timemiddel for tidsrommet 1100- 1200 hver dag.*

Oksygenkonsentrasjonene ligger i hovedsak mellom 8,5 og 10,5 mg O_2/liter i sommermånedene. I august 2006 lå oksygenverdiene ca 1 mg O_2/liter lavere enn i august 2005. Løst oksygen er en funksjon av vanntemperatur, dvs at kaldt vann inneholder mer løst oksygen enn varmt vann ved full metning. For eksempel er det ca 11,3 mgO_2/liter i vann ved 10 °C ved full metning og 1 atmosfæres trykk, mens den tilsvarende verdien er 9,1 mg O_2/liter ved 20 °C. I samsvar med dette var det god korrelasjon (**figur 5**) mellom døgnmiddel vanntemperatur og døgnmiddel oksygenkonsentrasjon både i 2005 (R^2=0,76) og 2006 (R^2=0,90). Forskjellene i oksygeninnhold i 2005 og 2006 kan derfor i hovedsak forklares med høyere vanntemperaturer i 2006. Ser vi på negative avvik fra regresjonslinjene (lavere oksygenkonsentrasjoner enn forventet fra temperaturen), har vi to døgnmiddel som avviker relativt mye i 2005 (**figur 5**). Oksygenkonsentrasjonene er imidlertid fortsatt høye for disse observasjonene. I 2006 da oksygenkonsentrasjonene i en periode var lavere, er det en gruppe med lavere konsentrasjoner enn forventet på relativt høye temperaturer (15-18 °C), men de fleste verdiene ligger nær regresjonslinja også for dette temperaturintervallet (**figur 5**). Plotter vi oksygenkonsentrasjonene sammen med forventet konsentrasjon ved 100 % metning (**figur 6**) ser vi at de fleste observerte verdiene ligger mellom 90 og 100 % metning, og bare enkeltverdier kommer under 80 % (minimum 78 %). Avviket fra metningslinja er størst på de høyeste temperaturene, noe som er forventet ut fra høy biologisk aktivitet på høye temperaturer. Det er således ingen avvik som antyder at det er prosesser eller vannkjemiske forhold som har skapt uvanlig lave oksygenkonsentrasjoner i vassdraget i de to årene. Vi har ikke gjennomført systematiske undersøkelser av algevekst/begroing (som kan påvirke oksygenforhold), men det ble under habitatkartleggingen på lav vannføring i 2006 ikke observert mye begroing, med unntak av i områdene rundt terskelen ved utløpet av Åbjørvatn. Dette betyr ikke at begroing ikke kan ha vært et problem tidligere på 2000-tallet.



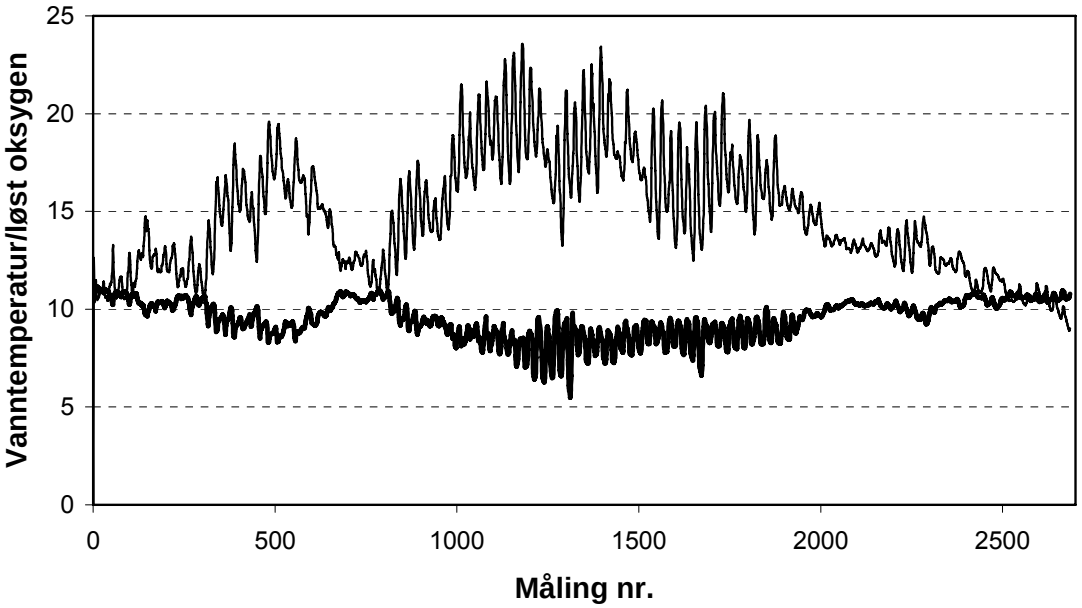
Figur 5. *Døgnmiddel oksygenkonsentrasjoner i Åelva i 2005 og 2006 plottet mot døgnmiddel vanntemperatur (°C), begge målt på vår loggestasjon nær Hårstad.*



Figur 6. *Døgnmiddel oksygenkonsentrasjoner i Åelva i 2006 mot døgnmiddel vanntemperatur (°C), plottet sammen med en tilnærmet kurve for konsentrasjon ved 100 % oksygenmetning. Metning ved laveste observerte konsentrasjon og for gruppen med relativt store avvik fra metningskurven er indikert.*

Oksygenmålingene fra 2005 og 2006 viser på døgnmiddelbasis ingen dramatisk lave oksygenverdier, og som underskrider anbefalte grenseverdier på i størrelsesorden 5-6 mg løst O_2 pr liter vann, hvor en begynner å se effekter hos laksefisk (se litteraturgjennomgang i Bergan m. fl. 2005). Timeverdiene viser imidlertid store døgnvariasjoner (**figur 7**) og verdiene er i korte perioder ned i 5,5 mg O_2/liter vann. Slike verdier kan trolig indusere stressreaksjoner, men alvorlige effekter og dødelighet er ikke forventet før ved verdier på 3-4 mg O_2/l. Vanntemperaturen varierer med ca. 5°C over døgnet, mens den tilsvarende variasjonen i løst oksygen er 3-4 mg O_2/liter. Vi vet ikke hvordan de relativt store døgnvariasjonene virker på fisk, men slike variasjoner er trolig svært vanlige i mange vassdrag, spesielt i små vassdrag i varme deler av landet eller i varme år.

Heller ikke målingene på en rekke lokaliteter i hele vassdraget 24. og 25. august 2006 ga indikasjoner på kritiske oksygennivåer (**tabell 3**). Vannføringen ved vannmerket i Åbjørvatn var svært lav disse dagene (ca 1 m^3/s), og været var stabilt varmt og disig, med østlig vindtrekk og ca 20-25 °C om dagen. Om nettene var lufttemperaturen nede i 12-13 °C i Åbygda.



Figur 7. *Målinger av løst oksygen (mg/l, nederste tykke linje) og vanntemperatur (°C, øverste tynne linje) i Åelva sommeren 2006 i perioden 15. juni – 5. oktober. Verdiene er timesmiddel, der den første målingen er gjort 15. juni klokka 1400, og den siste målingen er gjort 5.oktober klokka 0900.*

Tabell 3. *Målinger av oksygen og vanntemperatur i Åbjøravassdraget 24. og 25. august 2006.*

				OxyGuard Handy delta		**OxyGuard Mk**	
Dato	**Tid**	**Sted**	**Lufttrykk (mbar)**	**mg O_2/l**	**Temp(°C)**	**mg O_2/l**	**Temp(°C)**
2006.08.24	11:45	Midt i elva ved målestasjonen	1026	10.1	16.9	9.2	16.9
2006.08.24	11:55	I bekken rett nedenfor målestasjonen	1026	10.9	14.0		
2006.08.24	14:15	Ovenfor Mensfossen i Åbjøra	1015	10.3	18.3	9.0	18.2
2006.08.24	14:20	Nedenfor Mensfossen	1015	9.7	18.5	8.4	18.4
2006.08.24	14:40	Nedenfor Survikholmen i Åbjøra	1016	9.8	19.2	8.8	19.0
2006.08.24	14:55	Nedenfor Seterlonet i Åbjøra	1016	9.9	19.8	8.7	19.8
2006.08.24	15:15	Ovenfor Gardsfossen i Åbjøra	1016	9.7	18.5	8.8	18.6
2006.08.24	15:25	På brekket nedenfor Gardsfossen	1016	9.5	18.9	8.8	18.7
2006.08.24	15:35	I Kvenbekken nedenfor Gardsfossen	1016	10.0	16.1	9.4	15.9
2006.08.24	15:55	Båtplassen i Åbjøra	1016	9.8	18.0	9.0	17.9
2006.08.24	16:10	Øvre Nonselva (tilløpsbekk til Åbjørvatn)	1016	10.1	15.3	9.5	15.1
2006.08.24	16:30	I Åbjørvatn (i overflaten midt i vannet)	1016	9.7	18.7	8.9	18.7
2006.08.24	16:45	Ovenfor terskelen ut av Åbjørvatn	1016	9.8	18.5	8.8	18.4
2006.08.24	16:50	Nedenfor terskelen ut av Åbjørvatn	1016	9.5	18.4	8.8	18.3
2006.08.24	17:00	Storvika (500 m nedenfor terskelen)	1016	9.8	18.4	8.9	18.3
2006.08.24	20:45	Midt i elva ved målestasjonen	1025	9.8	18.9	8.8	18.8
2006.08.24	20:50	Ved målestasjon. Helt inne ved bredden	1025	8.1	12.3	6.8	12.1
2006.08.24	20:55	Ved målestasjon. Inntil sensoren	1025	8.7	14.8	7.6	14.6

Dato	Tid	Sted	Lufttrykk (mbar)	mg O_2/l	Temp(°C)	mg O_2/l	Temp(°C)
2006.08.24	21:35	Ovenfor Øvre Trofors i Åelva	1021	9.5	18.1	9.0	18.0
2006.08.24	21:45	Nedenfor Midtre Trofors	1021	9.6	18.0	9.1	17.9
2006.08.24	21:50	Nedenfor Nedre Trofors	1022	9.4	17.6	9.0	17.5
2006.08.25	10:00	Ved målestasjon. Inntil sensoren	1025	10.2	15.0	9.4	15.0
2006.08.25	10:05	Midt i elva ved målestasjonen	1025	10.1	16.4	9.4	16.3
2006.08.25	10:35	Ovenfor terskelen ut av Åbjørvatn	1016	9.7	17.9	9.1	17.7
2006.08.25	10:40	Nedenfor terskelen ut av Åbjørvatn	1016	9.2	17.8	9.1	17.7
2006.08.25	10:50	Storvika (500 m nedenfor terskelen)	1016	9.6	17.5	9.2	17.4
2006.08.25	11:20	Ovenfor Storåfossen i Åelva	1016	9.9	17.4	9.2	17.2
2006.08.25	11:35	Nedenfor Storåfossen i Åelva	1017	9.6	17.5	9.6	17.3
2006.08.25	11:55	Mellom Storåfossen og Brattfossen	1017	10.0	17.7	9.7	17.5
2006.08.25	12:25	Blindbekken ved Åbjørvegen	1022	10.0	15.8	10.0	15.7
2006.08.25	13:50	Ovenfor Øvre Trofors i Åelva	1019	9.9	17.5	9.6	17.3
2006.08.25	13:55	Nedenfor Midtre Trofors	1019	9.7	17.3	9.6	17.2
2006.08.25	14:05	Nedenfor Nedre Trofors	1020	9.7	17.7	9.6	17.9
2006.08.25	14:20	Ovenfor Teinfossen i Åelva	1020	9.7	18.4	9.5	18.2
2006.08.25	14:35	Nedenfor Teinfossen	1021	9.6	18.5	9.5	18.3
2006.08.25	14:45	Ved land i "Lonet" ovenfor Lonfossen	1021	9.8	18.8	9.5	18.5
2006.08.25	15:00	Ved målestasjon. Inntil sensoren	1023	10.0	19.9	9.3	20.0
2006.08.25	15:05	Midt i elva ved målestasjonen	1023	10.1	18.9	9.4	18.8
2006.08.25	15:40	Ved Fuglstadbrua i Åelva	1022	9.4	20.0	9.0	19.5

Vi brukte to håndholdte instrumenter, og de ga til dels forskjellige resultat (særlig før klokka 11:30 den 25. august), til tross for at instrumentene var kalibrert. Det ble funnet en feil på innstilling av salinitet på OxyGuard Mk, som ble justert. Det er derfor grunn til å tro at målingene før dette tidspunktet er noe feil for dette instrumentet, slik at vi primært forholder oss til målingene med OxyGuard Handy Delta fram til det andre instrumentet ble justert (11:30 25. august). Det ble ikke målt noen unormalt lave oksygenverdier i noen del av vassdraget. Det ble bare gjort noen få målinger med oksygenverdier lavere enn 9 mgO_2/liter vann. Disse ble gjort inntil land ved målestasjonen (der vi hadde oksygenlogging), i et område hvor det sannsynligvis var et betydelig grunnvannstilsig (avvikende lave vanntemperaturer).

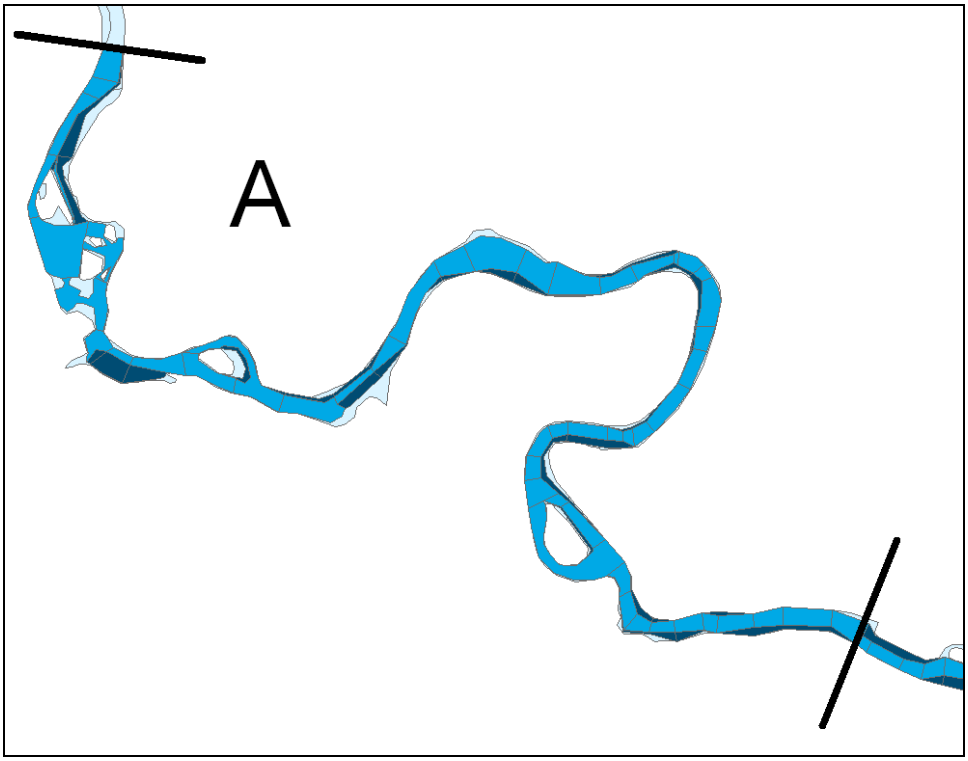
Våre oksygenmålinger gir samlet ikke grunnlag for å konkludere at oksygenmangel var et vesentlig problem for laksungene i 2005 eller 2006. Selv under dødelighetsperioden med høye vanntemperaturer i 2006 (se kap. 3.6) var det ikke oksygennivåer som skulle tilsi dødelighet. Stressreaksjoner kan imidlertid ikke utelukkes. Bergan m. fl. (2005) refererer lavere målte oksygenkonsentrasjoner enn det vi har målt, men disse er ikke verifisert med angivelse av instrument og kalibrering. Nøyaktige oksygenmålinger krever godt og regelmessig kalibrerte og vedlikeholdte instrumenter.

3.2 Vanndekt areal

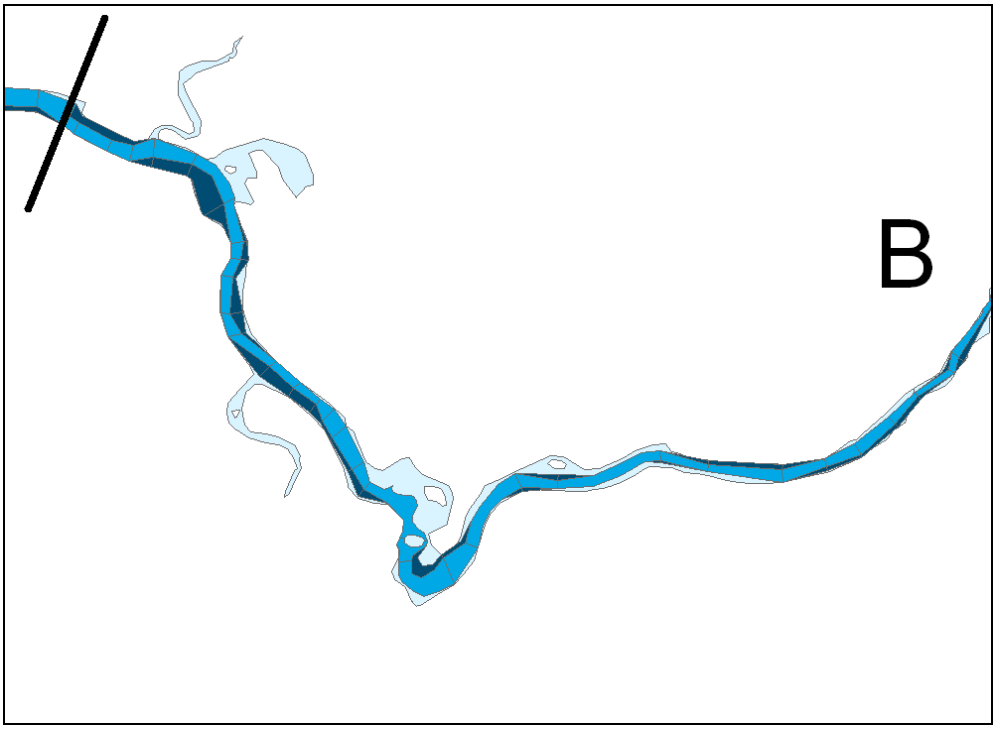
Vanndekt areal i en elv er en funksjon av vannføring. Normalt er denne funksjonen sammensatt av ikke-lineære og tilnærmet lineære partier, avhengig av hvor stor vannføringen er, men det er alltid en positiv sammenheng. Ofte har man en relativt lineær sammenheng inntil elva er breddfull, fulgt av økende vannføring uten særlig økning i vanndekt areal. Med fortsatt økning i vannføring vil breddene oversvømmes og det vanndekte arealet øke videre. Normalt er vi mest interessert i leveområdene innenfor breddene av elva, fordi flomsituasjoner representerer korte og dynamiske hendelser.

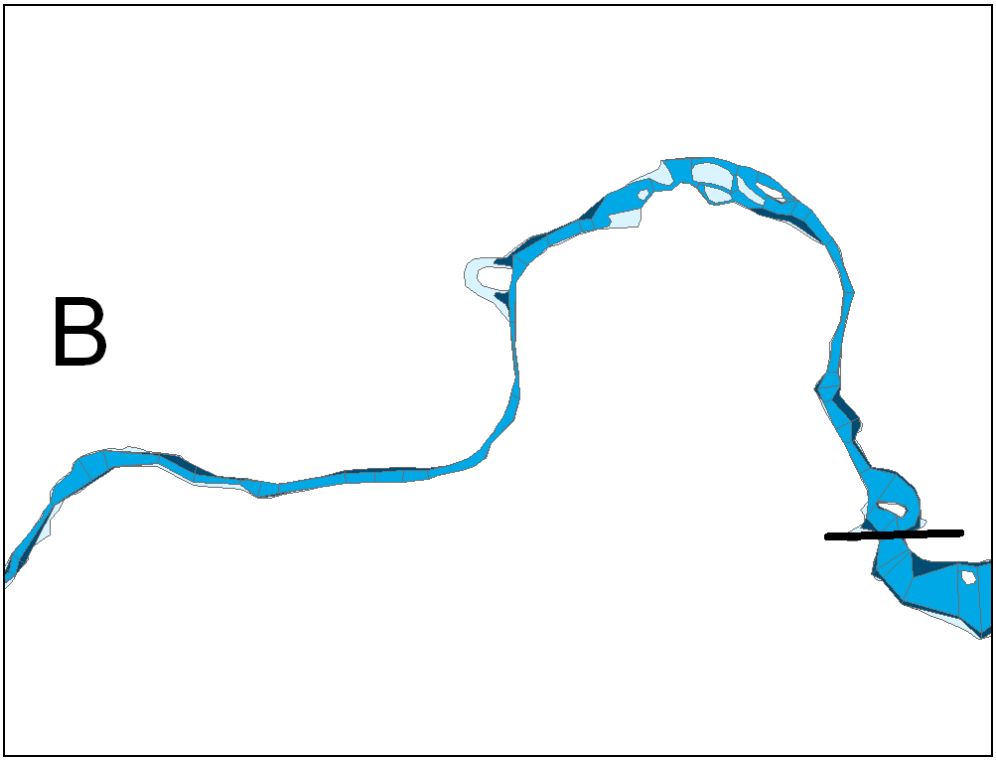
Vi har gjort oppmålinger av vanndekket areal i Åbjøravassdraget på to forskjellige vannføringer, en lav i 2006 og en relativt høy i 2005, henholdsvis ca 2 m^3/s og ca 30 m^3/s målt ved utløpet av Åbjørvatn. Den høye vannføringen tilsvarer tilnærmet breddfull elv, mens den lave er valgt å representere lavvannføring etter regulering. I de videre beregningene har vi valgt å anta at vanndekt areal er tilnærmet lineært avhengig av vannføring mellom de to innmålte vannføringene på de enkelte delstrekningene. Denne antakelsen er basert på at de to målte vannføringene representerer ytterpunkter innenfor en relativt full elv, samt at lokale variasjoner vil jevne seg ut over delstrekningene som er analysert. Innmåling av vanndekt areal på mange vannføringer er ressurskrevende og er avveid mot gevinsten og behovet i denne undersøkelsen. Vi brukte denne lineære tilnærming til å estimere vanndekt areal på 13 m^3/s (gjennomsnittlig sommervannføring etter regulering), og det er lite sannsynlig at en lineær tilnærming gir vesentlige feil innenfor dette vannføringsområdet. Det må videre påpekes at vannføringene på de ulike delstrekningene har vært ukjente, delvis fordi vannføringen har variert en del under oppmålingen, og delvis fordi vannføringen generelt øker med tilsiget nedover i vassdraget. På feltrunden under lav vannføring i 2006 målte vi imidlertid vannføringen ved Gardsfossen i Åbjøra til ca 1,1 m^3/s. Vannføringen ved målestasjonen ved utløpet av Åbjørvatn var samtidig ca 2,1 m^3/s.

Det fysiske habitatet i Åelva og Åbjøra varierer med tanke på beskaffenhet for oppvekst av ungfisk av laks og ørret. Dette gjelder særlig substrat. Vi har valgt å dele Åelva i fire seksjoner (A-D) og Åbjøra i tre seksjoner (E-G), der B, D, E og G har de beste områdene for ungfisk av laks og ørret, mens A, C og F har fysisk habitat som er dårligere egnet (**figur 8 a-f**, se **figur 11** for substratsammensetting i områdene). Vanndekt areal er gitt for vannføringer på 2 og 30 m^3/s, og begge vannføringene refererer til vannmerket ved utløpet av Åbjørvatn, og ikke reell vannføring på den enkelte strekning. Vanndekt areal på 2, 13 og 30 m^3/s er beregnet for hver av seksjonene, og aggregert i arealer med egnet og mindre egnet fiskehabitat i de to elvestrekningene (**tabell 4** og **5**).

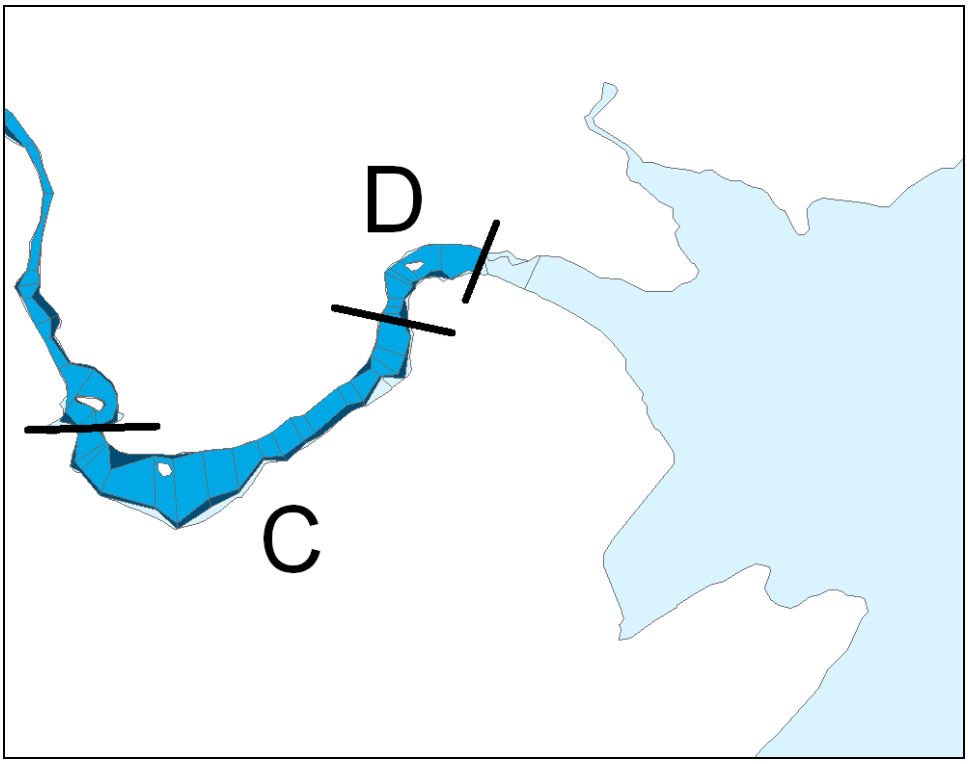


Figur 8a. *Vanndekt areal i seksjon A (fra båtplassen nedenfor Hårstadfossen og opp til Fuglstad bru). Blå farge viser det vanndekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggsarealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kartgrunnlaget er farget lyseblått.*

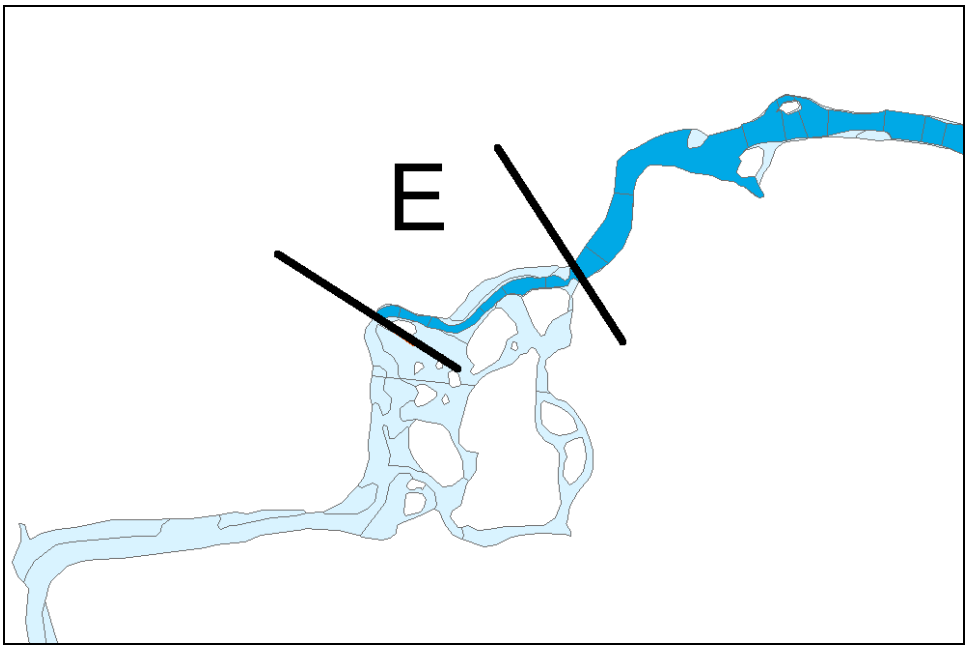




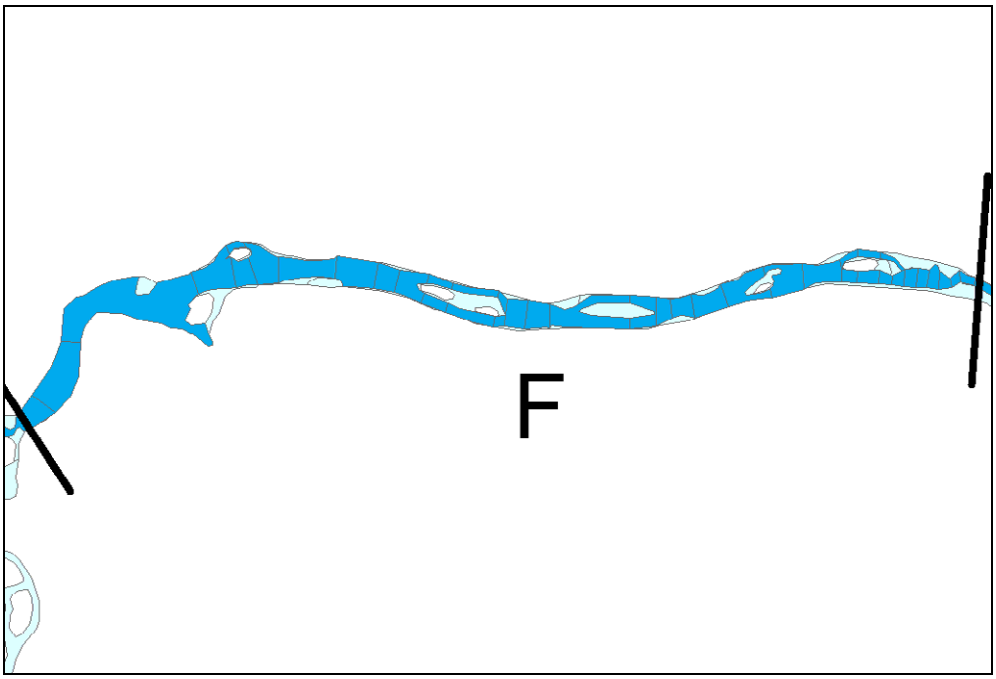
Figur 8b. *Vanndekt areal i seksjon B (fra Fuglstad bru og opp til ovenfor Storåfossen). Området er delt i to av framstillingsmessige grunner. Blå farge viser det vanndekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggsarealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kartgrunnlaget er farget lyseblått.*



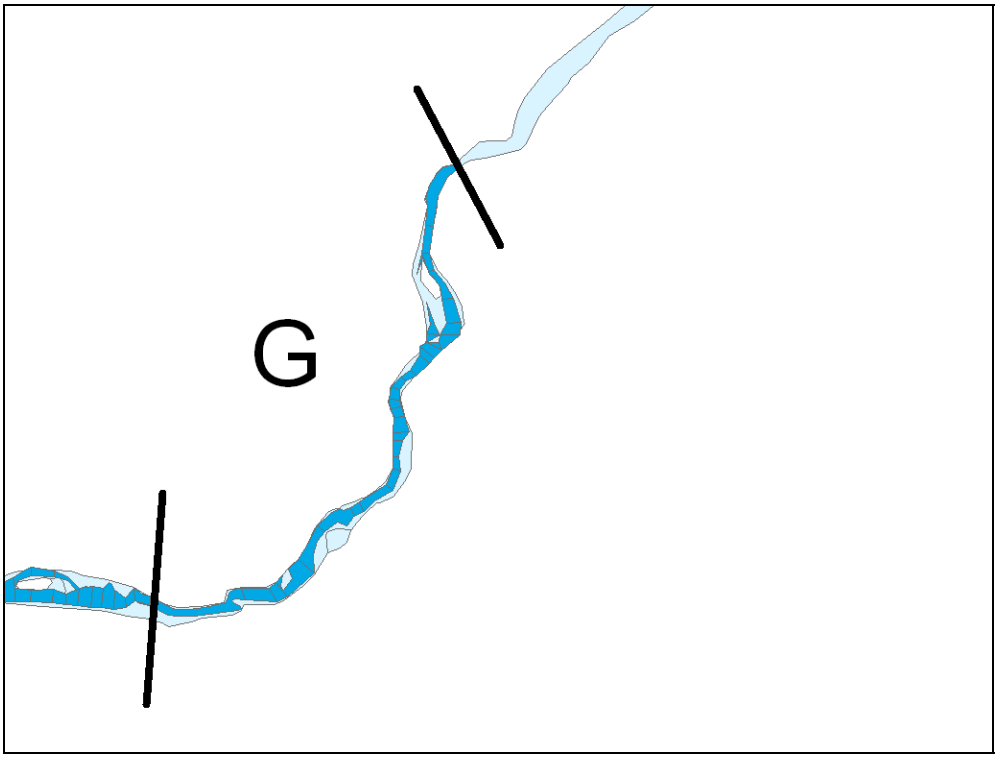
Figur 8c. *Vanndekt areal i seksjon C og D (fra Storåfossen og opp til Åbjørvatn). Blå farge viser det vanndekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggsarealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kartgrunnlaget er farget lyseblått.*



Figur 8d. *Vanndekt areal i seksjon E (Strykpartiet ovenfor Åbjørmoen). Blå farge viser det vanndekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggsarealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kartgrunnlaget er farget lyseblått. Deltaområdet i sone E er bare kartlagt langs hovedstrengen på nordsida, og deler av dette området er vanndekt på moderat og høy vannføring.*



Figur 8e. *Vanndekt areal i seksjon F (fra nedenfor Gardsfossen til Mensfossenn). Blå farge viser det vanndekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggs-arealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kart-grunnlaget er farget lyseblått.*



Figur 8f. *Vanndekt areal i seksjon G (Fra Mensfossen til Urdfossen). Blå farge viser det vann-dekte arealet ved lav vannføring (ca 2 m^3/s), mens mørk blåfarge viser tilleggsarealet som blir vanndekt ved høy vannføring ca 30 m^3/s. Elvesenga slik den framstår fra kartgrunnlaget er i lyseblått.*

Tabell 4. *Beregnet vanndekt areal i Åelva, fordelt på seksjonene A-D ved høy og lav vannføring (30 og 2 m^3/s), og estimert for 13 m^3/s ved lineær interpolasjon. Den andelsmessige reduksjonen i areal fra 30 til 2 m^3/s er også gitt.*

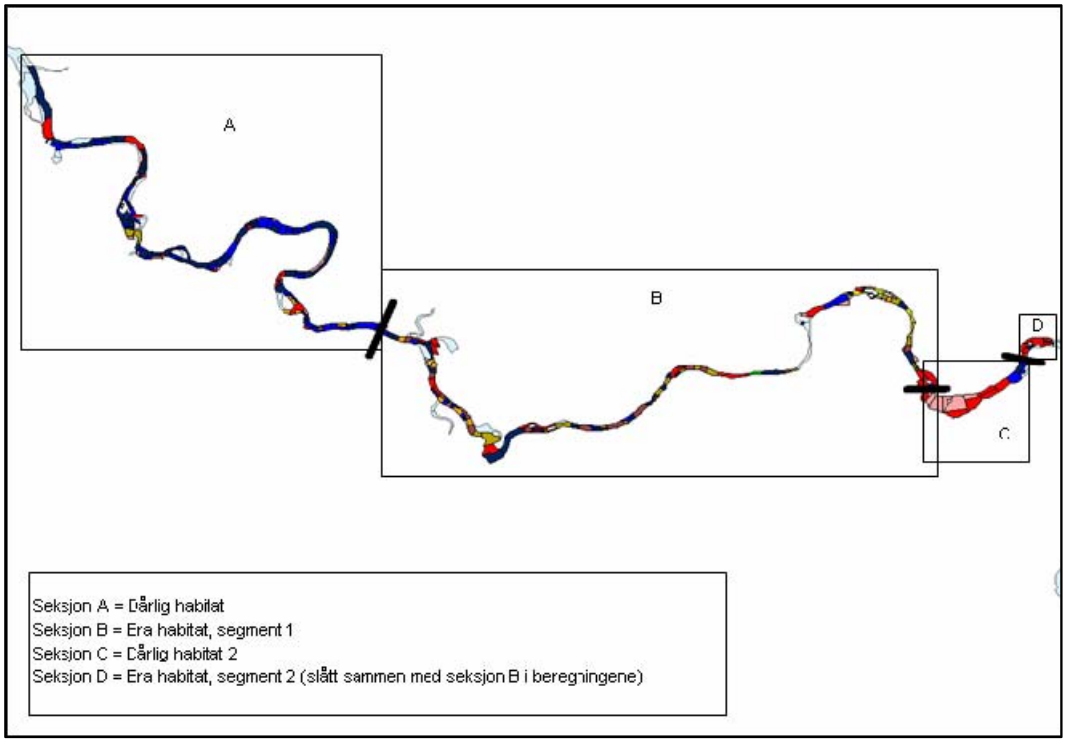
Vannføring (m^3/s)	Seksjon A (m^2)	Seksjon B&D (m^2)	Seksjon C (m^2)
30	226 700	302 300	85 300
13	196 600	259 400	74 300
2	177 200	231 700	67 100
Reduksjon	21,8 %	23,4 %	21,4 %

Tabell 5. *Beregnet vanndekt areal i Åbjøra, fordelt på seksjonene E-F ved høy og lav vannføring (30 og 2 m^3/s) og estimert for 13 m^3/s ved lineær interpolasjon. Den andelsmessige reduksjonen i areal fra 30 til 2 m^3/s er også gitt.*

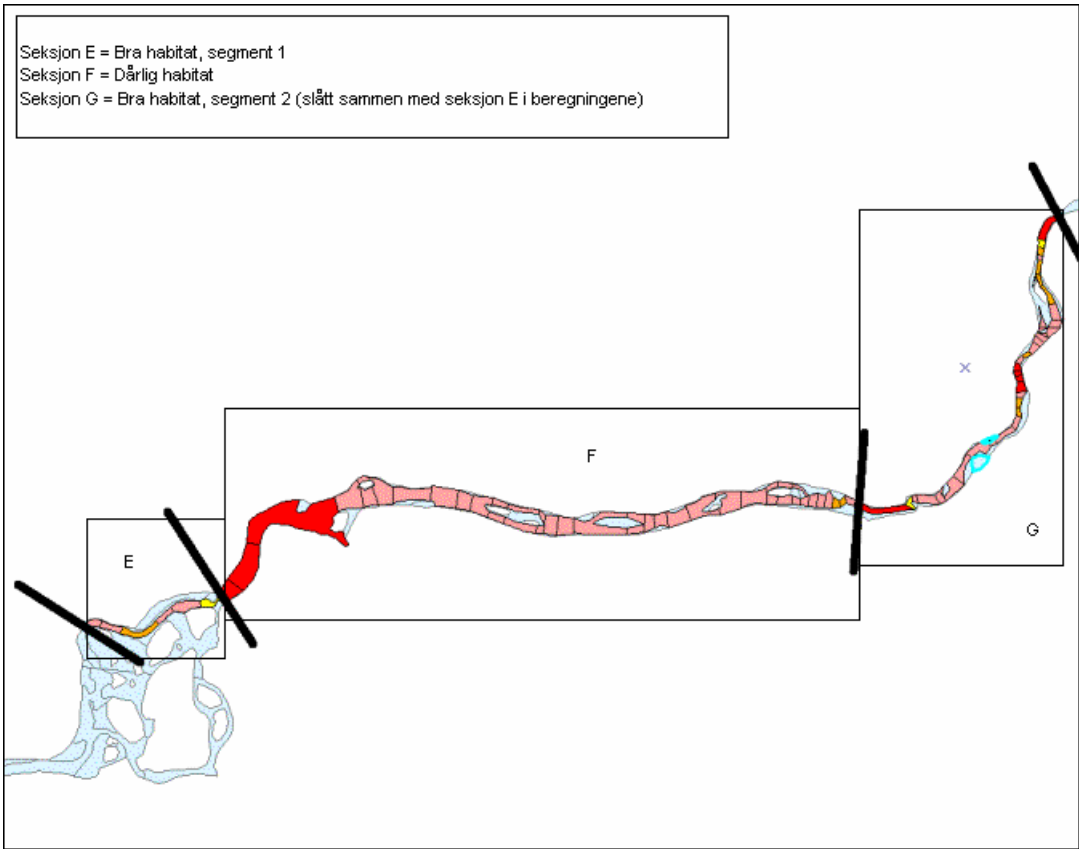
Vannføring (m^3/s)	Seksjon E&G (m^2)	Seksjon F (m^2)
30	85 000	194 000
13	69 600	177 800
2	59 700	167 400
Reduksjon	29,8 %	13,7 %

3.3 Habitatklassifisering

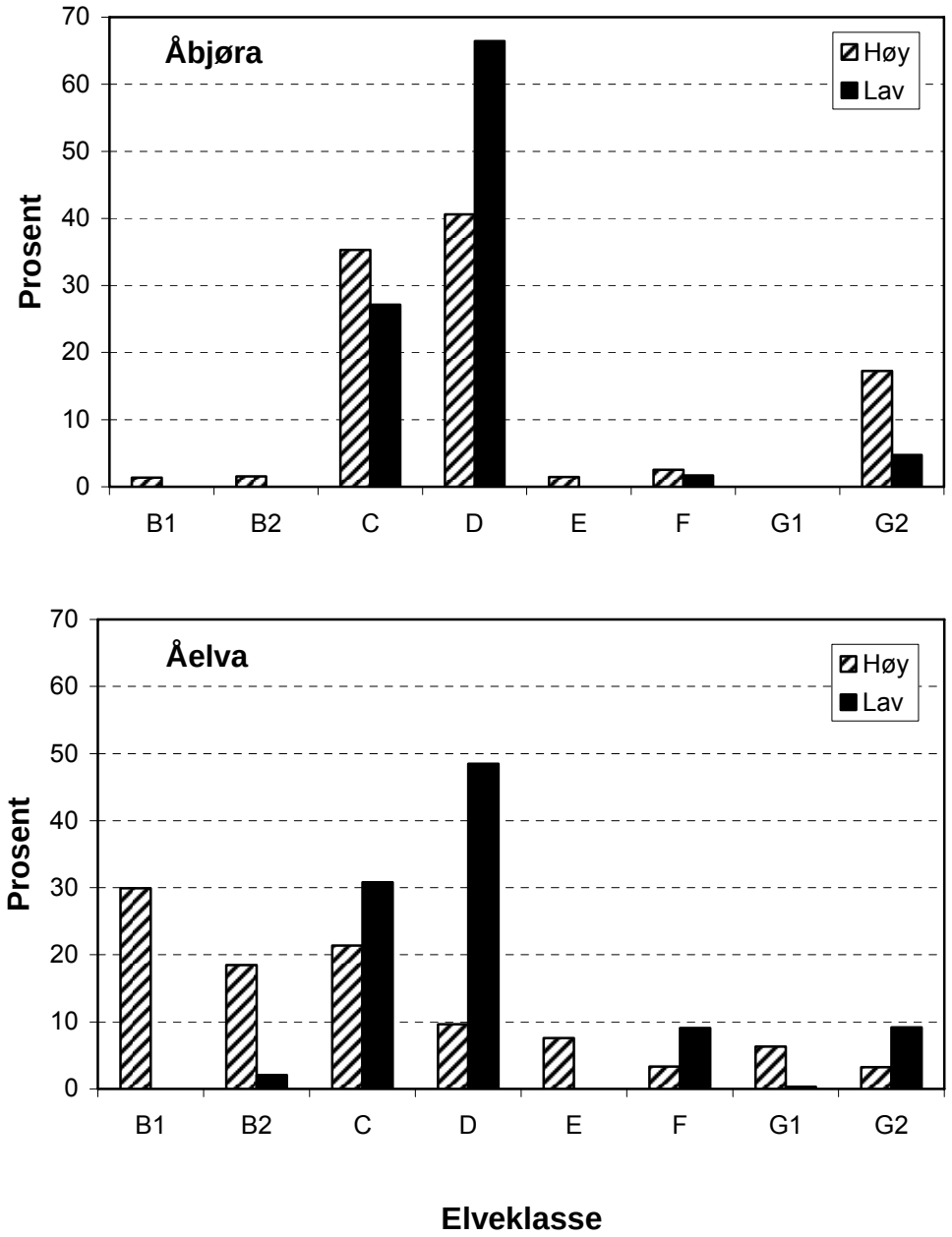
Samtidig med innmåling av vanndekt areal ble det fysiske habitatet inndelt i mesoklasser for hele den anadrome strekningen i Åbjøravassdraget (se **vedlegg 7.3 og 7.4**), og seksjoneringen er gjort tilsvarende som for beregning av vanndekt areal, dvs at vassdraget er delt inn i seksjonene A-G. Seksjonene representerer ”bra” og ”dårlig” habitat for ungfisk av laks og ørret. **Figur 9a** og **9b** viser oversiktsbilder av vassdraget, mens de detaljerte habitatkartene er vist i vedlegg. Vi har også beregnet fordeling og areal av de forskjellige habitatklassene (**figur 10**) ved lav og høy vannføring (2 og 30 m^3/s). Fordelingen på 13 m^3/s ble estimert som gjennomsnittet av fordelingene ved de to vannføringene.



Figur 9a*. Oversiktskart som viser seksjonene for habitatklassifisering av Åelva*



Figur 9b. *Oversiktskart som viser seksjonene for habitatklassifisering av Åbjøra.*

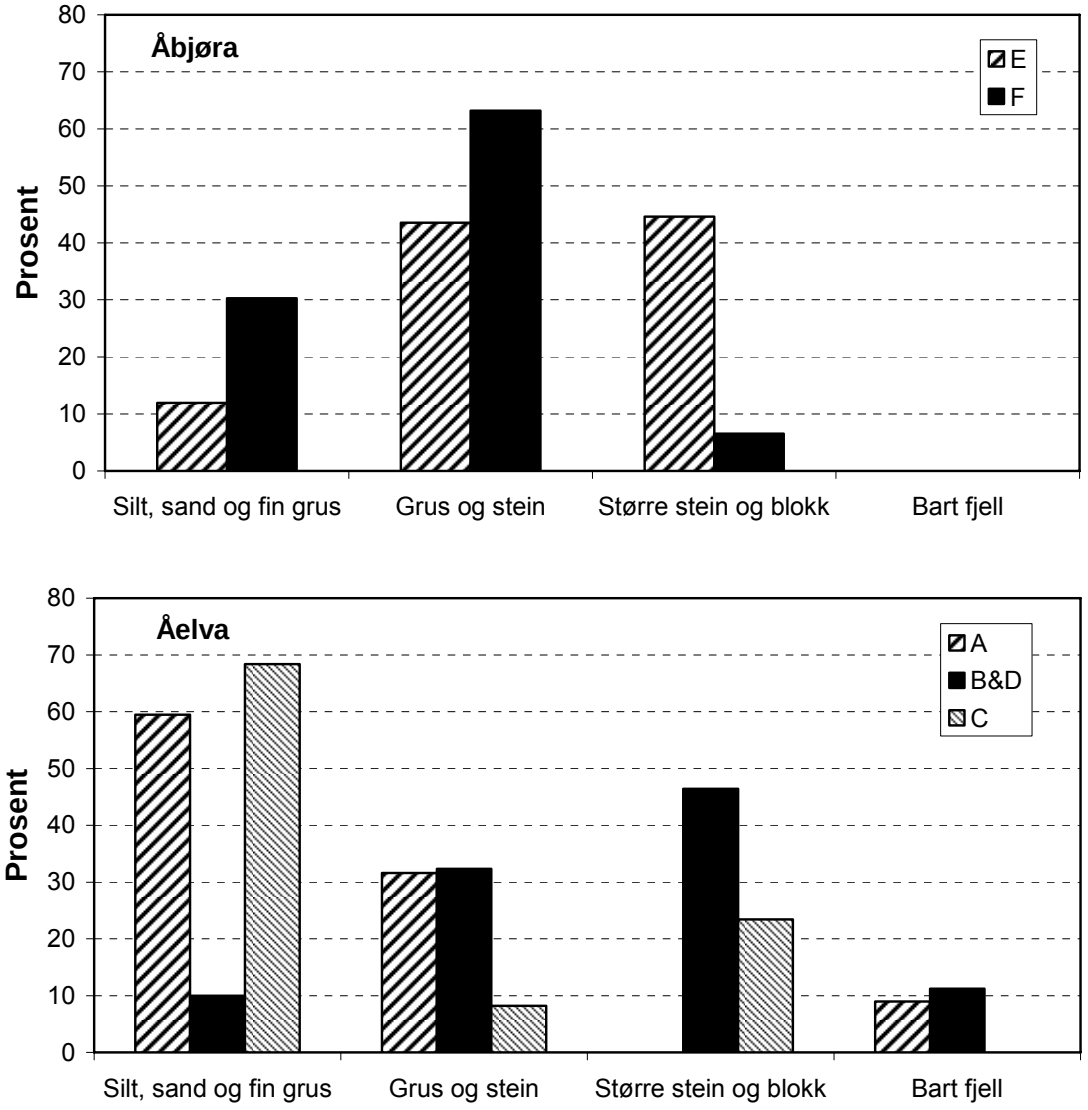


Figur 10. *Prosentvis fordeling av mesohabitatklasser (se vedlegg 7.2 for karakterisering av alle klassene) ved høy (30 m^3/s) og lav (2 m^3/s) i Åbjøra og Åelva. E og G1 er ulike varianter av dypstryk, B2 er glattstrømmer, D er grunnområder, B1 og C er høl-lignende områder og F og G2 er to varianter av stryk.*

3.4 Substratfordeling

Vi har også foretatt en inndeling av vassdraget med hensyn på substratet. Kartleggingen ble hovedsakelig gjort på lav vannføring. Substratet i et vassdrag er i stadig forandring, fordi erosjon og sedimentasjon er kontinuerlige prosesser. Det er vanskelig å anslå hvilken effekt reguleringen har hatt på substratfordelingen i vassdraget, men generelt vil lange perioder med lav vannføring medfører sedimentasjon, særlig på flate strekninger av et vassdrag. Med referanse til vår inndeling av Åbjøravassdraget i seksjoner, antar vi i denne sammenheng at særlig seksjon A, C og F kan omfattes av denne problemstillingen. Under vår kartlegging av vassdraget

registrerte vi store mengder sand på disse strekningene. Forskjellene i substrat i de ulike seksjonene (samme som for mesohabitat og areal) gjenspeiles godt i vår kartlegging (**figur 11**).



Figur 11. *Andelsmessig fordeling av ulike substratklasser i to seksjoner i Åbjøra (seksjon E er vurdert som områder med godt substrat og F med dårlig substrat) og tre seksjoner i Åelva (seksjon A er vurdert som områder med dårlig substrat, B og D har bra substrat og C er vurdert å ha dårlig substrat). Seksjonsinndelingene er gitt i* ***figur 9 a,b****. Substratklassene er basert på målinger og vurderinger av partikkelstørrelser; Silt, sand og fin grus: <2 cm, Grus og stein: 2-20 cm, større stein og blokker: >20 cm og bart fjell.*

3.5 PKD

I september 2006 ble parasittsykdommen proliferativ nyresyke (PKD - Proliferativ Kidney Disease) påvist hos innsamlet død fisk, og fisk innsamlet ved elfiske 7-8. september. Ved obduksjon ble det i henhold til rapporten fra Veterinærinstituttet (brev av 10. oktober 2006) bemerket sterk forstørrede og bleke nyrer (blodrand). Ved histopatologi ble det funnet uttalte forandringer i nyre, nekrose og betennelsesreaksjoner, samt parasittceller forenelig med PKX (betegnelse for parasittceller knyttet til PKD). Genetiske analyser (PCR med sekvensering) ble brukt for endelig påvisning av parasitten. PKD ble påvist hos både årsyngel av laks, hos eldre laks- og au-

reunger, og på alle de tre områdene (øverst, i midten og nederst i Åelva), men angrepene var mindre uttalte i øvre del (ovenfor Storåfossen). PKD-parasitten (se nedenfor) ble like før publiseringen av denne rapport også bekreftet funnet på om lag halvparten av de innsendte fiskene (fra 24.-25. oktober 2006) fra Åbjøra (Tor Atle Mo, Veterinærinstituttet, pers. med.). Nærmere rapport fra funnet foreligger ikke.

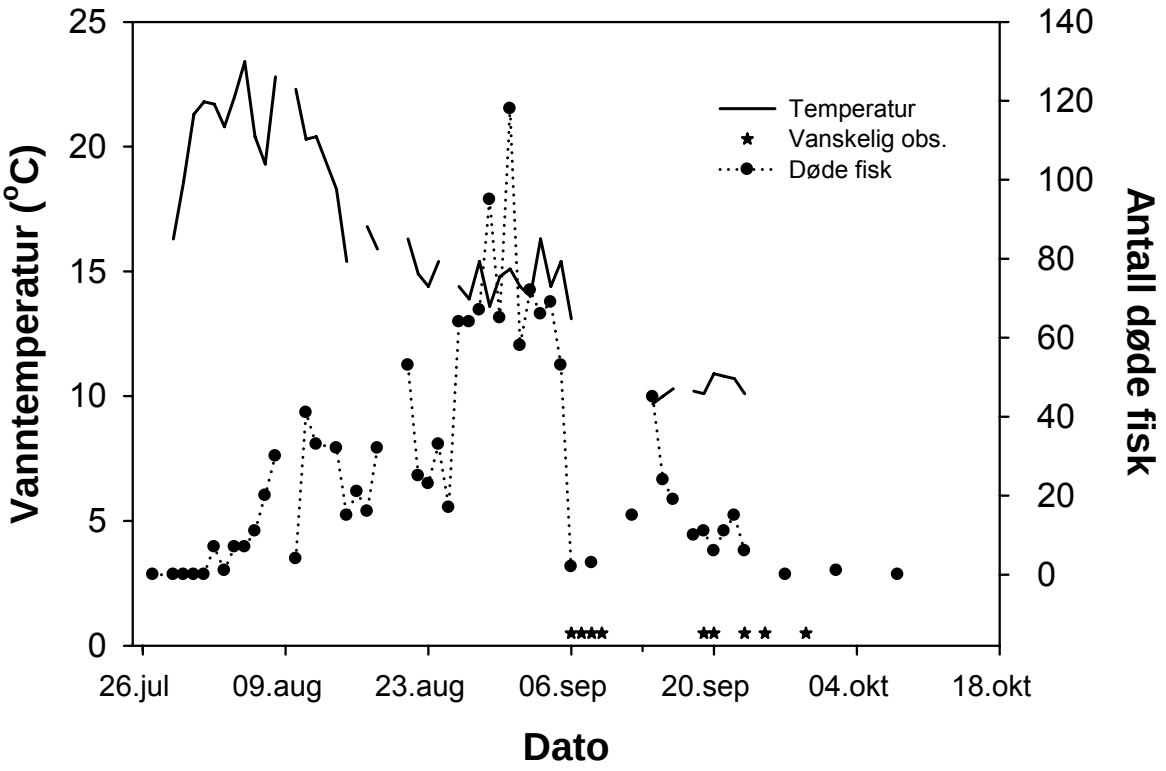
PKD er forårsaket av parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Canning m. fl. 1999) som har mosdyr som hovedvert. *T. bryosalmonae* tilhører klassen Malacosporea i rekken Myxozoa, og systematisk ligger den trolig nærmest nesledyrene (som maneter). Parasittens hovedvert, mosdyr, er kolonidannende ca 1 mm store dyr (zooider) som er omgitt av et gelatin, læraktig eller kalkholdig ytre skjelett. Koloniene kan danne treformede strukturer, og omtales ofte som ferskvannets korall. Det sannsynligvis vanligste ferskvannsmosdyret i Norge kalles imidlertid gelémosdyret og ser ut som geléklumper. Parasitten som slippes som sporer fra mosdyrene kan angripe både laks, aure og røye (Feist m. fl. 2002). Sporene trenger inn i fisken gjennom hud eller gjeller. Sykdom kan oppstå ved vanntemperaturer på over 12 °C (Morris m. fl. 2005), men større sykdomsutbrudd oppstår typisk ved vanntemperaturer over 15 °C (Tops m. fl. 2006). I fiskeanlegg i Norge er det flere ganger rapportert utbrudd av PKD i perioden august til oktober, med stor dødelighet, men det er ikke påvist utbrudd nord for Møre og Romsdal. I ville fiskebestander er det i Norge bare påvist utbrudd i Håelva i Rogaland i 1988 og 1990 (Veterinærinstituttet). Det er ikke kjent om parasitten finnes naturlig i Åbjøravassdraget eller i andre vassdrag i Norge, eller i hvilken grad den er spredd. Etter at parasitten ble påvist også i Jølstra i Sogn og Fjordane i oktober 2006, ble det startet en pilotundersøkelse av forekomsten av PKD i 18 andre norske laksevassdrag.

I elver i Sveits, hvor fangstutbyttet av aure er kraftig redusert, har økt forekomst av PKD på grunn av økt temperatur vært foreslått som en viktig faktor (Wahli m. fl. 2002). Både Wahli m. fl. (2002) og Tops m. fl. (2006) antar at forekomsten og alvorligheten av PKD i nordlige regioner vil øke på grunn av høyere vanntemperaturer i et endret klima. Det er ikke påvist smitte mellom fisk (Tops m. fl. 2004, 2006), og heller ikke smitte tilbake fra fisk til mosdyr. Smitte fra fisk tilbake til mosdyr kan imidlertid ikke utelukkes fordi det er funnet sannsynlige sporer av parasitten i urin fra regnbueaure (Hedrick m. fl. 2004).

Det ble også gjort funn av andre parasitter i fisken fra Åelva: øyeikter (*Diplostomum* sp.), ikter i tarm (trolig *Crepidostomum* sp.) og bendelmark (trolig *Diphyllobothrium* sp.).

3.6 Dødfiskobservasjoner i 2002-2005

De daglige observasjonene av død fisk i 2004 tyder på at dødeligheten startet i slutten av juli i forbindelse med en varmeperiode hvor vanntemperaturen steg til over 20 °C (**figur 12**). Dødeligheten nådde imidlertid en topp (over 100 fisk pr dag) i månedsskiftet august-september, da temperaturene hadde sunket til ca 15 °C. I den påfølgende perioden var det mange dager med vanskelige observasjonsforhold, men dødeligheten fortsatte til månedsskiftet september-oktober, da vanntemperaturen var sunket til ca 10 °C og trolig lavere. Erling Sylten oppgir på basis av mindre systematiske observasjoner i 2002 og 2003 at mønstret for dødelighet disse årene var tilnærmet det samme som i 2004. I 2006 oppgir han dødeligheten var noe mer forsinket i forhold til perioden med høy temperatur. Det ble funnet PKX-celler hos to laks fra dødfiskinnsamlingene i 2004, og diagnosen ”Forandringer forenlig med proliferativ nyresjuke” ble stilt (brev fra veterinær Arve Nilsen, Brønnøysund, 13. november 2006). I 2005 ble det ikke funnet død fisk i Åelva.



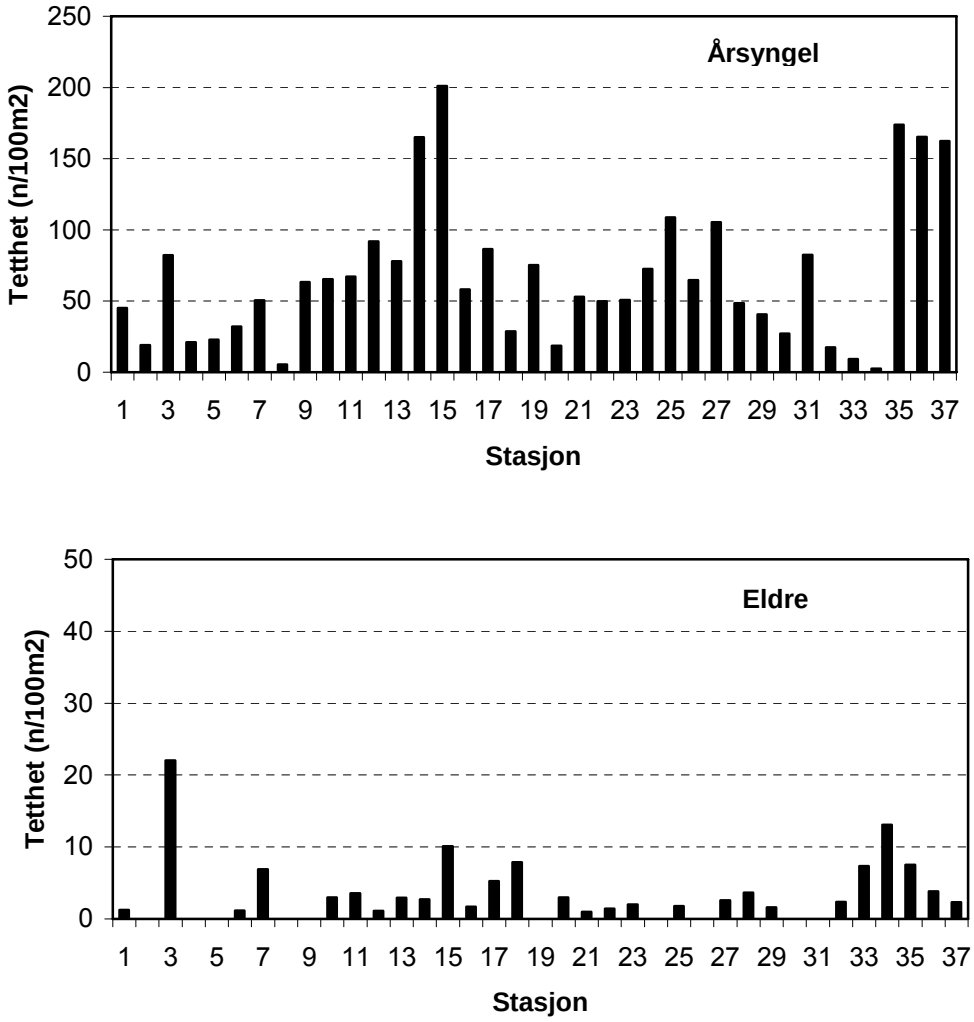
Figur 12. *Registreringer av død fisk og vanntemperaturer i Åelva sommeren 2004. Stjerner angir dager da observasjonsforholdene var vanskelige på grunn av høy vannføring og/eller dårlig vær.*

3.7 Ungfisktettheter

3.7.1 Åelva

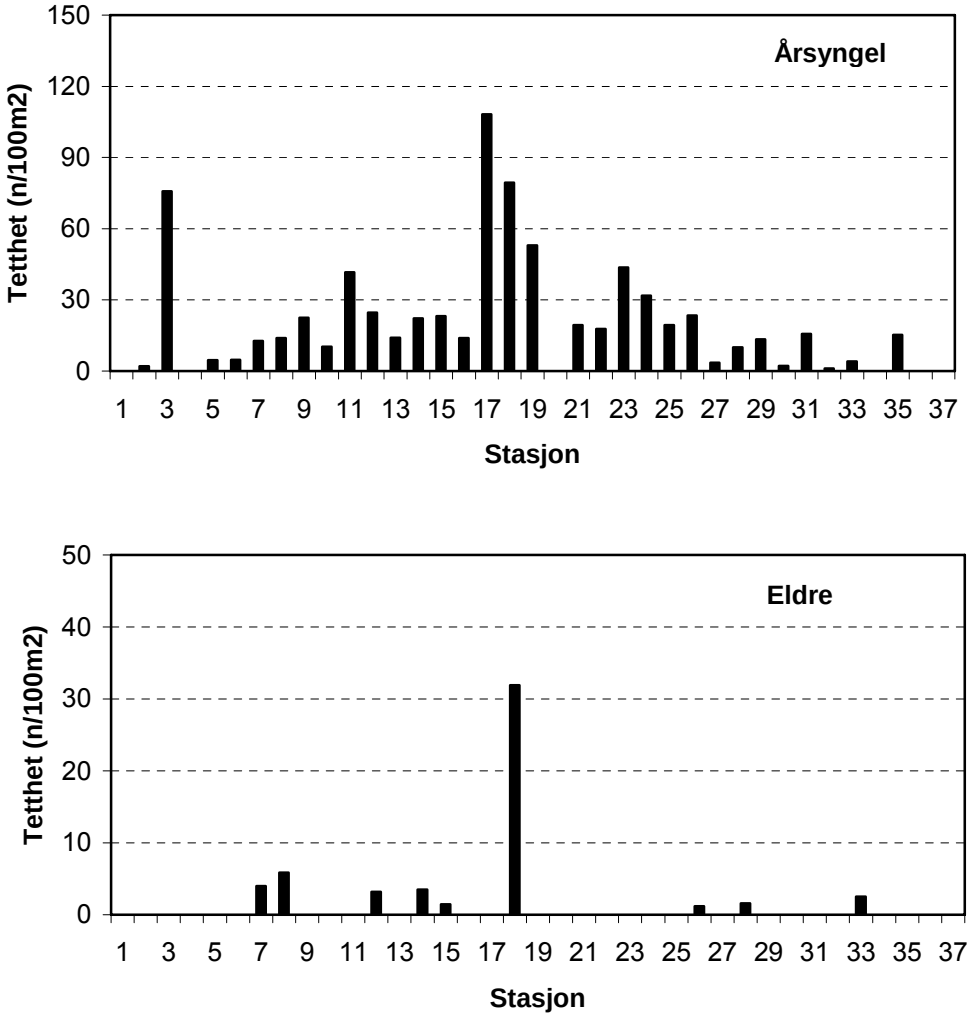
Årsyngel av laks ble funnet på alle de 37 stasjonene som ble undersøkt i august 2005 (**figur 13**). Den beregnede tettheten av årsyngel varierte fra 3 til 201 individer pr. 100 m^2, og gjennomsnittet var 68 individer pr. 100 m^2. Det var rimelig høye tettheter av årsyngel i alle deler av Åelva, noe som tyder på en god fordeling av gytefisk høsten 2004. De høyeste tetthetene ble funnet ovenfor Storåfossen, og på et område ved Blindneset.

Eldre laksunger ble funnet på 27 av stasjonene (**figur 13**). Høyest tetthet, 22 individer pr. 100 m^2, ble funnet i en elveforbygning like nedenfor Hårstadfossen. Gjennomsnittlig tetthet av eldre laksunger var svært lav med 3,3 individer pr. 100 m^2. Ettårige laksunger utgjorde 55 % av de eldre laksungene. Presmolt, fisk som sannsynligvis vil vandre ut som smolt neste år, utgjorde 39 % av de eldre laksungene.



Figur 13. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre laksunger på ulike stasjoner i Åelva i august 2005. Merk at det er ulik skala på y-aksene. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-3: nedenfor Hårstadfoss. St 4-11: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. St 12-22: Fuglstad Bru - Lonfoss. St 23-30: Lonfoss - Brattfossen. St 31-37: Brattfossen - Åbjørvatn.*

Årsyngel av aure ble funnet på 31 av 37 stasjoner (**figur 14**). Høyest tetthet som ble registrert var 108 individer pr. 100 m^2, og gjennomsnittlig tetthet var 28 individer pr. 100 m^2. Det var lite årsyngel av aure ovenfor Brattfossen. Eldre aureunger ble funnet på ni av stasjonene (**figur 14**). Med unntak av høy tetthet i en elveforbygning ved Fuglstad, var tetthetene lave.



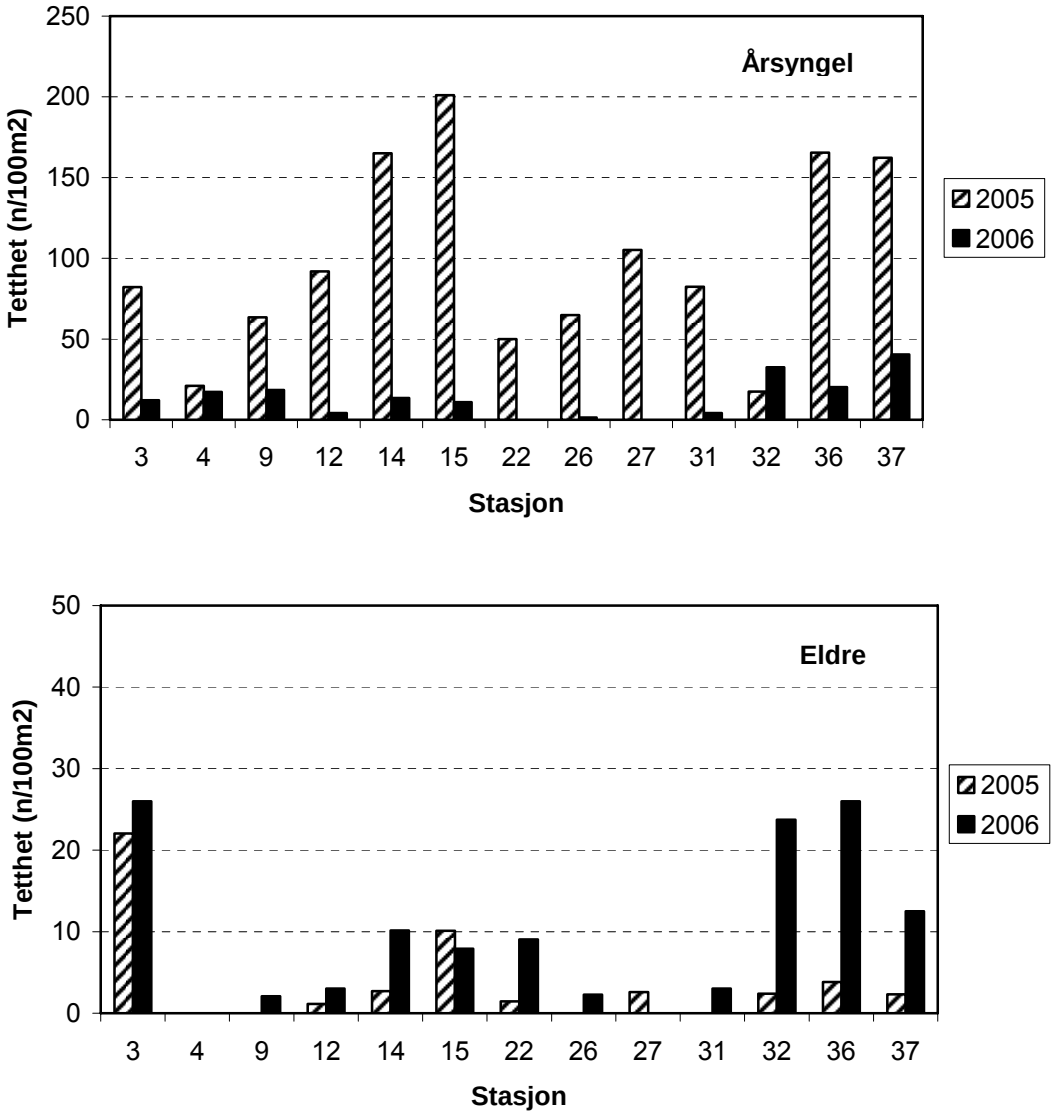
***Figur 14**. Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre aureunger på ulike stasjoner i Åelva i august 2005. Merk at det er ulik skala på y-aksene. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-3: nedenfor Hårstadfoss. St 4-11: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. St 12-22: Fuglstad Bru - Lonfoss. St 23-30: Lonfoss - Brattfossen. St 31-37: Brattfossen - Åbjørvatn.*

I oktober 2006 ble 13 stasjoner i Åelva elfisket. Årsyngel av laks ble funnet på 11 av stasjonene. Tettheten av årsyngel var vesentlig lavere i 2006 enn året før (**figur 15**) med en gjennomsnittlig tetthet på 13 individer pr. 100 m^2. Til sammenlikning var tettheten av årsyngel i gjennomsnitt 98 individer pr. 100 m^2 på disse 13 stasjonene i 2005.

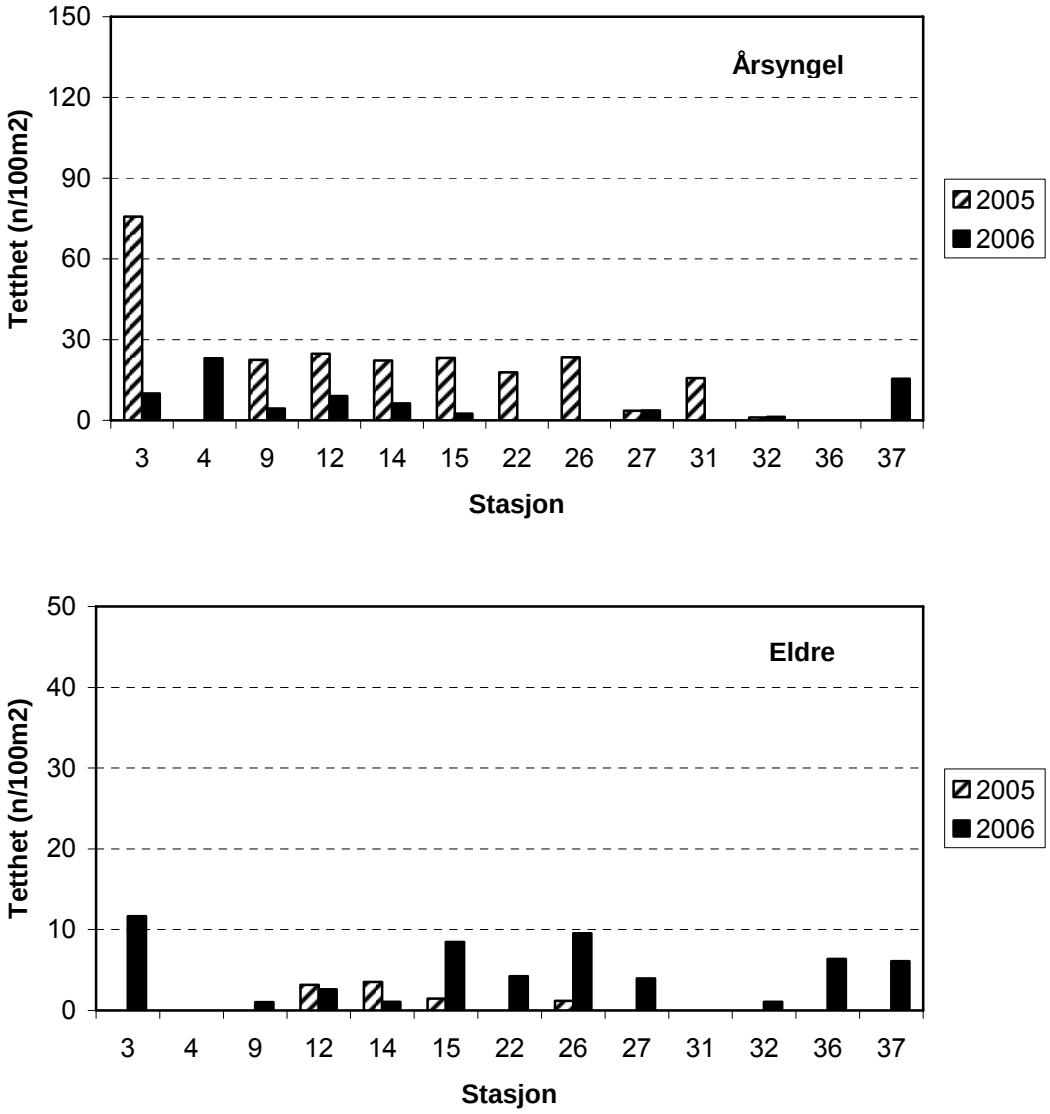
Eldre laksunger ble funnet på 11 av 13 stasjoner i 2006 (**figur 15**). Tettheten av eldre laksunger var høyere i 2006 enn året før, med en gjennomsnittlig tetthet på 9,7 individer pr. 100 m^2. Til sammenlikning var tettheten av eldre laksunger i gjennomsnitt 3,7 individer pr. 100 m^2 på disse stasjonene i 2005. Ettårige laksunger utgjorde 78 % av de eldre laksungene i 2006, mens presmolt utgjorde 19 %.

Også for aure var tettheten av årsyngel lavere i 2006 enn i 2005 (**figur 16**). Gjennomsnittlig tetthet på de 13 stasjonene var henholdsvis 18 og 5,4 individer pr. 100 m^2 i 2005 og 2006.

Tettheten av eldre aureunger var høyere i 2006 enn i 2005, og dette samsvarer med resultatene for eldre laksunger.



Figur 15. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre laksunger på ulike stasjoner i Åelva i oktober 2006 sammenliknet med august 2005. Merk at det er ulik skala på y-aksene. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-3: nedenfor Hårstadfoss. St 4-11: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. St 12-22: Fuglstad Bru - Lonfoss. St 23-30: Lonfoss - Brattfossen. St 31-37: Brattfossen - Åbjørvatn.*



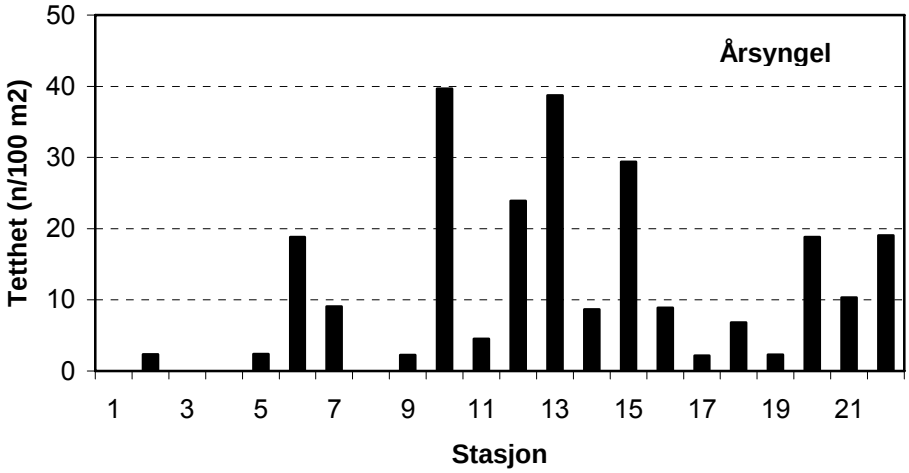
Figur 16. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre aureunger på ulike stasjoner i Åelva i oktober 2006 sammenliknet med august 2005. Merk at det er ulik skala på y-aksene. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-3: nedenfor Hårstadfoss. St 4-11: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. St 12-22: Fuglstad Bru - Lonfoss. St 23-30: Lonfoss - Brattfossen. St 31-37: Brattfossen - Åbjørvatn.*

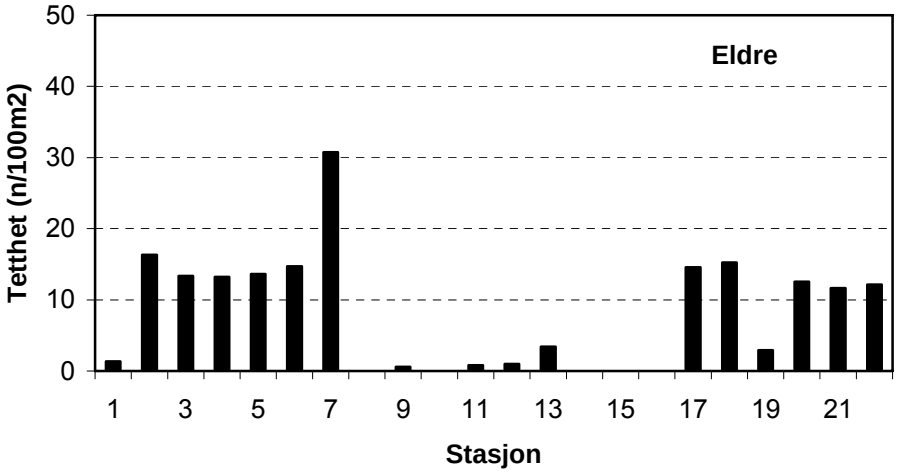
3.7.2 Åbjøra

Årsyngel av laks ble funnet på 18 av de 22 stasjonene som ble undersøkt i august 2005 (**figur 17**). Tettheten av årsyngel var høyest i de midtre deler av Åbjøra, men årsyngel ble funnet helt opp til Urdfossen. Høyeste tetthet som ble registrert var 40 individer pr. 100 m^2, mens gjennomsnittlig tetthet var 11 individer pr. 100 m^2.

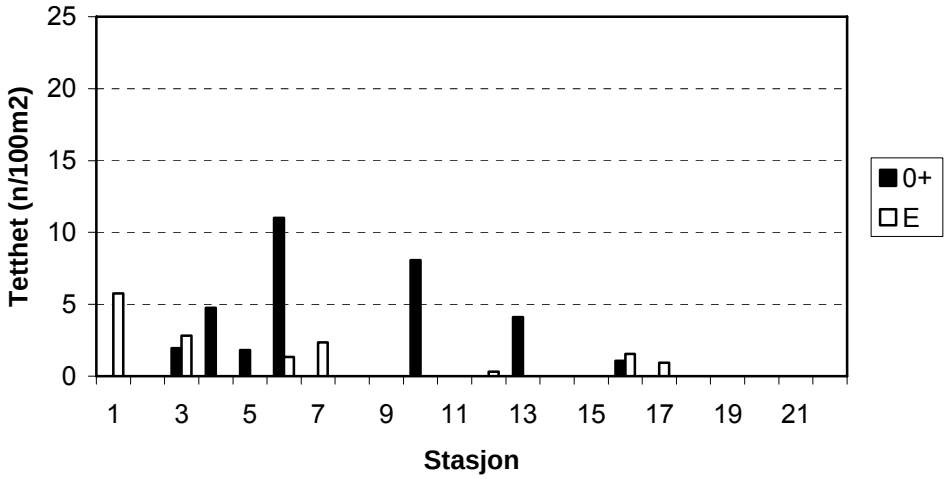
Eldre laksunger ble funnet på 17 av stasjonene (**figur 17**). De høyeste tetthetene ble funnet nedenfor Gardsfossen og i de øverste delene av lakseførende strekning i Åbjøra, mens tettheten av eldre laksunger var svært lave i mellompartiet av elva. Høyest tetthet, 31 individer pr. 100 m^2, ble funnet like nedenfor Gardsfossen. Gjennomsnittlig tetthet av eldre laksunger var lav, 8,1 individer pr. 100 m^2. Ettårige laksunger utgjorde 83 % av de eldre laksungene, mens presmolt utgjorde 16 %.

Aureunger ble funnet på 11 av stasjonene (**figur 18**). Tettheten var lav på alle stasjonene. Ovenfor Mensfoss ble det ikke fanget aureunger.



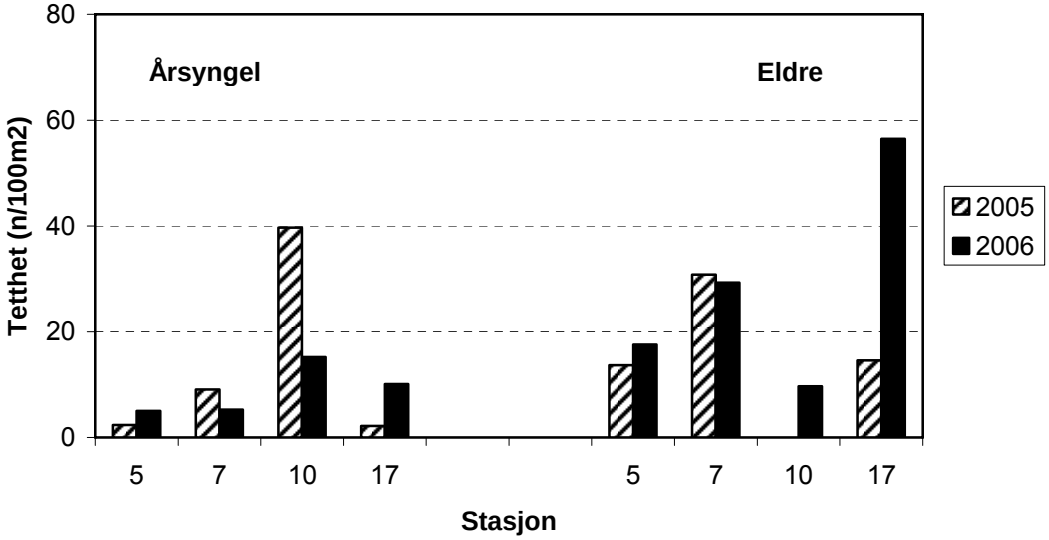


Figur 17. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre laksunger på ulike stasjoner i Åbjøra i august 2005. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-7: nedenfor Gardsfossen. St 8-18: Gardsfossen - Mensfoss. St 19-22: Mensfoss - Urdfoss.*



Figur 18. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel (0+) og eldre aureunger (E) på ulike stasjoner i Åbjøra i august 2005. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med stasjon 1 nederst. St 1-7: nedenfor Gardsfossen. St 8-18: Gardsfossen - Mensfoss. St 19-22: Mensfoss - Urdfoss.*

I oktober 2006 ble fire stasjoner i Åbjøra elfisket. Det ble funnet både årsyngel og eldre laksunger på alle stasjonene (**figur 19**). På de to stasjonene nedenfor Gardsfossen var tettheten av eldre laksunger lik de to årene. På de to stasjonene i de midtre delene av elva var tettheten av eldre laksunger høyere i 2006 enn i 2005. Nedenfor Gardsfossen utgjorde ettåringer 41 % av de eldre laksungene, mens denne aldersgruppen utgjorde 77 % i de midtre deler av elva.



Figur 19. *Beregnet tetthet (antall individer pr. 100 m^2) av årsyngel og eldre laksunger på ulike stasjoner i Åbjøra i oktober 2006 sammenliknet med august 2005. Stasjon 5 og 7 ligger nedenfor Gardsfossen og stasjon 10 og 17 ligger mellom Gardsfossen og Mensfoss.*

3.8 Alder og størrelse

Fangsten i Åelva i august 2005 var dominert av årsyngel både for laks og aure. For begge artene utgjorde denne aldersgruppen mer enn 90 % av fangsten (**tabell 6**). Ettåringer av laks og aure utgjorde omlag halvparten av de eldre fiskeungene i fangsten dette året. I fangsten fra Åelva i oktober 2005 utgjorde årsyngel en mindre dominerende andel enn året før, med i overkant av 50 % for begge artene. Ettåringer av laks og aure utgjorde en større andel av fangsten av eldre fiskunger i 2006 enn året før.

Fangsten av årsyngel i Åbjøra i august 2005 utgjorde omlag 60 % av den totale fangsten av fiskeunger for både laks og aure (**tabell 6**). I oktober 2006 ble det for både laks og aure fanget en større andel 1+ og eldre fiskeunger enn årsyngel i Åbjøra.

Tabell 6. *Fangst av ulike aldersgrupper av laks- og aureunger ved elfiske i Åbjøra og Åelva i august 2005 og i oktober 2006.*

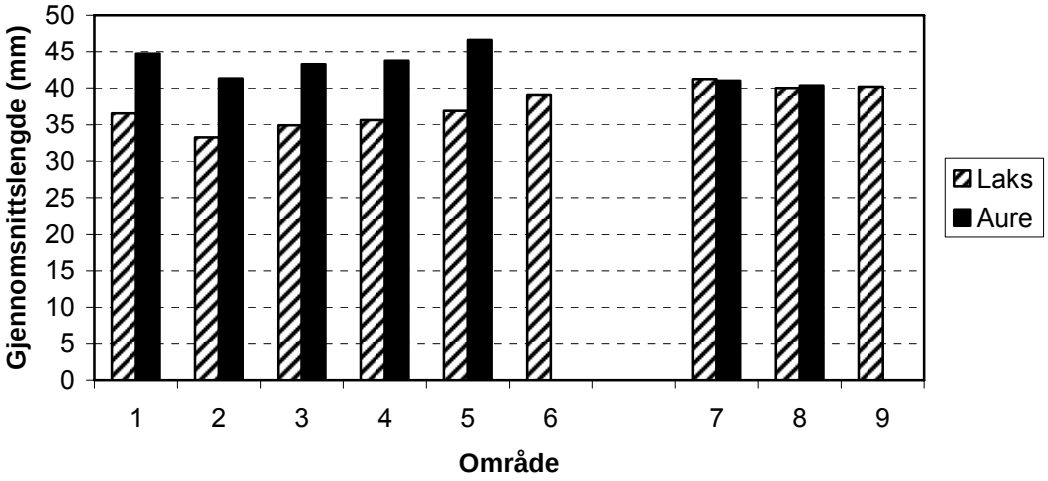
Elv	År	Art	Antall fisk (% i parentes)		
			0+	1+	Eldre
Åelva	2005	Laks	1037 (94%)	36 (3%)	30 (3%)
		Aure	324 (92%)	13 (4%)	16 (4%)
	2006	Laks	137 (55%)	86 (35 %)	25 (10%)
		Aure	62 (54%)	48 (42%)	4 (4%)
Åbjøra	2005	Laks	222 (60%)	122 (33%)	35 (7%)
		Aure	33 (63%)	13 (25%)	6 (12%)
	2006	Laks	50 (28%)	75 (43%)	51 (29%)
		Aure	9 (36%)	6 (24%)	10 (40%)

Aldersbestemmelse av store deler av fangsten av eldre laksunger i 2005 tyder på at mesteparten av de eldre fiskene dette året var 2+. I Åelva ble det imidlertid fanget en 5+ laks på 176 mm, mens det i Åbjøra ble fanget fem 3+ laks.

Tabell 7. *Gjennomsnittstørrelse (i mm) av ulike aldersgrupper av laks og aureunger fanget i Åbjøra og Åelva i august 2005, og for årsyngel av laks og aure fanget i Åbjøra og Åelva i oktober 2006. Gjennomsnittsstørrelsen på årsyngelen er basert på lengdemålinger i felt, mens størrelsen på de andre aldersgruppene er for fisk som er fiksert på sprit og aldersbestemt i lab.*

Elv	År	Alder	Laks		Aure	
			n	snitt (range)	n	snitt (range)
Åelva	2005	0+	557	35,7 (27-53)	222	43,3 (32-63)
		1+	33	74,9 (60-98)	9	83,9 (66-96)
		2+	28	113,1 (91-132)		
		5+	1	176		
Åbjøra	2005	0+	172	40,2 (32-48)	33	40,7 (33-49)
		1+	53	79,0 (61-96)	10	87,7 (80-99)
		2+	12	108,0 (96-120)	4	111,0 (100-119)
		3+	5	133,5 (125-148)		
Åelva	2006	0+	137	41,5 (34-56)	62	48,7 (35-62)
Åbjøra	2006	0+	50	46,6 (37-58)	9	49,4 (41-57)

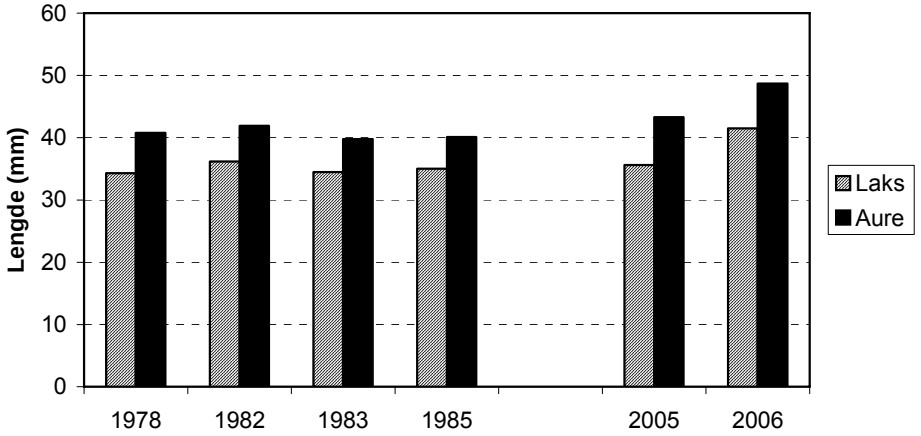
I august 2005 var årsyngelen av laks større i Åbjøra enn i Åelva (**tabell 7**). I Åbjøra var det ingen forskjell mellom ulike elveområder i størrelsen hos årsyngel av laks i 2005 (**figur 20**). I Åelva i 2005 var gjennomsnittsstørrelsen størst øverst i elva og minst på strekningen mellom Fuglstad Bru og Hårstadfoss. I august 2005 var også 1+ laksunger større i Åbjøra enn i Åelva, mens det ikke var noen forskjell i gjennomsnittslengder av 2+ laks mellom de to elvene (**tabell 7**). Aureunger var gjennomgående større enn laksunger av samme alder i Åelva. I Åbjøra var det ingen forskjell i gjennomsnittsstørrelse hos årsyngel av laks og aure (**tabell 7**).



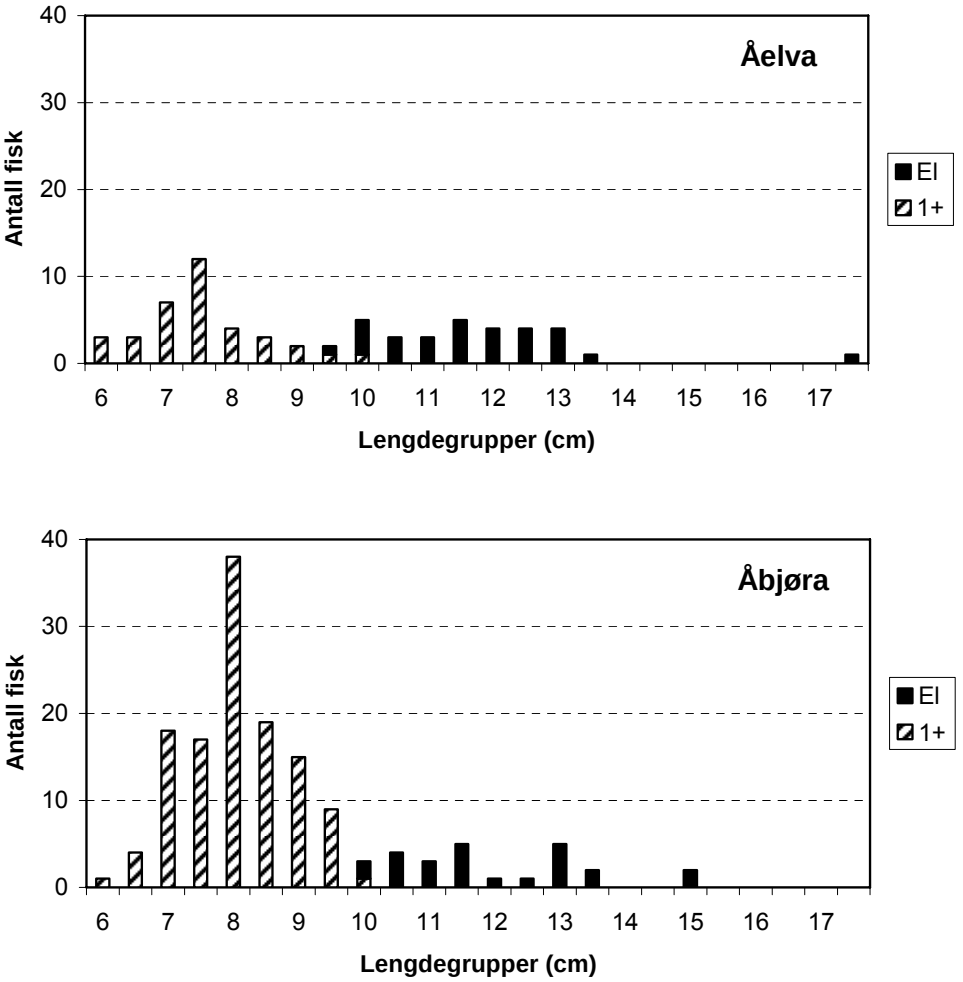
Figur 20. *Gjennomsnittslengde (i mm) for årsyngel av laks og aure i ulike deler av Åelva og Åbjøra i august 2005. Område 1: nedenfor Hårstadfoss. Område 2: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. Område 3: Fuglstad Bru - Lonfoss. Område 4: Lonfoss - Teinfoss. Område 5: Teinfoss- Brattfoss. Område 6: Brattfoss - Åbjørvatn. Område 7: nedenfor Gardsfoss. Område 8: Gardsfoss - Mensfoss. Område 9: Mensfoss - Urdfoss.*

Gjennomsnittstørrelsen av årsyngel av laks og aure i Åelva i 2005 var lik den som ble registrert av Andersen og Langeland (1986) i perioden 1978-1985, hvis vi sammenlikner innsamlinger gjort på omtrent samme tid av året (**figur 21**). Gjennomsnittstørrelsen av årsyngel av laks og aure i Åelva i 2006 var større enn i 2005 og tidligere år. Dette kan skyldes at undersøkelsen i 2006 ble gjennomført senere på året slik at fisken har hatt en lengre periode å vokse på enn for eksempel i 2005. I 2006 ble det også registrert en omfattende dødelighet av årsyngel. Størrelsesselektiv dødelighet kan derfor også ha bidratt til at årsyngelen var større i 2006 enn i 2005.

Lengdefordelingen av 1+ laksunger i Åbjøra og Åelva indikerer at bare et fåtall av laksungene vandrer ut av elva som 2-års smolt (**figur 22**). Dette er i overensstemmelse med resultatene fra analyser av smoltalder i skjell fra voksen laks (se nedenfor).



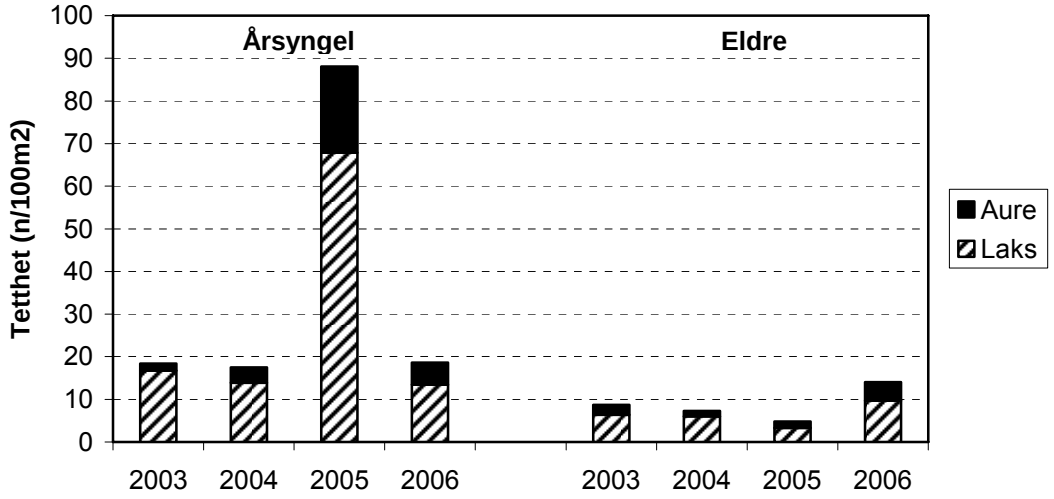
Figur 21. *Gjennomsnittsstørrelse (i mm) hos årsyngel av laks og aure i Åelva i ulike år. Data for 1978-1985 er fra Andersen & Langeland (1986), og bare år hvor elfisket ble gjennomført senere enn 1. september er vist i figuren.*



Figur 22. *Lengdefordeling av 1+ og eldre laksunger fanget ved elfiske i Åelva og Åbjøra i august 2005.*

3.9 Sammenlikning av ungfisktettheter med tidligere undersøkelser

Våre tetthetsdata kan sammenliknes med tetthetsdata fra Bergans (2004) undersøkelser i 2003 og 2004, selv om stasjonsvalget og fisketidspunkt er forskjellig. Bergan (2004) fisket ni stasjoner i Åelva fra Hårstad og opp til like nedenfor Åbjørvatn, og en stasjon i Kvennelva, og fisket tre omganger på alle stasjoner. Han fant som oss stor variasjon i tetthet i ulike deler av elva. Sammenlikningen viser at årene 2003, 2004 og 2006 var karakterisert av lav tetthet av årsyngel, mens 2005 hadde en vesentlig høyere tetthet (**figur 23**). Tettheten av eldre fiskeunger var lav i alle de fire årene, og undersøkelsene gir ikke grunnlag for noen detaljerte sammenlikninger i tettheten av eldre fiskeunger mellom år. Tettheten av eldre fiskeunger synes imidlertid noe høyere i 2006 enn de foregående tre årene, med en gjennomsnittlig tetthet på 14 individer pr. 100m^2 for eldre (≥1+) laks- og aureunger samlet.



Figur 23. *Gjennomsnittlig tetthet (n/100 m^2) av årsyngel og eldre fiskeunger i Åelva om høsten i perioden 2003 - 2005. Tettheter for 2003 og 2004 er beregnet ut fra grunnlagsdata gitt av Bergan (2004) for fangst av fisk på ni stasjoner i Åelva, mens tetthetene for 2005 og 2006 er gjennomsnittsverdier for henholdsvis 37 og 13 stasjoner i våre undersøkelser.*

Det er vanskelig å sammenlikne våre data med data fra undersøkelsen til Andersen & Langeland (1986) som ble gjennomført i perioden 1978-1985. Undersøkelsene ble gjennomført på få stasjoner i Åelva (3-5 stasjoner hvert år), og øverste stasjon lå ved Teinfoss. I tillegg ble det benyttet bare en gangs overfiske på alle stasjonene, noe som gjør det vanskelig å vurdere fangsteffektiviteten i undersøkelsene.

Gjennomsnittlig fangst av eldre (≥1+) laksunger for seks år (1978-80, 1982-83 og 1985) var 3,7 individer pr. 100 m^2 (variasjonsbredde 0,6 - 5,3), mens gjennomsnittlig fangst av eldre (≥1+) aureunger var 4,6 individer pr. 100 m^2 (variasjonsbredde 1,7 – 10,0). Høyest fangst ble gjort i 1985 med et gjennomsnitt på 15,6 eldre fiskunger pr. 100 m^2. Hvis vi antar en fangsteffektivitet (p) på 0,5 tilsvarer en slik fangst en gjennomsnittlig tetthet på omlag 30 eldre fiskeunger pr. 100 m^2. Andersen & Langelands (1986) undersøkelse indikerer at det i alle fall enkelte år kan ha vært en god del høyere tetthet av eldre fiskeunger i perioden 1978-85 enn det som har vært registeret i vassdraget i 2003-2006. Videre indikerer undersøkelsen at tettheten av eldre aureunger i denne perioden var omtrent på samme nivå som tettheten av eldre laksunger. Fangsten av årsyngel av aure var gjennomgående høyere (snitt: 17,4; variasjonsbredde 6-36 individer pr 100 m^2) enn fangsten av årsyngel av laks (snitt: 5,4; variasjonsbredde 2-10 individer pr 100 m^2). Uten detaljert kunnskap om hvor og i hvilke habitater undersøkelsen i 1978-85 ble

gjennomført er det imidlertid vanskelig å trekke konklusjoner om endringer i artssammensetning mellom de to periodene.

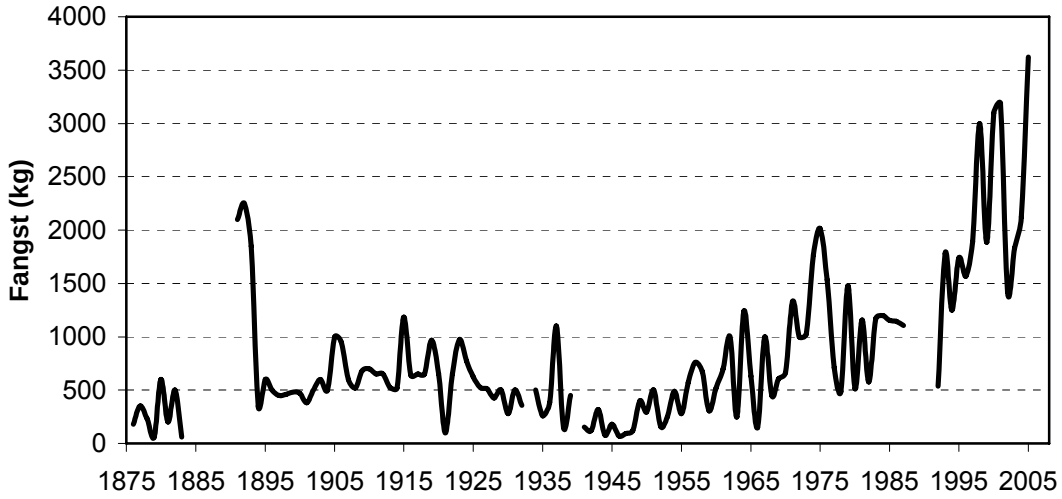
3.10 Smoltalder

Aldersanalyser av et stort materiale av skjell fra voksen laks fra Åbjøravassdraget fanget i perioden 1989-2001 (n = 865) ga følgende prosentvise fordeling av fisk som hadde vært henholdsvis 2, 3, 4 og 5 år i elva før utvandring: 5, 46, 47 og 2 % (Peder Fiske, NINA, upublisert materiale). Dette gir en gjennomsnittlig smoltalder for laks på 3,5 år i disse årene etter regulering.

Det er analysert smoltalder på skjell fra voksen laks ved to anledninger før regulering. Analyser av 18 laks fra 1973 ga prosentvise fordelinger på 69 % 3 år på elv og 31 % 4 år på elv (Heggberget 1974). Aldersanalyser av 318 voksen laks fra 1978 ga følgende prosentvise fordeling av henholdsvis 2, 3, 4 og 5 år på elv: 4, 54, 39 og 3 % (Andersen & Langeland 1986). Samlet sett gir dette en gjennomsnittlig smoltalder på 3,4 år før regulering. Ut i fra disse resultatene har ikke smoltalderen for laks endret seg i vassdraget etter regulering.

3.11 Fangststatistikk

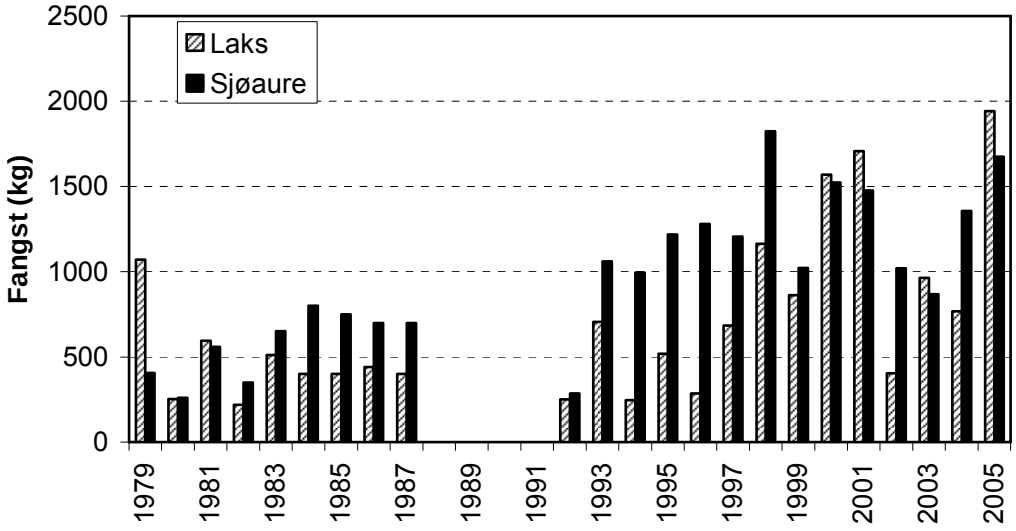
Rapporterte fangster av anadrom fisk i Åbjøravassdraget i perioden 1876-2005 er vist i **figur 24**. Med unntak av årene 1891-1893, var den årlige rapporterte fangsten vanligvis lavere enn 1000 kg frem til 1970. På midten av 1970-tallet var fangstene høyere, og i 1975 ble det fanget 2000 kg i vassdraget. Fra og med 1993 har de årlige fangstene vært større enn 1000 kg, og i fire år (1998, 2000, 2001 og 2005) har fangstene vært på 3000 kg eller mer. Størst rapportert fangst var i 2005 med 3621 kg anadrom fisk.



Figur 24. *Rapportert fangst av anadrome laksefisk i Åbjøravassdraget i perioden 1876 - 2005. (kilde: www.laksreg.no).*

Fra 1969 er det i statistikken skilt mellom laks og sjøaure, men de første ti åra skjedde rapporteringen via det lokale laksestyret, og rapporteringen bygger på intervjuer og skjønn og er således svært usikker (Andersen & Langeland 1986). Etter 1979, når rapporteringsrutinene endret seg, er det i de fleste årene rapportert mer sjøaure enn laks i vassdraget (**figur 25**). I perioden 1979-2005 var den årlige gjennomsnittsfangsten av sjøaure 960 kg (variasjonsbredde 260-1824 kg), mens gjennomsnittet for laks var 711 kg (variasjonsbredde 220-1942 kg). I antall var den årlige gjennomsnittsfangsten av sjøaure 1097 individer (variasjonsbredde 173-2155 fisk), mens det i gjennomsnitt ble fanget årlig 334 laks (variasjonsbredde 80-881 fisk). Gjennomsnittsstørrelsen i fangstene i denne perioden var 0,9 og 2,1 kg for henholdsvis sjøaure og laks.

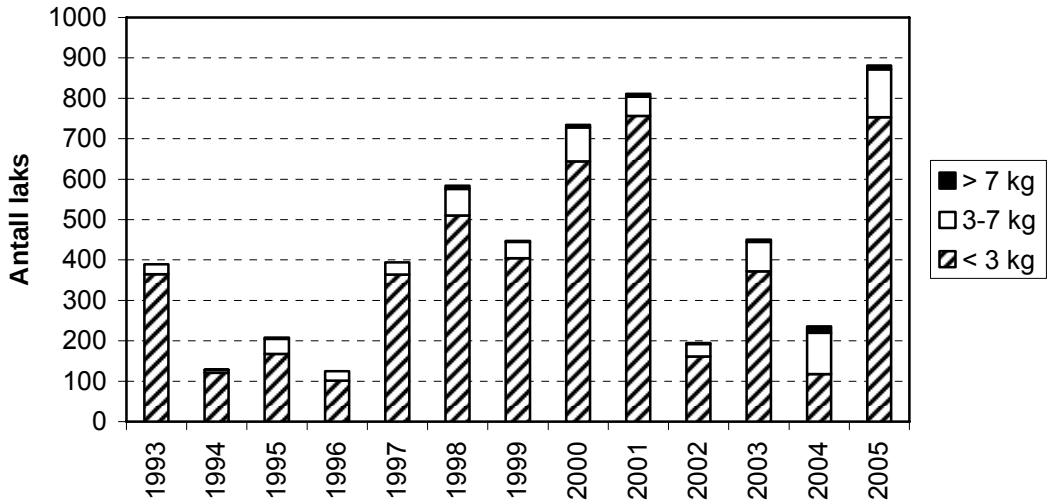
Fordelingen mellom laks og aure i fangstene har variert en god del, men det er ingen signifikant endring i dette forholdet i perioden 1979-2005 (korrelasjonsanalyse: n = 23, r = 0,14, p > 0,05).



Figur 25. *Rapportert fangst av laks og sjøaure fra Åbjøravassdraget i perioden 1979 - 2005. (kilde: www.laksereg.no).*

År om annet rapporteres det også fangst av enkelte sjørøye i vassdraget. Størst antall rapportert fanget ett år var 12 sjørøye i 1998. Det er usikkert om røya gyter i vassdraget da det ikke er rapportert fangst av røyeyngel ved de ulike elfiskeundersøkelsene i vassdraget, og fylkesmannen har kategorisert røya i vassdraget som ikke selvreproduserende. Vi fant heller ingen røyeyngel ved våre elfiskeundersøkelser. Røya kan imidlertid gyte i nedre del av vassraget (ved Floet), der det etter det vi vet ikke er gjennomført ungfiskundersøkelser. Det er uvanlig å fange røyeyngel ved ordinært elfiske i elver, selv der det er livskraftige bestander (Arne J. Jensen, NINA, pers. med.)

Laksefangstene er antallsmessig dominert av smålaks (fisk < 3 kg) og smålaksen utgjør vanligvis mer enn 80 % av antall laks som fanges (**figur 26**). I 2004 utgjorde imidlertid smålaks bare 50 % av fangsten. Fangsten av mellom- og storlaks (fisk > 3 kg) var henholdsvis 118 og 128 fisk i 2004 og 2005. Dette er det høyeste antall av disse størrelsesgruppene som er fanget i vassdraget siden 1979. I de to siste årene, 2004 og 2005, har rømt oppdrettslaks utgjort henholdsvis 4 % og 10 % av fangsten basert på skjellanalyser av laks fra fangster i fiskesesongen (Peder Fiske, NINA, pers. med.).



Figur 26. *Rapportert fangst av ulike størrelsesgrupper av laks fra Åbjøravassdraget i perioden 1993 - 2005.*

3.12 Endringer i fangst etter regulering

Fordi de rapporterte fangstene i den offisielle fangststatistikken over tid er sterkt påvirket av andelen av fangsten som er rapportert og fangsttrykket (fangstandelen), kan man ikke uten videre bruke statistikken direkte i en vurdering av endringer i fangst etter regulering. I stedet må man sammenligne fangstutviklingen med utviklinger i sammenlignbare vassdrag. L'Abée-Lund m. fl. (2006) gir en relativt avansert tilnærming til slike analyser, mens to enklere tilnærminger er presentert i Saltveit m. fl. (2005). Ut fra ressurssituasjonen har vi valgt en av de enkle tilnærmingene beskrevet i Saltveit m. fl. (2005):

- Normalisert fangst hvert år for Åbjøravassdraget og referansevassdrag beregnes som: ((den rapporterte fangsten) – (gjennomsnittfangsten i vassdraget))/ standardavviket. Den normaliserte fangsten får på den måten et gjennomsnitt på 0 og standardavvik på 1.
- Differensen mellom normalisert fangst i Åbjøravassdraget og normalisert fangst i referansevassdragene beregnes for hvert år.
- Gjennomsnittlig differanse i normalisert fangst før og etter regulering sammenlignes ved hjelp av uavhengig utvalg t-tester. En signifikant lavere fangstdifferanse etter regulering antyder at fangstene er blitt redusert etter regulering.

Det største problemet med slike sammenligninger er å finne referansevassdrag (Saltveit m. fl. 2005). Vassdraget bør ligge i rimelig nærhet slik at den utvandrende smolten opplever lignende miljøforhold, og at sjøoverlevelsen således er korrelert. I utgangspunktet må det heller ikke være inngrep eller tiltak som har påvirket bestandene negativt eller positivt, og fangstandel og rapporteringsrutiner må ha utviklet seg parallelt. Vassdragene må også være relativt store slik at fangstene ikke er for mye preget av dårlige fangstforhold, slik det ofte er i de minste vassdragene (sterk vannføringsavhengighet). Noen av de små vassdragene har trolig også ofte hatt dårlige rapporteringsrutiner. Ideelle vassdrag finnes neppe, og det er to spesielle problemer med å finne gode referansevassdrag for Åbjøravassdraget. For det første er det ingen større vassdrag på Helgelandskysten eller ytre Nord-Trøndelag som ikke er sterkt påvirket av ulike negative faktorer (f. eks *Gyrodactylus salaris* i mange vassdrag i Nordland). For det andre er det etter vår vurdering ingen vassdrag med mye sjøaure i rimelig nærhet som egner seg for sammenligning. Våre analyser er derfor basert på fangster av laks.

De vassdragene vi har brukt og viktigste problemer med å bruke disse er:

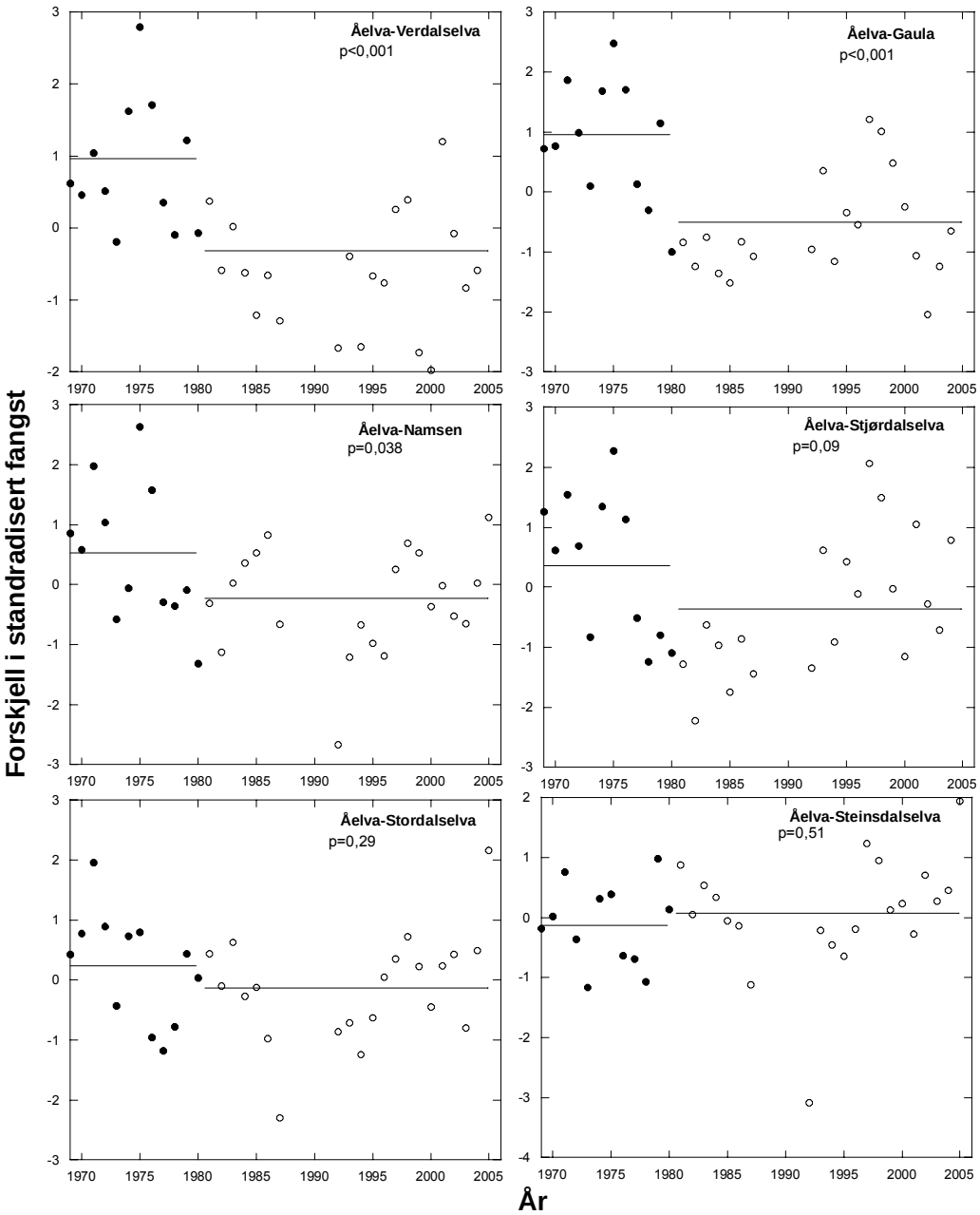
- *Verdalselva* (i Trondheimsfjorden): Dette er det eneste større vassdraget i Trøndelag som ikke er påvirket av vassdragsregulering eller andre faktorer, og er således et viktig

referansevassdrag. Trappebygginger i 1975 og 1981 har bedret oppgangsforholdene forbi vanskelige fosser, mens trappebygging i 1990 har økt lakseførende strekning betydelig (Saltveit m. fl. 2005). Leirområder som blakker vannet har også blitt sikret og forbygd. Etter det vi kjenner til har ikke oppvandringen i den øverste trappa vært vesentlig før i de senere år.

- *Gaula* (i Trondheimsfjorden): Vassdraget er ikke negativt påvirket av regulering (en svært begrenset regulering), men er påvirket av grusgraving i nedre del (L'Abée-Lund m. fl. 2006). På den annen side har redusert gruveforurensing økt produksjonen i øvre del i de senere år.
- *Stjørdalselva* (i Trondheimsfjorden): Vassdraget er regulert, men det er ikke klart hvor mye dette har påvirket laksebestanden. Det drives også relativt store fiskeutsettinger ovenfor naturlig lakseførende strekning.
- *Stordalselva* (på Fosen): Inkluderer i statistikken også nabovassdraget Norddalselva som er mindre og fangstmessig mer vannføringsavhengig. Det er bygd flere trapper som også delvis har utvidet lakseførende strekning. Det er i en periode også satt ut laks ovenfor lakseførende strekning.
- *Steinsdalselva* (på Fosen): Vassdraget er ikke regulert, og har det vi vet ingen andre kjente negative trusselfaktorer. Det er bygd tre fisketrapper, men den nederste og viktigste er gammel (1967).
- *Namsen* (i Namdalen): Vassdraget er stort og regulert, men det er ikke påvist negative reguleringseffekter (L'Abée-Lund m. fl. 2006). Det er bygd et titalls laksetrapper i vassdraget i perioden 1960 til 1980, og to av disse har gitt gode oppvandringer, spesielt i de senere år.

For alle referansevassdragene utenom Trondheimsfjorden har vi hentet fangstdata for perioden 1969 til 2005. I Trondheimsfjorden er sjøfangsten betydelig redusert fra sesongen 2005 (Fiske m. fl. 2006), og dette året er ekskludert i analysene. Perioden 1969 til 1979 er satt som ikke påvirket av regulering i Åelva mens perioden fra 1980 til 2005 er definert som etter regulering. Vi har ikke tatt hensyn til at de to periodene har ulik varighet (antall observasjoner).

Fangstene i Åbjøravassdraget var signifikant lavere etter regulering enn før regulering når vi brukte Verdalselva, Gaula og Namsen som referanse, marginalt ikke signifikant (p=0,09) lavere etter regulering med Stjørdalselva som referanse, og lik før og etter regulering med Stordalselva og Steinsdalselva som referanse (**figur 27**). Der vi fant signifikante forskjeller var altså fangstene lavere etter reguleringen, men for to av vassdragene var det ingen endring. Fordi ingen av referansevassdragene er ideelle skal man være forsiktig med å trekke bastante konklusjoner ut av sammenligningene. Vi har heller ikke funnet det forsvarlig å sammenligne aurefangstene i Åelva med fangstene i andre vassdrag, og sjøaure er viktig i Åelva. Analysene antyder imidlertid at laksefangstene kan ha gått ned etter regulering sammenlignet med fangstutvikling i andre vassdrag i Midt-Norge. Dette kan ha sin årsak i dårligere fangstforhold, men kan også ha oppstått på grunn av redusert smoltproduksjon. Fangstutviklingen må derfor tolkes sammen med vurderingene av reguleringseffektene på smoltproduksjon.



Figur 27. *Differanse i normalisert fangst av laks mellom Åbjøravassdraget (Åelva) og seks vassdrag i Midt-Norge for perioden 1966 til 2005 (2004 for Verdalselva, Størdalsvassdraget og Gaula). Sorte punkter er fangster før regulering (1969-1979) og hvite punkter etter regulering, mens linjene angir gjennomsnittet før og etter regulering.*

3.13 Vassdragets opprinnelige produksjonskapasitet

Når vi prøver å anslå vassdragets opprinnelige (før regulering) produksjonskapasitet for laksefisk må vi på grunn av begrensede historiske data ta utgangspunkt i dagens situasjon. Vi tar derfor forbehold om at vi ikke kan vurdere i hvilken grad det har skjedd mer storskala endringer i f. eks substratforhold som kan ha endret kapasiteten (se kap. 3.14.5 for en diskusjon). Den ekstraordinær dødeligheten forut for innsamlingene i 2005 og i 2006 gjør det ekstra vanskelig å

anslå produksjonskapasitet i vassdraget. Den eneste målte verdien vi har fra vassdraget som vi kan anta ligger nær produksjonskapasiteten, i alle fall for Åelva, er tetthetsestimatene for årsyngel fra august 2005. Det ble fanget årsyngel av laks på alle stasjoner og gytefisken ser derfor ut til å ha vært godt fordelt i hele elva høsten 2004. Fangstene av laks i 2004 (767 kg) var høyere enn gjennomsnittet (605 kg) etter 1979, og mye av fisken var flersjøvinter laks (576 kg). Det er normalt dominans av hunnfisk blant flersjøvinterlaksen, og disse hunnene har på grunn av sin størrelse mye rogn. Også fangstene av aure i 2004 (1355 kg) var høyere enn gjennomsnittet (956 kg), og det ble fanget årsyngel av aure på de fleste stasjonene i Åelva. Det antas vanligvis at variasjoner i fangst av laks og sjøaure i et vassdrag gjenspeiler variasjoner i bestanden av oppvandrende fisk. Fangster over gjennomsnittet av både laks og sjøaure i Åelva i 2004 sannsynliggjør derfor at gytebestanden høsten 2004 var større enn i et gjennomsnittsår. Det ble ikke observert dødelighet hos årsyngel i 2005, og vannførings- og temperaturforholdene tilsier at det ikke er sannsynlig at PKD og oksygenmangel medførte vesentlig ekstradødelighet for årsyngelen i 2005. Det er derfor ikke urimelig å anta at årsyngeltettheten i 2005 representerer tettheten i ei fullrekruttert elv. Laksebestanden i Åbjøra er trolig i en oppbyggingsfase etter at oppvandringsmulighetene er bedret i de senere år, og det er sannsynlig at årsyngeltetthetene kan bli høyere enn de var i 2005.

Med standard antagelser for årlige dødeligheter (Symons 1979) og kunnskap om smoltalder er det mulig å anslå smoltproduksjonen i vassdraget ut fra årsyngeltettheten i 2005. Slike beregninger har stor usikkerhet, fordi vi ikke kjenner de årlige dødelighetene til fisken i vassdraget, men representerer den teoretiske produksjonen gitt at miljøforhold ikke gir dødeligheter som avviker fra det normale. I tillegg til denne tilnærmingsmåten har vi brukt smoltproduksjonstall fra andre vassdrag til å anslå dagens produksjonskapasitet, og øvre og nedre sannsynlige skranker for smolttettheter i ulike substratklasser.

Basert på substratkartleggingen ble Åelva delt i fire soner: Sone A går fra noen hundre meter ovenfor brua ved Sylta (ca 650 m nedenfor Hårstadfossen) ved flomålet og til et stykke ovenfor Fuglstad Bru (se **figur 9**), og har mye dårlig substrat dominert av sand og fin grus. Sone B går opp til lonet i Storåa ovenfor Storåfossen og har flere områder med bra substrat med steiner av ulik størrelse, men hulrommene er dels sandfylte, spesielt i midtre deler av sona (ved Teinfossene som ligger i et område med mye breavsetninger). Sone C går opp til stryket nedenfor terskelen i utløpet av Åbjørvatn og er dominert av stilleflytende partier med mye finkornet substrat. Sone D er den øverste strekningen rett nedenfor terskelen i Åbjørvann og har bra substrat. I de videre oppskaleringene av årsyngeltettheter behandles sone B og D samlet som arealer med god produksjon, og A og C samlet som arealer med lavere produksjon. I Åbjøra inkluderte vi bare arealer fra stryket ovenfor Åbjørgården og oppover. Området nedenfor Åbjørgården har svært finkornet substrat og er dårlig egnet for ungfiskproduksjon. Vi så også bort fra det store deltaområdet med mange sidegrener mellom Åbjørgården og Gardsfossen. De grunne delene av dette området tørrlegges sannsynligvis i stor grad ved lav sommer- og vintervannføring, noe det trolig også gjorde relativt regulært før utbygging. Åbjøra ble delt i tre soner: Sone E opp til Gardsfossen som har bra substrat, sone F opp til stryket nedenfor Mensfossen som er dominert av relativt små stein og inkluderer det stilleflytende terskelbassenget. Den siste sonen (G) opp til Urfossen har bra substrat og behandles i de videre beregningene sammen med sone E.

I oppskaleringen benyttet vi gjennomsnittlig estimerte tettheter i ulike elveklasser i områdene med henholdsvis gode (sone B og D i Åelva og E og G i Åbjøra) og dårligere substratforhold (sone A og C i Åelva og F i Åbjøra) i de to elvene for seg (**tabell 8**). Vi brukte geometrisk middelverdi av estimerte tettheter innen hver elveklasse istedenfor aritmetisk middelverdi fordi dette målet blir mindre påvirket av stasjoner med svært høye tettheter av årsyngel. Svært høye tettheter av årsyngel forekommer i nærheten av gode gyteplasser og tettheten i slike områder vil sannsynligvis være mindre representativt for den vanlige tettheten av årsyngel i vassdraget. Elveklassene er kombinasjoner av mosohabitatklasser: *Dypstryk* (mesoklassene A, E og G1) er raske, dype og bratte stryk med overflatebølger (ikke klasse A), *glattstrømmer* (mesoklasse B2) er rasktflytende partier med glatt overflate, *grunnområder* (mesoklassene D og H) er grun-

ne områder med lave vannhastigheter, *høler* (mesoklassene B1 og C) inkluderer i tillegg til de dype stilleflytende kulpene (C) også dype mer rasktflytende områder (B1) med glatt overflate, og *stryk* (mesoklassene F og G2) er rasktflytende og grunnere områder med overflatebølger.

Vi fisket systematisk i glattstrømmer, grunnområder og stryk, samt langs land i noen høler. I seksjon A og C i Åelva ble det ikke fisket i stryk fordi denne elveklassen utgjorde en svært liten andel av totalarealet (4 %). Tettheter av årsyngel i denne elveklassen i disse delene av elva ble derfor tilordnet. Det er ikke mulig å fiske med tradisjonelt elektrisk fiskeapparat i dypstryk og høler i større elver. Fiske i høler ved lav vannføring i mindre elver (egne upubliserte data fra Ingdalseva og Surna) og andre undersøkelser (dykkeobservasjoner og notfangst) i høler i norske elver (Bremset 1999), viser at høler kan holde mye ungfisk av laks og aure. Spesielt i høler med gode substratforhold kan det være gode leveområder, også for årsyngel. Substratobservasjoner i Åbjøravassdraget antyder at mye av arealene i hølene har relativt dårlig substrat, og vi tilordnet lavere tettheter av årsyngel i hølene enn i de elveklassene vi fisket i. Videre tilordnet vi lavere tettheter av årsyngel i sonene med dårlige substratforhold for fisk (sone A og C i Åelva og sone F i Åbjøra) enn i de andre sonene av elva. Vi har ingen informasjon om fisketettheter i dypstryk, men på grunn av de høye vannhastighetene i slike områder tilordnet vi lave tettheter av årsyngel i denne elveklassen (**tabell 8**). Dypstryk utgjør ca 10 % av arealet på den vannføringen vi brukte i oppskaleringen i Åelva og har relativt liten påvirkning på resultatene av oppskaleringen. Høler er viktigere fordi disse utgjør ca 46 % av arealet på denne vannføringen (derav utgjør typiske kulper 16 %). Vi har sett bort fra arealet i Åbjørvatnet ved oppskalering. Laks og aureunger i Åbjørvatnet må i alle tilfeller rekrutteres fra Åbjøra, og undersøkelser indikerer at det hovedsakelig er eldre laksunger som vandrer ut i innsjøer (Halvorsen 1997). I oppskaleringen har vi brukt vanndekt areal ved den vannføringen vi hadde når elfisket ble gjennomført (i gjennomsnitt 18,5 m^3/s i Åelva og 12 m^3/s i Åbjøra, begge målt ved utløpet av Åbjørvatnet), for dermed å anslå *bestanden* av årsyngel i elva dette året. Vi har ikke arealmålinger og registreringer av mesohabitat ved disse vannføringene, og brukte gjennomsnittsverdiene for beregnet areal av ulike mesohabitat ved 13 og 30 m^3/s i Åelva, og beregnet areal av ulike mesohabitat ved 13 m^3/s i Åbjøra.

Tabell 8. *Tetthet av årsyngel av laks (n/100 m^2) i ulike elveklasser brukt ved oppskalering av antallet 0+ i Åelva og Åbjøra 2005. Tettheten i de ulike elveklassene er geometrisk middelverdier av estimerte tettheter i elveklassene ved elfiske i august 2005. * angir verdier som er skjønnsmessig tilordnet. Se* ***figur 9*** *for seksjonsinndeling.*

Elveklasse	Åelva		Åbjøra	
	Seksjon A+C	Seksjon B+D	Seksjon F	Seksjon E+G
Dypstryk	5*	5*	1*	1*
Glattstrøm	49	37	16,8	5,8
Grunnområder	39	78	7,8	4,5
Høler	10*	30*	1*	2,5*
Stryk	45*	60	4,4	4,7

3.13.1 Laks

Oppskaleringene ga et anslag på 181 000 årsyngel av laks i Åelva og 16 000 årsyngel i Åbjøra. Smoltalderen i vassdraget er ut fra skjellanalyser av voksen fisk ca 3,5 år (se kap. 3.10). En slik aldersfordeling på smolten får vi ved å anta at 33 % av alle treåringer i elva blir smolt, og at halvparten av de gjenværende fiskene overlever ett år til i elva og vandrer ut som fireårig smolt. Med utgangspunkt i denne smoltalderfordelingen, en antatt årlig overlevelse fra årsyngel om høsten til 1+ året etter og 2+ året deretter på 50 %, og 70 % vinteroverlevelse fram til treårig smolt (Symons 1979, Næsje m. fl. 2005), får vi en forventet smoltproduksjon på 21 100 smolt i Åelva og på 1 800 smolt i Åbjøra. Hvis vi utrykker smolttettheten i forhold til arealet ved breddfull elv (ca 30 m^3/s målt ved utløpet av Åbjørvatn) blir således smolttettheten 3,4 smolt pr 100 m^2 i Åelva og 0,6 smolt pr 100 m^2 i Åbjøra. Det er viktig å huske at vårt anslag for smolt-

produksjon i Åbjøra ikke representerer produksjonskapasiteten, fordi strekning trolig ikke var fullrekruttert i 2005.

For å vurdere om anslaget for bestanden av årsyngel i 2005 er i en sannsynlig størrelsesorden kan vi regne oss tilbake til rogndeponeringen høsten 2004, og det antall hunner som må ha gytt dette året. Med 20 % overlevelse (Symons 1979, Egglishaw & Shackley 1980) fra egg til årsyngel sensommeren 2005 blir rogndeponeringen på ca 906 000 rogn i Åelva. Med et gjennomsnittlig rogntall på 1450 rogn pr kg hunnfisk (jfr. Hindar m. fl. 2007) må det 625 kg hunnfisk til for å legge dette antallet rogn, og med en gjennomsnittsvekt på 2,6 kg på hunnlaksen i vassdraget (Peder Fiske, NINA, upublisert materiale) må 240 hunner ha gytt høsten 2004. Tilsvarende beregninger for Åbjøra antyder at 53 kg eller 20 hunner gytte i elva dette året. Tar vi utgangspunkt i fangststatistikken og opplysninger om forholdet mellom hanner og hunner hos laks med forskjellig sjøalder i Åbjøravassdraget (Peder Fiske, NINA, upublisert materiale) kan vi beregne antallet gytende hunner i vassdraget høsten 2004 ved å gjøre antagelser om beskatningsraten i vassdraget. Hvis beskatningsraten for laks i vassdraget var 50 % i 2004 var det 205 gytende hunnfisk høsten 2004. Dette er lavere enn vårt anslag på at 260 hunner må ha gytt i vassdraget høsten 2004. Det var imidlertid trolig relativt lange perioder med dårlige fangstforhold i 2004 (høye vanntemperaturer og lav vannføring), og antar vi en beskatningsrate på 40 %, sto det over 300 hunner igjen til å gyte i 2004. I tillegg antyder fangstene i 2004 at det var uvanlig mye mellom- og storlaks i gytebestanden dette året, og størrelsen på gytehunnene var sannsynligvis større enn gjennomsnittet vi brukte (2,6 kg). Dette viser at våre anslag for årsyngelbestand i vassdraget sensommeren 2005 i alle fall ligger innenfor en sannsynlig størrelsesorden.

En alternativ tilnærming for å anslå vassdraget produksjonskapasitet for smolt er å bruke smolttettheter fra andre vassdrag hvor smoltproduksjonen er estimert ved merking og gjenfangst (f.eks. Orkla: Hvidsten m. fl. 2004, Alta: Næsje m. fl. 2005, Stjørdalselva: Arnekleiv m. fl. 2000, Eira: Jensen m. fl. 2006) eller registrert i feller hvor all fisk fanges (Imsa: Jonsson. m. fl. 1998, Halselva: Jensen 2004) som referanse. For å finne et egnet referansevassdrag sammenlignet vi gjennomsnittlig og maksimal fangst pr ha elveareal i Åelva med tilsvarende tall fra de vassdragene hvor smoltmengden er estimert. Fangst pr arealberegninger er gjort med samme metodikk for 80 nasjonale laksevassdrag (upubliserte data fra Peder Fiske, NINA), inklusive Åbjøravassdraget og vassdragene med smoltestimater. Av de vassdragene hvor det finnes smoltberegninger er det Stjørdalselva som ligger nærmest fangsten pr arealenhet i Åbjøravassdraget. I Stjørdalselva er gjennomsnittlig antall fisk fanget 4,1 pr ha, mens maksimalfangsten på vektbasis er 30,6 kg pr ha. Tilsvarende tall for Åbjøravassdraget (arealet av Åbjøra ekskludert fordi produksjonen her sannsynligvis har vært lav i en periode på grunn av vanskelige oppvandringsforhold i laksetrappa i Brattfossen) er en gjennomsnittsfangst på 2,5 fisk pr ha og et maksimum på 15,7 kg pr ha. Stjørdalselva er også regulert (fra 1994), og deler av området som smoltestimatene gjelder for (øvre del) har som i Åelva relativt dårlige produksjonsforhold. En forutsetning for å bruke Stjørdalselva som referanse er at de områdene som smoltestimatene gjelder for (øvre deler) er tilnærmet like produktive som gjennomsnittet for hele elva. I Stjørdalselva har smolttetthet i perioden 1992-1999 variert mellom 2,1 og 4.2 smolt pr 100 m^2, beregnet for et areal som tilsvarer breddfull elv (Arnekleiv m. fl. 2000). Ut fra fangst pr arealenhet er produksjonen av laks om lag halvparten så stor i Åbjøravassdraget som i Stjørdalselva. Tar vi hensyn til sjøauren er fangstene mer lik, fordi det andelsmessig fanges mindre sjøaure i Stjørdalselva enn i Åelva (sjøauren utgjorde gjennomsnittlig 11 og 59 % av fangstene på vektbasis i henholdsvis Stjørdalselva og Åbjørvassdraget i perioden 1979-2005). Aure og laks konkurrerer (Bremset & Heggenes 2001; Harwood m. fl. 2001), og det er ikke å forvente at lakseproduksjonen er like stor i ei elv med mye og lite aure. En god del av auren produseres imidlertid i sidevassdragene (i størrelsesorden 40 til 50 %, se nedenfor), og det er rimelig å anta at dagens produksjonskapasitet for laksemolt i Åbjøravassdraget er noe høyere enn halvparten av kapasiteten i Stjørdalselva. Ut fra disse sammenligningene anslår vi produksjonskapasiteten til å ligge mellom 1,5 og 3 smolt pr 100 m^2 hvis tetthetene uttrykkes for arealet av breddfull elv.

En tredje måte å anslå produksjonskapasiteten for laksesmolt i vassdraget er å benytte substratregistreringene og tilordne ulike skranker for smolttettheter for ulike substratkategorier (Ugedal m. fl. 2006). I en slik tilnærming er det ikke en forutsetning at habitatforholdene i Åbjøravassdraget ligner forholdene i et referansevassdrag (slik det er i den forrige tilnærmingen), fordi elvas substratmessige sammensetning blir tatt hensyn til. Ulempen er at vi har få studier av smolttettheter i ulike substratklasser, og at vi derfor må tilordne sannsynlige tettheter i høy grad basert på faglig skjønn. Eldre lakseunger, presmolt og smolt krever relativt storsteinet substrat med gode skjulmuligheter, og i områder med små stein er det lite smolt. Det finnes resultater som tyder på overdødelighet fra årsyngel til smolt i områder med finkornet substrat, og at selv relativt høye årsyngeltettheter i slike områder gir lite smolt (Forseth m. fl. 2005). I Mandalselva er smoltproduksjonen anslått ut fra tettheter i ulike substratklasser (Ugedal m. fl. 2006), dels basert på estimerte tettheter fra elfiske og dels på faglig skjønn. Vi tilordnet øvre og nedre sannsynlige grenser for smolttettheter i fire ulike substratklasser (ut fra steinstørrelser) i Åbjøravassdraget (**tabell 9**) basert på vurderingene fra Mandalselva i Ugedal m. fl (2006). Vi reduserte imidlertid smolttetthetene noe ut fra at smoltalderen er høyere og at det er mer sjøaure i Åbjøravassdraget enn i Mandalselva.

Tabell 9. *Sannsynlige tettheter av smolt pr. 100 m^2 på arealer med ulikt dominerende bunnsubstrat. Disse tetthetene er brukt til å anslå produksjonskapasitet for laksesmolt i Åbjøravassdraget.*

Dominerende bunnsubstrat	Tetthet av smolt
Sand, silt, fin grus (< 2 cm)	0,1 - 0,5
Grov grus og småstein (2 - 20 cm)	2 - 4
Stein/storstein/blokk (> 20 cm)	5 - 10
Fjell	0,1 - 0,5

Basert på smolttetthetene i de fire substratkategoriene og arealene av disse ved breddfull elv (30 m^3/s), ble produksjonskapasiteten anslått til mellom 11 500 og 24 000 smolt i Åelva, og mellom 5 500 og 11 200 smolt i Åbjøra. Dette tilsvarer gjennomsnittlige smolttettheter ved breddfull elv mellom 1,9 og 3,9 i Åelva og mellom 2,0 og 4,0 i Åbjøra.

De tre metodene for å anslå produksjonskapsiteten for laksesmolt i Åbjøravassdraget har alle store usikkerheter og gir noe forskjellig resultat. De uttrykker imidlertid også delvis forskjellige mål. Oppskaleringen fra årsyngeltettheter er for Åelva et utrykk for en opprinnelig maksimal produksjon, gitt at elva var fullrekruttert etter gytingen høsten 2004. Det er grunn til å anta at Åbjøra ikke er fullrekruttert, og at våre anslag for smolttetthet som kan produseres ut fra de observerte tetthetene av årsyngel gjenspeiler antall gytere høsten 2004 og ikke produksjonskapasiteten. Anslagene basert på Stjørdalselva som referansevassdrag uttrykker sannsynligvis heller ikke produksjonskapasiteten, fordi fangsstatistikken (1979-2006) er hentet fra år etter regulering (Åelva) eller en kombinasjon av før og etter regulering (Stjørdalselva). Videre er alle smoltestimatene i Stjørdalselva gjort etter regulering, og lakseproduksjonen er påvirket av reguleringen (Arnekleiv m. fl. 2000). De substratbaserte anslagene skal derimot uttrykke produksjonskapasiteten, og de øvre grensene kan antaes å ligge nær en maksimal produksjon. Ut fra disse vurderingene, og de ulike metodene, anslår vi den opprinnelige produksjonskapasiteten for laks i Åbjøravassdraget til å ligge mellom 2 og 4 smolt pr 100 m^2 målt ved breddfull elv, dvs. ved en vannføring på ca 30 m^3/s ved utløpet av Åbjørvatnet. Vi har ikke vurdert smoltproduksjonen i sidevassdragene. Det kan nok produseres laksesmolt i disse også, men i forhold til de store produksjonsarealene i hovedvassdraget betyr trolig dette lite. Reguleringen påvirker i utgangspunktet heller ikke produksjonen i sidevassdragene.

3.13.2 Aure

Det er ikke riktig å oppskalere tetthetene av aureyngel ved hjelp av tettheten på elfiske stasjonene og totalarealet i vassdraget. Når årsyngel av aure lever sammen med laks i hovedvassdraget bruker de primært de innerste 1-2 meterne langs elvebredden (Heggberget 1988). Dette

observerte vi også under feltarbeidet i Åbjøravassdraget. Siden vi på de fleste stasjonene fisket langs land, og bredden på stasjonene var mellom to og 10 m, vil vi på de fleste stasjonene overestimere tettheten av aure i forhold til hele elvetverrsnittet. For å unngå dette problemet estimerte vi antall aure pr meter elvebredd. Med samme fangsteffektivitet som på stasjonene, ble antall aure pr meter elvebredd i gjennomsnitt beregnet til 0,92 (variasjon 0-6) i Åelva fra flomålet like nedenfor Hårstadfossen og til Åbjørvatnet. Vi vet lite om i hvilken grad sjøaure kan passere de til dels vanskelige vandringshindrene i Åelva. Det er imidlertid opplyst at sjøaure kan vandre helt opp (Erling Sylten). Vi har derfor antatt at det kan produseres sjøaure i hele elva opp til Åbjørvatn. Vi har imidlertid ikke inkludert en eventuell produksjon av årsyngel av sjøaure i Åbjøra eller andre tilløpsbekker til Åbjørvatn i våre anslag.

Ut fra lengden på to elvebredder (opp til Åbjørvatn) og antall aureyngel pr meter ble bestanden beregnet til 24 100 årsyngel i Åelva. Med de samme årlige overlevelsene som for laks, og en smoltalder på 3 år (auren vokser normalt raskere enn laks), gir dette et anslag for smoltproduksjon på ca 4200 fisk. Det produseres imidlertid trolig mye auresmolt i sidevassdragene. Laks bruker trolig disse i mindre grad (i alle fall de minste), og små elver og bekker er ofte mer produktive enn større elver (Hynes 1970, Lund & Heggberget 1985, Naiman m. fl. 1987, Erkinaro & Niemelä 1995, Erkinaro & Erkinaro 1998, Sægrov m. fl. 2001). Det er derfor rimelig å anta at tetthetene av aure i disse vassdragene er høyere enn i hovedvassdraget. Det er ved flere anledninger gjennomført elfiske (en omgang) i et av sidevassdragene (Kvennelva: Andersen & Langeland 1986). Årsyngeltettheten av aure ved en gangs overfiske av en stasjon i Kvennelva i perioden 1979-1985 var i gjennomsnitt 10 individer pr. 100 m^2 (variasjonsbredde 2 - 19). Hvis vi antar en fangsteffektivitet på 50 % tilsvarer dette en gjennomsnittlig tetthet av årsyngel på 20 individer pr. 100 m^2. Det er godt mulig at flere av de andre bekkene har høyere tettheter. Bergan (2004) fanget svært lite aure i Kbennelva i 2003 og 2004. Tilordner vi skranker for årsyngeltettheter av aure på 15 og 25 fisk pr 100 m^2 for alle de ni bekkene og småelvene som drenerer til Åelva, med et tilgjengelig areal grovt anslått til 89 000 m^2, får vi en bestand på mellom ca 13 300 og 22 200 årsyngel og en smoltproduksjon på mellom ca 2300 og 3900 fisk. En annen tilnærming er å bruke tettheter av presmolt (ørretunger som er store nok til at de skal vandre ut neste vår) fra en undersøkelse av 14 vassdrag på Vestlandet (Sægrov & Hellen 2004) og anta 70 % vinteroverlevelse. Det minste vassdraget i denne undersøkelsen hadde svært høye tettheter av aure presmolt (ca 30 pr 100 m^2), mens de to andre små vassdragene hadde tettheter mellom 4,2 og 8,2 presmolt pr 100 m^2. Tar vi utgangspunkt i en presmolttetthet på 6 fisk pr 100 m^2, får vi et anslag for smoltproduksjon på ca 3700 i sidevassdragene til Åelva. Dette ligger også innenfor grenseverdiene ovenfor.

Samlet gir de ulike beregningsmåtene grunnlag for at vi kan bruke et anslag for produksjonskapasitet av auresmolt i Åelva og sidevassdrag på mellom 6600 og 8200 fisk, hvorav i størrelsesorden 50-60 % produseres i hovedvassdraget og således er påvirket av reguleringen.

Det er vanskelig å vurdere våre anslag for årsyngelbestand og smoltproduksjon for aure i Åelva i forhold til fangstene av sjøaure i vassdraget. Sjøaure har en mye mer fleksibel livshistorie enn laks, og gyter oftere flere ganger (Klemetsen m. fl. 2003). Dette betyr at mange aldersklasser av gytefisk kan delta i samme gyting. Umoden sjøaure vandrer også opp i vassdraget for å overvintre (Jensen m. fl. 2006), og slik fisk (gjeldfisk) inngår også i fangstene. Vi kjenner heller ikke størrelsessammensetningen i gytebestanden fordi fangststatistikken bare gir antall fisk og totalvekta. Det er derfor ikke mulig på en forsvarlig måte å sammenligne våre anslag for smoltproduksjon med fangstnivåene av aure i vassdraget, eller våre oppskalerte årsyngeltettheter fra 2005 med en sannsynlig gytebestand av aure i 2004. I Halselva i Finmark har man imidlertid tilnærmet full kontroll med utvandrende sjøøretsmolt og tilbakevandrende sjøørret (Jensen 2004, Jensen m. fl. 2006). I dette vassdraget utgjorde gjennomsnittlag årlig antall oppvandrende sjøaure over 35 cm (1988-1999) ca 23 % av gjennomsnittlig årlig antall utvandrende auresmolt i samme periode (data fra Arne J. Jensen, NINA). I Åelva er gjennomsnittsfangstene av aure 1097 fisk, og med en fangstandel på 40 % blir oppvandringen ca 2750 aure, og utgjør mellom 33 og 42 % av våre anslag for smoltproduksjon, noe som er en god del høyere enn beregnet for Halselva. Vi kjenner ikke beskatningen av sjøaure i Åelva, og om vi bruker en

høyere fangstandel blir tallene mer lik. Denne sammenligningen antyder imidlertid at det er mer sannsynlig av produksjonen av auresmolt ligger nær vår øvre enn nedre grense.

3.14 Smoltproduksjontap

3.14.1 Endringer i vanndekt areal om sommeren

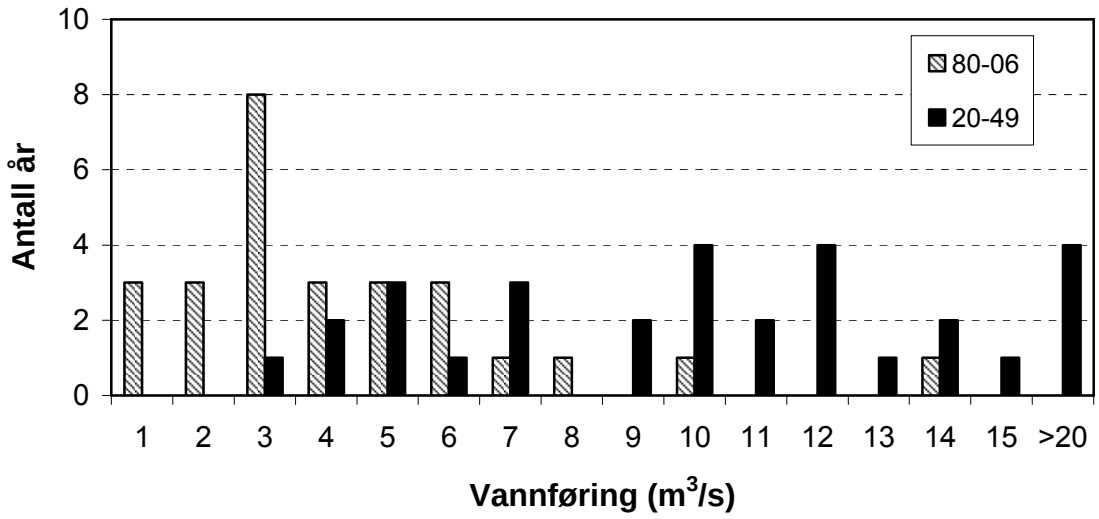
Når en vassdragsregulering medfører reduserte vannføringer, reduseres også det potensielle produksjonsarealet for laksefisk. Med produksjon mener vi her vekst og overlevelse i løpet av sommeren. Kvalitet og mengde av sommerhabitat er viktig for bærekapasitet og fisketetthet i laksebestander (Gibson 1993, Heggenes m. fl. 1999, Armstrong m. fl. 2003). Vi vet imidlertid ikke om det er gjennomsnittlig sommervannføring eller lavvannsperioder som er mest begrensende for produksjonen, og gjør derfor anslag for produksjonstap ut fra vurderinger av begge. Vi har noe informasjon om hvordan habitatet endrer seg med vannføringsendringer i Åbjøravassdraget (vha mesohabitatklassifiseringer), og disse vil vi vurdere mot slutten av denne gjennomgangen. Vi starter imidlertid med en vurdering av hvordan mengden (arealet) av sommerhabitat har endret seg etter regulering.

Vi valgte å bruke gjennomsnittlig vannføring for månedene juli, august og september som utgangspunkt for estimat av endringer i produksjonsareal etter regulering. Mye av nedslagsfeltet til Åbjøravassdraget ligger høyt, og juni er preget av vårflom fra avsmelting fra disse delene. Dette medførte før regulering at vanntemperaturen trolig ikke kom over 5 °C før mot slutten av juni eller starten av juli. Mye av fiskens vekst og produksjonen skjedde derfor trolig fra juli og utover (Jonsson m. fl. 2001, Forseth m. fl. 2001, Finstad m. fl. 2004), og trolig var veksten ut fra erfaringer fra andre elver best i juli (Jensen 2003). Det har liten betydning om vi tar med vannføringen i september eller ikke, fordi vannføringene både før og etter regulering er relativt like for perioden juli-september og juli-august. Før regulering (1920-1949) var gjennomsnittlig vannføring i juli-september (gjennomsnitt av median månedsvannføring) ca 30 m^3/s, mens den etter regulering (1980-2006) var ca 13 m^3/s og vi brukte vanndekt areal ved disse vannføringene for å estimere tapt produksjonsareal. Perioden etter regulering inkluderer både den første reguleringsperioden (1980-2001) og etter tilleggsreguleringen (2002-2006).

Den arealmessige endringen ved en reduksjon i gjennomsnittlig sommervannføring fra 30 m^3/s før regulering til 13 m^3/s etter regulering var relativt lik i de ulike sonene (fra 13,0 % i sone C til 13,3 % i sone A og 14,2 % i sone B/D), og for hele Åelva var reduksjonen på ca 14 %. De to aggregerte sonene i Åbjøra var mer forskjellig (18,1 % i sone E/G og 8,4 % i sone F) med en reduksjon for hele elva på ca 11 %. Dersom vi tar som forutsetning at reduksjonen i produksjon er proporsjonal til redusert gjennomsnittlig produksjonsareal om sommeren, betyr dette at produksjonen i Åelva er redusert med 14 %. Fordi Åbjøra neppe var i full produksjon før regulering (i alle fall ikke i hele perioden; Berg 1964, Andersen & Langeland 1986) vil en reduksjon i gjennomsnittlig vanndekt areal om sommeren på 11 %, under samme forutsetning som ovenfor, ha redusert elvens produksjons*kapasitet* med 11 % i forhold til om elva var uregulert, samtidig som oppvandringsforholdene var sikret.

For å vurdere effekten av kortere lavvannsperioder har vi sett på laveste ukemiddel (basert på kalenderuker) om sommeren (juli - september) før og etter regulering (**figur 28**). Denne verdien refereres heretter som ukeminimum Før regulering (1920-1949) var det laveste ukeminimum 2,7 m^3/s, det var 10 av 30 år med ukeminimum under 7,5 m^3/s, men i de fleste åra var ukeminimum høyere enn 9,5 m^3/s (20 av 30 år, 66 %). Median ukeminimum (median er mindre sensitiv til avvikende verdier enn aritmetisk gjennomsnitt) var 10,1 m^3/s før regulering. Etter regulering (1980 - 2006) er den vanligste ukeminimum ca 3 m^3/s (åtte år), minste ukeminimum har vært så lav som 1 m^3/s og medianverdien er redusert til 3,5 m^3/s. I bare to av åra var ukeminimum høyere enn 9,5 m^3/s. Når vannføringen synker til 2 m^3/s er vanndekt areal i henhold til våre målinger i gjennomsnitt 22,5 % mindre enn ved breddfull elv (ca 30 m^3/s) i Åelva og 19 % i Åbjøra. I lavvannsperioder trenges således fisken sammen, og dette kan forsterke tetthetsreguleringen og øke risikoen for stress og sykdom. I en studie i et lite vassdrag i Nord-England

ble det påvist sterke populasjonseffekter hos ørret av en tørkesommer med svært lave vannføringer (Elliott 1994, Elliott m. fl. 1997). Vi vet imidlertid lite om hvor langvarige lavvannsperiodene må være for å få stor effekt, og hvilke deler av sommeren fisken er mest sensitiv. De største problemene knyttet til lavvannsperioder er imidlertid kombinasjonene av sammentrenging av fisk, høye temperaturer som gir høy forbrenning hos fisken samtidig som oksygeninnholdet i vannet blir lavt pga lav løselighet og høy biologisk aktivitet hos andre organismer. Disse problemene blir diskutert senere, i vår vurdering av sykdomsbildet i vassdraget. I forhold til effekten av ekstra redusert produksjonsareal ved lavvannsperioder, konkluderer vi at det ikke er usannsynlig at disse ytterligere kan redusere produksjonen i vassdraget, men at vi ikke har grunnlag for å anslå hvor mye.



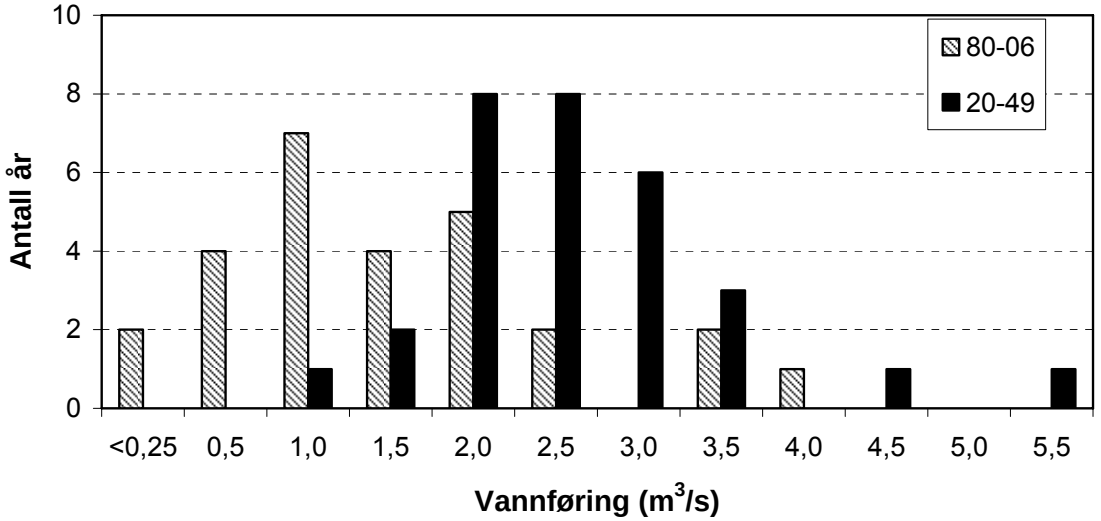
***Figur 28**. Frekvensfordeling av laveste ukemiddelvannføring om sommerenen (juli - september) før (1920-1949) og etter (1980-2006) regulering av Åbjøravassdraget. Vannføringen er inndelt i intervaller på 1 m^3/s, (dvs 1 m^3/s = 0,51 - 1,49 m^3/s).*

Vassdraget ble klassifisert til mesohabitat på to vannføringer. Fordi dette systemet beskriver elvehabitatet i forhold til vanndyp, vasshastigheter, gradient og delvis substratforhold (gjennom overflatebølger), kan det brukes til å beskrive noe av de endringene i habitat som skjer når vannføringen reduseres, og antyde hvordan habitat*kvaliteten* endres. Endringene i mesohabitatsammensetning (se **figur 10**) er relativt liten i både Åelva og Åbjøra når vannføringen reduseres fra gjennomsnittlig sommervannføring før regulering (30 m^3/s) og til gjennomsnittet etter (13 m^3/s). De mest markante endringene i Åelva er at det blir mindre arealer med både dype og grunne glattstrømmer (relativt rasktflytende områder med glatt overflate), mens det blir mer grunne stilleflytende områder og noe mer kulper. Når vannhastighetene reduseres blir altså noen av de dype glattstrømmene høler, mens de grunne blir stilleflytende grunnområder. Mønsteret i Åbjøra ligner, men siden det er lite dype glattstrømmer er den mest markante endringen en reduksjon i grunne glattrømmer og stryk, som i høy grad går over til stilleflytende grunnområder. Basert på de studier vi har gjennomført i fire norske vassdrag i regi av Lakseprogrammet til Norges forskningsråd, er det ingenting som tilsier at disse kvalitative endringene i habitatforhold skal medføre vesentlige endringer i produksjonskapasitet pr arealenhet (egne upubliserte resultater).

Ved ytterligere reduksjon i vannføring ned til 2 m^3/s forsterkes de samme trendene som ovenfor, ved at det blir mindre glattrømmer og stryk, og mer stilleflytende grunnområder. Selv om habitatendringene blir store, er det vår vurdering at vi ikke har faglig grunnlag for å anta at dette vil endre produksjonskapasiteten pr arealenhet, verken i positiv eller negativ retning.

3.14.2 Endringer i vintervannføring

Dokumentasjonen for at lav vintervannføring kan redusere vinteroverlevelse til laksunger er nå relativt god (Chadwick 1982, Gibson & Myers 1988, Cunjak m. fl. 1998, Hvidsten m. fl. 2004, Næsje m. fl. 2005), og i studiene i Altaelva (Næsje m. fl. 2005) og Orkla (Hvidsten m. fl. 2004) er det etablert korrelative relasjoner mellom minste ukemiddel eller døgnmiddel vintervannføring og henholdsvis ungfisktetthet og smoltproduksjon. I disse vassdragene har minstevannføringen om vinteren og fiskeproduksjonen økt etter regulering, men snur vi tidsaksen (gjør en "etter-før" vurdering) gir en reduksjon i gjennomsnittlig ukeminimum på 56 % (fra 21,7 til 9,6 m^3/s) i henhold til regresjonsmodellene for Altaelva (se Tabell 3.5 i Næsje m. fl. 2005) i gjennomsnitt en 37 % reduksjon i ungfisktetthet. På tilvarende måte tilsier tre ulike regresjonsmodeller (se Tabell 4.6.4a i Hvidsten m. fl 2004) at en reduksjon i ukeminimum på i gjennomsnitt 73 % (fra 16,2 til 4,4 m^3/s) gir en reduksjon i smoltproduksjonen på mellom 38 og 50 % i Orkla.

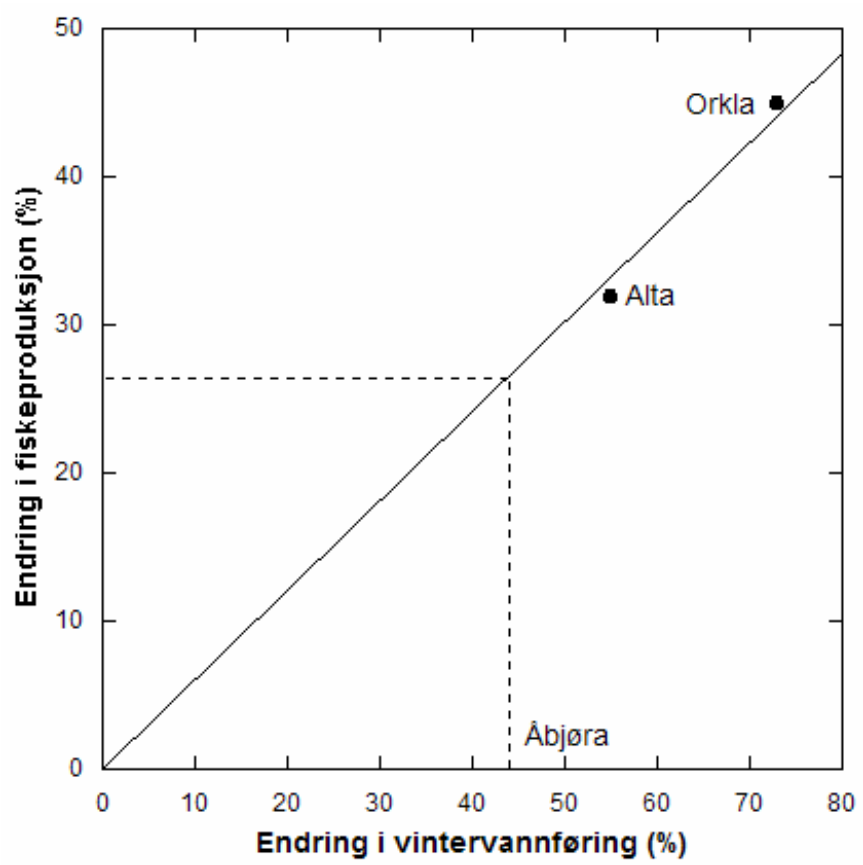


Figur 29. *Frekvensfordeling av laveste ukemiddelvannføring om vinteren (desember - april) før (1920-1949) og etter (1980-2006) regulering av Åbjøravassdraget. Vannføringen er inndelt i intervaller på 0,5 m^3/s, (dvs 1 m^3/s = 0,76 - 1,24 m^3/s).*

I Åbjøravassdraget var laveste ukeminimum (basert på kalenderuker) vintervannføring ca 1 m^3/s før regulering (1920-1949), og median ukeminimum var 2,60 m^3/s (**figur 29**). Etter reguleringer (1980-2006) har det to av 27 år vært ukeminimum under 0,25 m^3/s, vanligste ukeminimum er ca 1 m3/s og median er 1,47 m^3/s. Basert på medianverdier, har ukeminimum i Åbjøravasdraget blitt redusert med 43 % (fra 2,60 til 1,47 m^3/s) etter regulering. Det er trolig relativt stor usikkerhet i målingene av vannføring når vannføringene blir svært lave, og ukeminimum på 0,11 m^3/s (110 liter) fra 2001 og 0,14 m^3/s fra 1995 synes svært lave. I henhold til anslag for minimumsvannføring i vassdraget (pers. kom. Harald A. Viken, NVE, Region Midt-Norge) er trolig de reelle vannføringene i størrelsesorden 0,3 til 0,4 m^3/s. Disse verdiene har imidlertid ingen betydning for vår sammenligning av gjennomsnittlig endringer i vintervannføringer fordi vi bruker medianverdiene.

Ut i fra at en 73 % reduksjon i ukeminimum vintervannføring tilsvarer en 45 % produksjonsreduksjon i Orkla, en 55 % vannføringsreduksjon tilsvarer 37 % produksjonsreduksjon i Altaelva og at endringen blir 0 % ved ingen vannføringsendring, kan vi ved hjelp av en trendlinje (tvunget gjennom origo) anslå produksjonstapet til 26 % på grunn av en gjennomsnittlig reduksjon i ukeminimum vintervannføring på 43 % i Åbjøravassdraget (**figur 30**). En slik ekstrapolering fra andre vassdrag er selvsagt usikker, og har to viktige antagelser. For det første, at redusert vintervannføring som gir redusert vinteroverlevelse er et generelt fenomen i laksebestander. Publiserte studier fra åtte vassdrag tyder på at denne antagelsen kan være riktig, men det er et problem at vi ikke kjenner årsakssammenhengene for observasjonene. Den andre forutsetningen er at sammenhengen er lineær eller kan beskrives tilfredsstillende med en line-

ær sammenheng, i alle fall innenfor de relevante vannføringsnivåene. Rent teoretisk er det ikke grunn til å anta at en sammenheng mellom minste vintervannføring og fiskeproduksjon er lineær over alle vannføringer. Når vintervannføringen blir veldig stor i forhold til elvesengas størrelse er det rimelig å anta at den positive effekten avtar, og før eller siden snur pga tøffe fysiske forhold. På de laveste vannføringene vil det skje store endringer i vanndekt areal, i sammensetning av elveklasser og i vanndyp, og det er rimelig å anta at den negative effekten på overlevelse og produksjon kan øke. Ukeminimum vintervannføring var lav i Åbjøravassdraget også før regulering, men sammenligner vi med de andre vassdragene er median ukeminimum før regulering i forhold til vassdragenes gjennomsnittsvannføring relativt lik (Åelva: 8,4 %, Orkla: 8,5 % og Altaelva: 13 %). I Altaelva og Orkla har vintervannføringen økt etter regulering og dette har gitt økt fiskeproduksjon. Det framstår som rimelig å anta at en reduksjon i vintervannføring på samme måte vil gi en reduksjon i produksjon.

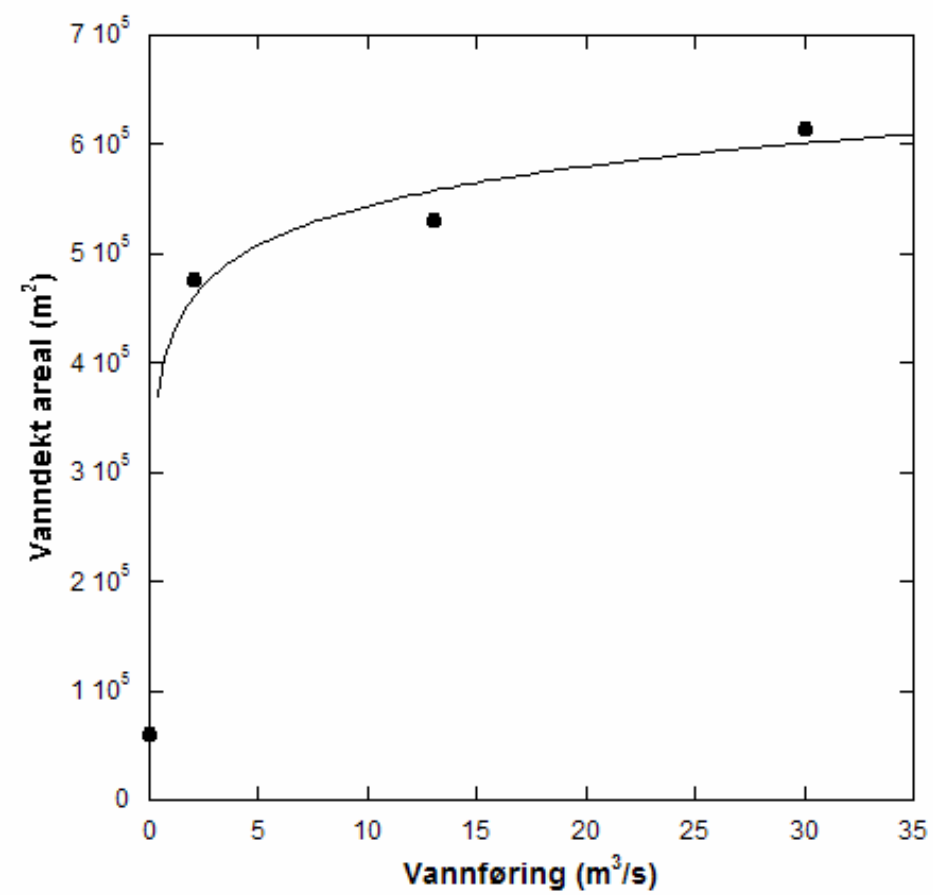


Figur 30. *Endring i vintervannføring (laveste ukemiddel) plottet mot endring i fiskeproduksjon i Orkla (smoltproduksjon) og Altaelva (ungfisktetthet) og en trendlinje tvunget gjennom origo. Median endring i minste ukemiddel vintervannføring i Åbjøra og tilhørende endring i fiskeproduksjon (tap) er også inntegnet.*

Tapsanslaget ovenfor er basert på endring i median minste ukemiddel vintervannføring. I gjennomsnitt tilbringer både laks og ørret fire vintre i elva før smoltutvandring, om vi regner med den første vinteren når fisken er på rognstadiet. Det finnes flere eksempler på rogndødelighet (frysing og/eller tørking) i elver med lave vintervannføringer (Barlup m. fl. 1994, 2005). Kunjak m. fl. (1998) fant sammenhenger mellom årlige overlevelser og vintervannføring fra egg til 0+, fra 0+ til 1+ og fra 1+ til 2+. Dette indikrerer at lave vintervannføringer kan gi redusert produksjon for de fleste aldersklassene. I løpet av livet i elva kan derfor en årsklasse utsettes for betydelig lavere vintervannføring enn medianverdiene tilsier. Når vi bruker medianverdien vil halvparten av årene ha minste ukemiddel vannføring lavere enn vår medianverdi (1,47 m^3/s), og medianverdien av disse 13 årene var 0,79 m^3/s. Tilsvarende tall for de 15 laveste ukemiddelverdiene før regulering er 1,98 m^3/s, og endringen blir på 60 % (før til etter regulering). Bru-

ker vi den samme relasjonen som ovenfor (**figur 30**) gir dette et tapstall på 36 %. Fordi slike vannføringer oppstår i halvparten av årene og fisken lever fire vintre i elva, vil i gjennomsnitt alle årsklassene rammes av så lave vintervannføringer i løpet av livet. Selv om vi antar at rognstadiet ikke rammes (fordi fisken gyter på dypt nok vann eller i områder med grunnvannsforekomster og således ikke tørker ut eller fryser), er sannsynligheten lav (12,5 %) for at en aldersklasse i løpet av tre vintre ikke opplever vintervannføringer under 1,47 m^3/s.

Anslaget for dødelighet ved de laveste vannføringene er, i samsvar med diskusjonen ovenfor, også usikkert. Vi har imidlertid antatt at sammenhengen mellom tap og endring i vannføring er lineær også for de laveste vannføringene. Vannføringer på 0,97 m^3/s og ned mot sannsynlig laveste ukemiddel i perioden (0,3-0,4 m^3/s for to av åra) er svært lave ukemiddel vannføringer i så vidt store elvesenger som det er i Åelva og Åbjøra (gjennomsnittlig bredde på henholdsvis 47 og 56 m ved breddfull elv). Vi vet ikke ved hvilke vannføringsreduksjoner vanndekt areal begynner å øke mye i Åbjøravassdraget, men kan gjøre et overslag. De fleste sammenhengene mellom vanndekt areal og vannføring kan beskrives godt av en logaritmisk modell (f. eks. Forseth m. fl. 1996, Magnell m. fl. 2004) og en tilpasning basert på de målte og beregnede arealene ved 2, 13 og 30 m^3/s i Åelva og et lite areal ved null vannføring (10 % av arealet ved breddfull elv), viser at det vanndekte arealet avtar svært fort fra 1 m^3/s og nedover (**figur 31**). Dette kan medføre relativt større problemer for fisken enn det vi har anslått. Med motsatt fortegn skal bemerkes at andelen av arealet definert som kulper i mesohabitatklassifisering øker noe i Åelva (ikke i Åbjøra som generelt er grunn) når vannføringen synker fra 30 m^3/s til 2 m^3/s. Preferansekurver (forholdet mellom leveområdene fisken bruker og de tilgjengelige leveområdene i vassdragene) fra andre vassdrag har vist at laksunger ser ut til å foretrekke dype og stilleflytende områder om vinteren (f. eks. Heggenes m. fl. 1999). En økende andel av stilleflytende og dypere områder når vannføringen reduseres om vinteren forekommer imidlertid trolig også i Orkla og Alta, der vi har hentet grunnlaget for vårt tapsanslag.



Figur 31. *Vanndekt areal ved ulike vannføringer i Åelva. Linja er en logaritmisk tilpasning.*

En av de foreslåtte forklaringene på at vinteroverlevelsen til laksefisk reduseres når vannføringen reduseres, er at lave vintervannføringer skaper grunnlag for skadelige isprosesser (Cunjak m. fl. 1998). Åelva og Åbjøra har isdekke hvert år, og ved lave vannføringer kan ulike isprosesser skape tøffe fysiske forhold for laksefisk. Vi har ingen kunnskap om slike forhold i vassdraget, ut over lokale observasjoner av "bunnfrysing" enkelte år (Erling Sylten). Problemene med rogndødelighet er primært knyttet til kombinasjoner av gyting på høy vannføring og etterfølgende lave vintervannføringer. Dersom fisken gyter på områder som senere tørrlegges kan rogna tørke eller fryse og dødelighet oppstår (Barlaup m. fl. 2005). Gytetida i Åbjøravassdraget er anslått til perioden 15. oktober til 15. november (Erling Sylten), og etter regulering (1980 - 2005) har median gjennomsnittsvannføring i gyteperioden (regnet ut for ukene 42-45) vært 17,4 m^3/s, med en variasjon fra 1,7 til 67,9 m^3/s. Det finnes derfor en rekke år der gytinga har skjedd på nesten breddfull elv, med etterfølgende lave vintervannføringer. Dette skjedde trolig også i vassdraget før regulering. Endringen i vannføring i gyteperioden etter regulering er imidlertid mindre enn endringene i vintervannføring. Før regulering (1920-49) var median gjennomsnittsvannføring i gyteperioden (regnet ut for ukene 42-45) 22,7 m^3/s, med en variasjon fra 5,8 til 60,3 m^3/s. Eventuelle problemer knyttet til rogndødelighet pga dette fenomenet har sannsynligvis økt etter regulering.

3.14.3 Vanntemperatur

Vanntemperaturen har økt betydelig etter regulering (se kap. 3.1.2), og dette kan også påvirke produksjonen. Fra 5-6 °C og opp til 17-20 °C øker veksten hos laks dersom mattilgangen er god nok (Jonsson m. fl. 2001). For høyere temperaturer avtar veksten, og ved 24-25 °C stopper laksunger å vokse. Om våren kan laks også vokse ved temperaturer under 5-6 °C (Finstad m. fl. 2004). Aure når en veksttopp ved lavere temperaturer (13-15°C; Elliott 1975, Forseth & Jonsson 1994 og egne upubliserte modeller for norske aurebestander). Temperaturøkningen etter reguleringen er i utgangspunktet positivt for veksten til laks, selv om temperaturen i deler av sommersesongen noen år blir for høy. Selv om vi har få temperaturdata, viser disse at vekstsesongen etter regulering har blitt lengre, og det er rimelig å anta at dette er et generelt fenomen. Fordi aurens vekst begynner å avta igjen ved lavere temperaturer enn laksen (dvs. har en lavere optimaltemperatur for vekst), er det flere dager hvor temperaturen blir for høy for aure enn for laks.

Vi har ikke gjennomført vekstmodellering for å studere effekten av temperaturendringene i mer detalj (f. eks. Jensen 2003), fordi dette er et arbeide som i omfang ligger utenfor rammene av denne rapporten. Basert på empiriske lengder fra feltinnsamlingene i 2005 og 2006, samt tidligere publiserte empiriske vekstkurver (Bergan 2004), framstår ingen av årsklassene som spesielt storvokste i forhold til det som er vanlig i Midt-Norge, og i forhold til undersøkelsene før regulering (Andersen & Langeland 1986). En viktig mekanisme som gjør at økt vekst gir økt fiskeproduksjon er at smoltalderen reduseres, slik det bla. ble vist i Orkla (Hvidsten m. fl. 2004). Basert på skjellmaterialer av voksen laks før og etter regulering (se kap. 3.10) har gjennomsnittlig smoltalder tilsynelatende ikke endret seg. Dette er noe overraskende tatt i betraktning økningen i vår- og sommertemperatur, og tyder på at andre miljøforhold, eller for høye temperaturer, begrenser gevinsten av høyere temperatur. Heller ikke Bergan (2004) vurderer at veksten er blitt nevneverdig bedre i de senere år. Det konkluderes derfor at det ikke ser ut til at økt vanntemperatur har gitt økt fiskeproduksjon i Åbjørvassdraget.

3.14.4 PKD, vanntemperaturer og oksygen

PKD ble påvist hos laksunger fra Åelva i både 2006 og 2004. I 2006 hadde vi kontinuerlig oksygenovervåkning, samt manuelle målinger med to parallelle instrumenter på en rekke lokaliteter i hele vassdraget midt i dødelighetsperioden. Oksygenkonsentrasjonene lå dette året godt over det som er regnet som grenseverdier for juvenil laksefisk (se Bergan m. fl. 2005 for en litteraturgjennomgang). Det kan derfor konkluderes med at PKD var hovedårsaken til den store fiskedøden dette året, men det er trolig at temperatur og oksygenstress (i den varmeste perioden) og generell høy parasittbelastning også har bidratt (Elliott 1991). I naturen vil det som oftest være en rekke faktorer som samlet medfører dødelighet, og kombinasjonen sykdom og

ugunstige miljøforhold er vanlig. I 2004 har vi ingen verifiserte oksygenmålinger, og bare noen få død fisk ble undersøkt for PKD. Det er referert til noen enkeltmålinger av oksygen i perioden 2002-2004 (Kanstad-Hansen 2003, Bergan m. fl. 2005), men kvaliteten på disse er ukjent. Instrumentell oksygenmåling krever nøyaktig kalibrering, og vi vet ikke om dette er utført. I de få fiskene som ble undersøkt fra 2004 ble detfunnet PKX-celler men ikke histopatologiske forandringer knyttet til PKD i nyrene som tilsa at fisken var død av PKD (brev fra veterinær Arve Nilsen, Brønnøysund, 13. november 2006). Dette betyr etter vår vurdering ikke at PKD ikke var medvirkende dødsårsak. Det er mulig at fisk kan dø av PKD før det oppstår histopatologiske forandringer i nyret (Tor Atle Mo, Veterinærinstituttet, pers. med.), som er betennelsesreaksjoner på parasitten i nyret. Mønsteret for dødelighet i 2004 viser også relativt tydelig at akutt oksygenunderskudd i alle fall ikke var årsaken til dødeligheten. Dødeligheten, basert på de daglige tellingene av død fisk funnet i elva, nådde en topp nesten tre uker etter at vanntemperaturen var på sitt høyeste, og fortsatte utover høsten når det er rimelig å anta at oksygenforholdene var gode (pga lavere temperaturer). Vi konkluderer derfor at PKD-utbrudd, forsterket av temperatur og oksygenstress, var den viktigste dødsårsaken også i 2004. Ut fra at dødelighetsforløpene i 2002 og 2003 er oppgitt å være lik forløpet i 2004 (Erling Sylten), er det videre rimelig å konkludere at PKD var viktig også disse årene.

På grunn av at PKD, vanntemperatur og oksygenkonsentrasjoner trolig samvirker i å skape dødelighet presenterer vi et samlet anslag for redusert fiskeproduksjon på grunn av disse faktorene, men omtaler de som PKD dødelighet. Fordi vi har best data for laks blir tapsanslagene basert denne arten, og vi vil ut fra en antagelse om at ørret er like utsatt for PKD som laks (Feist m. fl. 2002) bruke samme tapsanslag.

Vi har ingen måter for å *beregne* PKD dødeligheten, og må basere oss på grovere anslag. Vi har tidligere argumentert for at årsyngeltettheten av laks (gjennomsnitt på 68 fisk pr 100 m^2) i Åelva i 2005 kan representere en tilnærmet fullrekruttert elv. Antar vi forsiktig årsyngeltettheter på 50 fisk hvert år i perioden 2002 til 2004 og en årlig normal dødelighet for fisk i vassdraget på 70 %, blir de forventende tetthetene av laksunger i 2005 (sum av 1+ fra 2004, 2+ fra 2003 og 3+ fra 2002) ca 20 fisk pr 100 m^2. Den observerte tettheten var 3,3 fisk pr 100 m^2, noe som indikerer en reduksjon i ungfisktetthet på omlag 85 % på grunn av PKD-dødelighet. Disse beregningene er selvsagt sensitive til de årlige dødelighetene, men vi brukte, også ut fra vurderingene av de andre reguleringseffektene, høyere dødeligheter enn det vi normalt ville bruke (se kap. 3.14). Med den rimelige antagelsen om at det ikke var PKD-dødelighet av betydning i 2005, kan vi også sammenligne årsyngeltetthetene i 2005 og 2006. Vi må da også, ut fra fangstatistikken, anta at rekrutteringen var tilnærmet like stor i de to årene. Det var ut fra fangststatistikken og kjønnsfordelingen (i skjellmaterialet), 205 hunnfisk i fangstene i 2004 og 499 hunnfisk i 2005. Fangstforholdene var trolig også bedre i 2005 og lavere rekruttering i 2005 enn i 2004 synes derfor ikke sannsynlig. Justerer vi for innsamlingsdato (som var ca 5 uker tidligere i 2005) ved å legge til 15 % dødelighet (et relativt høyt anslag) i 2005, var tettheten av årsyngel av laks 85 % lavere i 2006 enn i 2005. Et annet problem med denne sammenligningen er at vinteren 2005-2006 hadde lavere minste ukemiddel vintervannføring enn vinteren før (1,6 m^3/s i 2004/05 og 0,7 m^3/s i 2005/06). Dette gjør at innfrysing/tørrlegging av gytegroper kan ha vært et større problem vinteren 2005/06 og således forklare noe av forskjellene i årsyngeltetthet mellom 2005 og 2006. Dersom det var dårligere rognoverlevelse vinteren 2005/06, er det sannsynlig at reduksjonen i årsyngeltetthet på grunn av PKD-dødelighet sommeren 2006 er mindre enn 85 %.

De anslagene som er gjort ovenfor viser at PKD-dødeligheten har vært stor i Åbjøra og at sykdommen, trolig i kombinasjon med ugunstige miljøforhold (høy vanntemperatur og lave oksygenkonsentrasjoner), er en vesentlig dødelighetsfaktor som vil påvirke smoltproduksjonen i vassdraget. Avviket fra forventet tetthet av laksunger (1+ til 3+) på 85 % i 2005 er trolig resultatet av tre etterfølgende år med PKD-dødelighet på årsyngel. Forskjellene mellom årsyngeltetthet i 2005, da det trolig ikke var sykdomsutbrudd, og 2006 med dokumentert sykdomsutbrudd, representerer en sommer/tidlig høst med dødelighet. Selv om forskjeller i rekruttering og rognoverlevelse på den ene side kan være med å forklare forskjellene og dermed redusere døde-

lighetsanslaget, er det på den andre side sannsynlig at mye fisk som har vært rammet av men overlevd PKD angrep, vil være svekket og derfor ha redusert sjanse til å overleve vinteren. Antar vi at et PKD angrep gir en ekstra dødelighet på 75 % (fra midt på sommeren og fram til neste vår), bruker som ovenfor en utgangstetthet på 50 årsyngel hvert år i perioden 2002-2004 og 70 % normaldødelighet, får vi en forventet tetthet av laksunger på ca 5 fisk pr 100 m^2 i 2005. Dette er relativt likt den observerte gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger i Åelva i 2005 (3,3 fisk).

Det neste sentrale spørsmålet er i hvilken grad PKD-dødeligheten er en reguleringseffekt. Det finnes ingen oversikt for utbredelse av *Tetracapsuloides bryosalmonae*, parasitten som forårsaker PKD, i Norge, ut over at den aldri tidligere er registrert i fiskeanlegg nord for Møre og Romsdal. Vi vet derfor ikke om parasitten finnes naturlig i Åbjøravassdraget eller om den er introdusert, og i så fall hvor lenge den har vært der. Det er imidlertid ingenting som tilsier at reguleringen i seg selv skal ha introdusert parasitten til vassdraget. Reguleringen kan imidlertid ha skapt gunstigere miljøforhold for parasitten og/ellers dens primærvert, mosdyr.

Tar man som utgangspunkt at større utbrudd av PKD primært forekommer ved vanntemperaturer over 15 °C (Tops m. fl. 2006), kan man vurdere betydningen av reguleringen i forhold til reguleringens effekter på vanntemperatur. I de tre årene med tilgjengelige data før regulering, var temperaturen høyere eller lik 15 °C en dag i 1974, ingen dager i 1976 og 14 dager i 1977 (fleste like over, maksimum 16,0 °C). Vi har to år med temperaturlogging etter regulering. I 2005, som var ett vannrikt år trolig uten PKD utbrudd av betydning, var det 16 dager med temperaturer over 15 °C og maksimum døgnmiddel på 18,3 °C, mens tilsvarende tall for 2006 med dokumentert PKD-utbrudd var 55 dager og 20,1 °C. I 2004, når temperaturen ble målt en gang om dagen (men med huller), ser det ut til at det var nesten fire uker med temperaturer over 15 °C (se **figur 12**), og det ble målt en maksimumstemperatur på 23,4 °C (enkeltmåling om ettermiddagen). Modellberegninger i Bergan m. fl. (2005) viste at også 2002 og 2003 var varme år med mange dager over 18 °C, mens 2000 og 2001 var mye kaldere. Slike forhold forekom ikke før regulering. Vi har tidligere vist (se kap. 3.1.2) at vanntemperaturen å vassdraget etter regulering i mye høyere grad er bestemt av solinnstråling og lokale klimaforhold i elvedalen. Dette henger selvsagt sammen med vannmengdene. Ut fra dette kan det konkluderes at reduserte vannføringer om sommeren på grunn av reguleringen er hovedårsaken til de høye vanntemperaturene som skaper grunnlag for PKD-utbrudd. De varme somrene siden årtusenskiftet har selvsagt bidratt til disse forholdene, men vanntemperaturene disse årene hadde vært betydelig lavere i lengre perioder om ikke vann var bortført.

Tapt smoltproduksjon som følge av PKD-dødelighet (som her fortsatt skal tolkes som totaleffekten av høye temperaturer, lavt oksygeninnhold og sykdom) vil selvsagt være avhengig av hvor ofte og sterke utbruddene er. Et enkelt utbrudd et år vil med de anslagene vi har gjort gi en ekstra dødelighet på årsyngelen på i størrelsesorden 75 %, og gitt at ikke andre endringer skjer, redusere smoltproduksjonen fra denne årsklassen med 75 %. Laksebestander er imidlertid tetthetsregulert i ferskvannsfasen (Jonsson m. fl. 1998), slik at ekstra dødelighet på et tidlig stadium til en viss grad kan kompenseres gjennom redusert dødelighet og/eller økt vekst senere (f. eks. Jenkins m. fl. 1999, Imre m .fl. 2005). Antar vi at ekstradødeligheten medfører at all fisk som overlever av den rammede årsklassen på grunn av raskere vekst blir smolt tre år gamle (i motsetning til en gjennomsnittlig smoltalder på 3,5 år), blir tapstallene ca 46 %. En reduksjon i smoltalder på 0,5 år er en relativt sterk populasjonseffekt. Lengdefordelingene i elfiskefangstene i 2005 og 2006 tyder ikke på noen vesentlig endring i smoltaler fordi svært få 1+ var store nok til at det er sannsynlig at de ville bli smolt våren etter (se kap. 3.8).

Det er liten tvil om at gjentatt PKD-dødelighet er svært alvorlig for lakse- og aurebestandene i Åelva. Tre etterfølgende år med ekstradødeligheter i den størrelsesorden som vi har anslått her, og slik det sannsynligvis har vært i Åeelva i 2002, 2003 og 2004, kan til tross for mulig kompenasjon ved økt overlevelse og vekst hos gjenværende fisk, gi dramatisk redusert smoltproduksjon. PKD angriper heller ikke bare årsyngel, og årsyngel som ikke utsettes for smitte kan få sykdommen senere i livet om det oppstår gunstige miljøforhold for parasitten og para-

sittproduksjonen. En slik situasjon oppsto i 2005 og 2006, da det trolig ikke var ekstradødelighet på årsyngelen i 2005, men sykdomsutbrudd i 2006. Tettheten av ettåringer i oktober 2006, når mye av den direkte PKD-dødeligheten dette året trolig var over, var i gjennomsnitt på ca 7,5 pr 100 m^2 (13 stasjoner) og således bare om lag 10 % av tettheten av samme årsklasse (0+) året før (37 stasjoner). Dette antyder en betydelig ekstra dødelighet på ettåringer i 2006, og det ble dette året også dokumentert sykdom hos laks eldre enn årsyngel (Veterinærinstituttet). Siden normal smoltalder ligger mellom tre og fire år i vassdraget, må det altså trolig være tre etterfølgende år uten sykdomsutbrudd om PKD-dødelighet ikke skal påvirke en årsklasse.

For aure vil tapene på grunn av PKD-dødelighet bli lavere fordi i størrelsesorden 55 % av ørretproduksjonen trolig skjer i sidevassdragene. Vi vet ikke om PKD rammer fisk i sidevassdragene, men dette er i alle tilfeller ikke en effekt av endrede miljøforhold på grunn av reguleringen. Med samme effekt som på laks, vil tapet bli på i størrelsesorden mellom 25 % (med redusert smoltalder på overlevende fisk) og 51 % (uten slik kompensasjon).

3.14.5 Andre produksjonsreduserende faktorer

Bortføring av vann fra et vassdrag endrer også vassdragets transportkapasitet for sedimenter av ulike størrelsesfraksjoner (se oppsummering i Fergus & Bogen 2006), og dette kan påvirke produksjonskapasiteten for fisk gjennom endringer i substrat og skjulforhold (Waters 1995, Suttle m. fl. 2004, Finstad m. fl, manus). Både i Suldalslågen og Eira, hvor vann også er bortført fra vassdraget, er det vist slike effekter etter regulering (Bogen m. fl. 2004, Jensen m. fl. 2006). Vi har ikke under-søkelser fra Åbjøravassdraget som kan dokumentere slike effekter. Under våre substratobservasjoner fant vi imidlertid at bunnforholdene i vassdraget mange steder var preget av relativt store mengder sand som klogger igjen hulrommene mellom steinene. Selv om dette ikke trenger å være noe nytt fenomen, er det sannsynlig at endringer i frekvens av store flommer og generelt reduserte vannføringer etter regulering har gjort substratforholdene dårligere for fisk, og dermed bidratt til å redusere produksjonskapasiteten. Dokumentasjon og kvantifisering av denne effekten vil kreve egne undersøkelser.

3.14.6 Produksjonsgevinst i Åbjøra og øvre del av Åelva

Åbjøra har vært tilgjengelig for anadrom laksefisk fra omkring 1908 da det ble bygd laksetrapper i Teinfossen og Brattfossen i Åelva (Berg 1964). Berg (1964) hevder at det aldri er iakttatt laks ovenfor Brattfossen, og skriver også at laksetrappa i Brattfossen ikke er i orden. Det ble imidlertid ved prøvefiske med garn i 1972 fanget fire voksne laks i Åbjørvatnet (Jensen 1973). Videre fanget Heggberget (1974) åtte laksunger ved elfiske på to stasjoner (en gangs overfiske av et samlet areal på 750 m^2) nedenfor Gardsfossen i 1973. Dette var fisk fra tre årsklasser (to årsyngel, fem 1+ og en 3+), noe som viser at gyting av laks forekom regulært i Åbjøra på den tiden. Halvorsen (2000) fanget to laksunger (2+) ved prøvefiske med småmaskede garn i strandsonen i Åbjørvatn i 1999, og fire eldre laksunger ved elfiske på en stasjon nedenfor Gardsfossen samme året. Han fanget ikke laksunger ved elfiske nedenfor Mensfossen, på et område hvor vi fant relativt høye tettheter både i 2005 og 2006.

Produksjonen av laks i Åbjøra har altså både før og etter regulering vært lav, i alle fall i perioder, og hovedårsaken til dette er trolig at oppvandringsforholdene generelt sett har vært vanskelige, til tross for trapper. Laksetrapper er utsatt for slitasje og ødeleggelse, og deres funksjon er avhengig av vannføringsforhold. Vi har ikke grunnlag for å vurdere når og hvorfor det i perioder har vært vanskelige oppvandringsforhold. Etter regulering ble det i Åbjøra bygd en terskel ved Gardsfoss som trolig medførte at fossen ble vanskeligere å passere. Regulanten har på frivillig basis, og i samarbeid med grunneierne og Direktoratet for naturforvaltning, gjennomført tiltak for å bedre oppvandringsforholdene i vassdraget. Trappa i Brattfossen ble utvidet og restaurert i 2000, det ble bygd ny fisketrapp i Gardsfossen i 2001 og det ble gjennomført utbedringer i Teinfossen i 2003. Registreringene av ungfisktetthet i 2005 og 2006 tyder på at laksebestanden er i oppbygging i Åbjøra med produksjon helt opp til Urdfossen (dokumentert i 2005, men ikke i 2006).

Arealet av en breddfull Åbjøra utgjør et tillegg på 45 % i forhold til tilsvarende areal i Åelva. Åbjøra er imidlertid også påvirket av reguleringen, og sannsynligvis sterkere enn Åelva. Vi kjenner ikke vannføringsforholdene i Åbjøra, men når vinter eller sommervannføringene ved utløpet av Åbjørvatn kommer ned i 1-2 m^3/s og lavere, er det lite vann i Åbjøra. Det er flere bekker som drenerer til Åbjørvatn som bidrar til vannføring ut av innsjøen. Dette betyr at det er rimelig å anta at tapsfaktorene som virker i Åelva virker enda sterkere i Åbjøra. Arealtapet er imidlertid beregnet for samme vannføringsmål i de to elvene.

Tar vi utgangspunkt i en opprinnelig produksjonskapasitet på mellom 2 og 4 smolt pr 100 m^2, kunne det teoretisk produseres mellom 5600 og 11 000 smolt i Åbjøra. Redusert gjennomsnittlig produksjonsareal om sommeren vil om dette virker proporsjonalt redusere produksjonskapasiteten med 11 % (se kap. 3.14.1). Effekten av redusert vintervannføring er anslått ut fra den andelmessige endringen i laveste ukemiddel før og etter regulering, og denne endringen vil bli større jo lengre opp i vassdraget man kommer. Ut fra vannføringsmålingene ved utløpet av Åbjørvatn er det klart at vannføringene om vinteren kan bli svært lave i Åbjøra, og vi vurderer det som sannsynlig at effekten er større enn vannføringsendringen fra målestasjonen ved utløpet av Åbjørvatn tilsier. Vi anslår derfor ut fra endringer i median minste vintervannføring at produksjonskapasiteten i Åbjøra er redusert med i størrelsesorden 30 %. Tar vi hensyn til at det er overveiende sannsynlig at en årsklasse i løpet av ungfisktida i elva opplever vintervannføringer betydelig lavere enn medianverdien blir tapet større, og vi setter tapet skjønnsmessig til 40 %.

Selv om PKD-parasitten er påvist også på fisk fra Åbjøra (høsten 2006), ser det så langt ikke ut til at PKD er av vesentlig betydning for fiskebestandene i Åbjøra. Ytterligere oppfølging av bestandene vil kunne avsløre om dette stemmer. Ser vi derfor foreløpig bort fra denne tapsfaktoren, er tapet i Åbjøra i utgangspunktet knyttet til endringer i produksjonsareal om sommeren og redusert vinteroverlevelse på grunn av redusert vintervannføring. Fordi vinterforholdene ut fra våre betraktninger ser ut til å være den faktoren som virker sterkest og redusert produksjonskapasitet om sommeren er knyttet til tilgjengelig areal, er det rimelig å anta at det er lave vintervannføringer som er den dominerende flaskehalsen. Ut fra dette anslår vi dagens produksjonskapasitet i Åbjøra til å ligge mellom 3400 og 6000 laksesmolt. Basert på elfiske i 2005, da vi hadde god stasjonsdekning i hele Åbjøra, og med antagelse om 50-70 % vinteroverlevelse for presmolten, var smoltproduksjon våren 2006 i størrelsesorden 1600-2200 smolt.

Vi har i vurderingen av produksjon i Åbjøra ikke tatt hensyn til Åbjørvatnet. Det ble fanget laksunger i strandsonen i Åbjørvatnet i 1999 (Halvorsen 2000), og han vurderer ut fra sin kompetanse om laks i innsjøer (Halvorsen 1996) deler av strandsonen som egnet for ungfiskproduksjon (6-7 km strandlinje med brukbare leveområder av totalt omlag 15 km strandlinje). I den grad det er tilstrekkelig store gyteområder i Åbjøra, kan utvandring av laksunger til Åbjørvatn bidra til høyere produksjon enn det vi har anslått. Usikkerheten knyttet til dette er imidlertid så stor at vi ikke kan anslå hvor stor betydning Åbjørvatn kan få for produksjonen i framtida.

Fiskens tilgang til øvre del av Åelva fra Brattfossen og opp til Åbjørvatn er også bedret gjennom utbedringene av laksetrappa i 2000. Det ble funnet brukbare (i forhold til de generelle nivåene i vassdraget) tettheter av laksunger under elektrisk fiske på en stasjon i dette området i 1999 (Halvorsen 2000). Det var minst tre årsklasser, noe som viser at det hadde vært oppvandring forbi Brattfossen og gyting både i 1996, 1997 og 1998. Det er imidlertid liten tvil om at oppvandringen, vurdert ut fra ungfisktetthetene i Åbjøra, nå er betydelig lettere og at dette sikrer rekrutteringen i øvre del av vassdraget, og spesielt i Åbjøra. Produksjonen i Åelva ovenfor Brattfossen er ut fra areal og substratforhold anslått til om lag 37 % av totalproduksjonen i Åelva.

Hvor mye av den produksjonsøkningen som nå ser ut til å foregå i Åbjøra, og produksjonen i øvre del av Åelva (ovenfor Brattfossen), som skal godskrives regulantens tiltak for å bedre vandringsforholdene er mer et juridisk enn biologisk spørsmål, og således utenfor vårt kompetanseområde. Selv om vi tar som utgangspunkt at all ekstra produksjon etter at oppvandringen ble bedret skal godskrives som kompensasjonstiltak fra regulanten, kan vi ikke kvantifisere

denne fordi vi ikke vet hvor stor produksjonen var før reguleringen og før tiltakene for å bedre oppvandringen.

3.14.7 Samlet tapsvurdering

Siden både vinteroverlevelsen og produksjonen om sommeren har tilgjengelig areal som begrensende faktor (ikke dokumentert for vinteroverlevelse) og laksebestander er regulert (dødeligheten avtar med avtagende tetthet), vil en sterk vintereffekt overstyre en svakere sommereffekt. Ser vi bort fra PKD-dødelighet er således lave vintervannføringer trolig den viktigste flaskehalsen for fiskeproduksjon i Åbjøravassdraget. Våre anslag for redusert produksjon som en følge av redusert vintervannføring er basert på andelsmessig endring i vannføring målt ved utløpet av Åbjørvatn. Fordi det tilføres vann fra delfeltene langs Åelva vil denne endringen avta nedover i vassdraget. De største feltene drenerer imidlertid til Åelva nedenfor Lonfossen (Kvernelva og Blindåa), og nedenfor Blindneset er trolig smoltproduksjonen relativt liten på grunn av substratforholdene. Vi vurderer derfor vårt tapsanslag basert på vannføringsendringen ved Åbjørvatn som gyldig for det meste av smoltproduksjonen.

Ut fra disse anslagene, og basert på at sannsynligheten er stor for at en årsklasse i løpet av tiden i elva blir eksponert for minst ett år med svært lav vintervannføring, vurderer vi tapet i produksjon av laks i Åelva til å ligge i størrelsesorden 35 %. Tilvarende anslag for sjøaure, basert på at 55 % av produksjonen foregår i hovedvassdraget og er påvirket av reguleringen, blir på ca 19 %. Dette tilsier at reguleringen, når vi ser bort fra PKD, har gitt et gjennomsnittlig tap på mellom 4300 og 8600 laksesmolt og 1300 og 1600 auresmolt pr år. I den grad det er rimelig at noe eller hele av produksjonen i Åbjøra og øvre del av Åelva (ovenfor Brattfossen) skal godskrives regulantens tiltak for å bedre oppvandringsforholdene, og således vurderes som et gjennomført kompensasjonstiltak, vil dette komme som fratrekk til disse tapstallene. Uansett vurderer vi at Åbjøra har tapt i størrelsesorden 40 % av sin produksjonskapasitet for laksesmolt etter regulering, og at lave vintervannføringer er viktigste tapsfaktor.

Effekten av PKD-dødelighet (PKD kombinert med høye vanntemperaturer og lave oksygenkonsentrasjoner) er vanskelig å kvantifisere, dels fordi det er vanskelig å anslå tapet ut fra de bestandsobservasjonene vi har fra vassdraget, og dels fordi effekten er avhengig av hvor ofte sykdom vil oppstå. Fordi PKD er dokumentert (i Åelva og i andre studier) å kunne ramme både årsyngel og naive (fisk som har ikke tidligere er infisert med parasitten) ettåringer, og trolig også eldre ungfisk (ikke dokumentert), må det være to eller tre år uten utbrudd for at en årsklasse ikke skal rammes. Tre år med PKD-dødelighet ser ut til å ha redusert smoltproduksjonen med 75 %, mens ett år med dødelighet ut fra våre anslag ser ut til å redusere smoltproduksjonen for den rammede smoltårsklassen med mellom 46 og 75 % (avhengig av graden av kompensasjon). Med en frekvens av sykdomsutbrudd lik det vi har sett siden 2002, er det rimelig å anta at smoltproduksjonen blir redusert med mellom 50 og 75 %. Dette tilvarer smolttap på mellom 4000 og 6000 smolt om man tar utgangspunkt i vår nedre grense for dagens produksjonskapasitet, og mellom 8000 og 12 000 smolt for øvre grense. Tilsvarende tall for aure, med antagelsen om at PKD ikke rammer fisk i sidevassdragene, blir på 1500-2200 og 1800-2700. Disse tapene kommer i tillegg til tapet på grunn av vannføringsendringer.

3.15 Produksjonskapasitet minus tap

Våre anslag for produksjonskapasitet og tap kan sammenlignes med bestandsdata fra vassdraget. Ut fra en produksjonskapasitet i Åelva på mellom 2 og 4 smolt pr 100 m^2 breddfull elv og et tap på 35 % (PKD ikke inkludert), får vi en smoltproduksjon i elva på mellom 8000 og 16 000 laksesmolt. Siden 1979 har fangstene av laks i vassdraget variert mellom 80 og 881 fisk, med et gjennomsnitt på 334 individer. Med sjøoverlevelser på mellom 2 og 8 % (tilbake til elva) og fangsandeler i elva på mellom 40 og 60 % vil estimert fangst (fra 64 til 384 fisk) være for lav i forhold til rapportert fangst om vi baserer oss på det laveste smoltanslaget og likt (128-768 fisk) om vi baserer oss på det høyeste smoltanslaget. Dette betyr at våre anslag for produksjonskapasitet og tap gir anslag for smoltproduksjon etter regulering som er i riktig størrelsesorden i forhold til fangstene i vassdraget.

Tar vi utgangspunkt i samme smoltproduksjon (8000 til 16 000 fisk) og antar at PKD-dødelighet reduserer smoltproduksjonen med 75 % (tre år med PKD), får vi en smolttetthet på mellom 0,4 og 0,9 smolt pr 100 m^2. Basert på at presmolt utgjorde 33 % av ungfisktettheten i 2005, og med en antatt vinteroverlevelse på mellom 50 og 70 %, kan smolttettheten i 2006 anslåes til mellom 0,5 og 0,8 fisk pr 100 m^2. Våre anslag for tap på grunn av redusert vinteroverlevelse og tre år med PKD-dødelighet stemmer altså bra med observert presmolttetthet i 2005.

4 Samlet diskusjon og forlag til tiltak

PKD-dødelighet medførte at våre anslag for smolttap er basert på få datapunkter fra vassdraget (i hovedsak årsyngeltetthet i 2005 og vassdragets fangststatistikk). Dette medførte at våre anslag i høy grad er basert på erfaringer fra andre vassdrag, beregninger og enkle populasjonsmodeller og faglig skjønn, og derfor er usikre. Det er imidlertid lite tvil om at miljøforholdene som er skapt etter regulering har redusert vassdragets produksjonskapasitet for laks og aure.

Lave vintervannføringer er etter våre vurderinger den viktigste årsaken til redusert produksjonskapasitet. Det er ikke krav om minstevannføringer i vassdraget, og i tørre perioder om vinteren medfører dette at vannføringen kan bli svært lav (trolig ned mot 0,3-0,4 m^3/s). Det er sannsynlig at dette er en svært viktig flaksehals for fiskeproduksjon i Åbjøravassdraget, og en minstevannføringsbestemmelse som sikrer mot de laveste vintervannføringene vil trolig gi god effekt.

Parasittsykdommen PKD har skapt en svært alvorlig situasjon for fisken i Åelva, mens situasjonen i Åbjøra ser ut til å være bedre. Dersom sykdommen slår ut hvert andre til tredje år kan smoltproduksjonen av laks bli i størrelsesorden 25 til 50 % av dagens produksjonskapasitet. I øvre del av Altaelva førte miljøendringer etter reguleringer til at ungfisktettheten i en periode på 1900-tallet ble redusert til 20-25 % av nivåene før regulering (Næsje m. fl. 2005). Dette ga en kraftig reduksjon i tilbakevandring av voksen fisk (målt ved fangster og antall gytegroper), svikt i rekrutteringen (for få gytefisk) og det ble innført obligatorisk ”fang og slipp” -fiske for å kunne opprettholde fiske i området. Flere år med fang og slipp fiske (obligatorisk og frivillig) og tiltak i kraftverket har etter hvert bedret situasjonen i de øvre deler av Altaelva. PKD-situasjonen i Åelva ser ut til å være minst like alvorlig som situasjonen i øvre del av Altaelva, og må bringes under kontroll om fiskebestandene skal sikres. Dersom temperaturforholdene i framtida blir i lik det som har vært på 2000-tallet vil smoltproduksjonen forbli lav (i gjennomsnitt 25 % av dagens kapasitet). Dette vil redusere antall fisk som kommer tilbake til vassdraget og dermed gytebestandenes størrelse. Kombinert med lave sjøoverlevelser, slik vi hadde i Norge på midten av 1990-tallet og som sannsynligvis vil forekomme også i framtida, vil gytebestanden av laks og eggdeponeringen kunne bli svært lav.

Selv om innslaget av rømt oppdrettfisk i vassdraget er relativt lavt (0-13 % basert på skjellprøver fra sportsfiskefangster i perioden 1989-2005), vil den reduserte gytebestanden i vassdraget gjøre at andelen rømt oppdrettsfisk kan øke kraftig og bestandens genetiske integritet kan trues. I Vosso skapte en kombinasjon av ulike inngrep i vassdraget, forsuring og ekstraordinær dødelighet hos smolt i fjordområdene en dramatisk reduksjon i gytebestanden, og høye andeler rømt oppdrettslaks i gytebestanden i flere år (Barlaup 2005). Det er nå påvist genetiske endringer i laksebestanden i Vosso ved sammenligning med skjellprøver samlet inn før rømt oppdrettsfisk ble viktig i vassdraget (Skaala m. fl. 2006). Innblanding av oppdrettslaks vil redusere produksjonen og føre til tap i genetisk variasjon, som kan true den langsiktige levedyktigheten til bestanden (Hindar m. fl. 2006 og referanser i denne). Sjøaure er ikke direkte utsatt for en slik trussel, men en redusert gytebestand av både aure og laks kan øke sannsynligheten for hybridisering mellom de to artene slik det er observert i Driva og Vefsna, hvor lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* har redusert laksebestandene kraftig (Johnsen m. fl. 2005). Innslag av rømt oppdrettfisk kan trolig også bidra til øke risikoen for slik hybridisering (Youngson m. fl. 1993, Hindar & Balstad 1994).

Dersom aure i sidevassdragene ikke rammes av PKD, kan dette bli viktige produksjonsområder for aure og bidra til sikring av bestanden. Endringer i forholdet mellom laks og aureunger i vassdraget fra tidligere undersøkelser (Andersen & Langeland 1986) til siste års undersøkelser, tyder på at en slik forskyving kan ha skjedd. Dette forutsetter at produksjonen i sidevassdragene er normalt høy, noe som i liten grad er undersøkt. Dersom det kan bekreftes at PKD ikke har like sterke bestandseffekter i Åbjøra (av grunner vi ikke kjenner), kan denne delen på samme måte bli svært viktig for å bevare laksebestanden i vassdraget.

En viktig faktor for å redusere sannsynligheten for PKD-utbrudd er å redusere vanntemperaturen om sommeren slik at den ikke kommer særlig over 15 °C i lengre perioder. Bergan m. fl. (2005) diskuterer mulighetene for å hente kaldere bunnvann fra Åbjørvatnet i de varmeste periodene. En slik mulighet bør utredes. Det er trolig dype nok områder i Åbjørvatnet relativt nært terskelen hvor kaldere vann kan taes ut. Vannmengde og oppholdstid er i tillegg til temperaturen i bunnvannet, viktig for hvor stor temperaturreduksjon som kan oppnåes nedover i vassdraget, der PKD-dødeligheten ser ut til å være størst. Det bør vurderes om bunnvannet eventuelt føres ut i elva nedenfor Lonet i Storåa, for å unngå oppvarming i dette brede og stilleflytende området. I 2006 ble det sluppet over 4 millioner m^3 magasinvann fordelt over 363 timer i perioden 2/8 til 31/8. Disse vannslippene kunne imidlertid ikke hindre PKD-dødelighet dette året. Bergan m. fl. (2005) viste at det må store vannslipp for å redusere vanntemperaturen vesentlig, fordi vannet varmes opp på den lange veien fra magasinet til utløpet av Åbjørvatn. Vannmengde kan imidlertid være en viktig miljøfaktor i seg selv, fordi kombinasjonen av lav vannføring og høy temperatur kan gi høy produksjon av parasittsporer og høye sporekonsentrasjoner i vannmassene (pers. kom. Tor Atle Mo, Veterinærinstituttet). Kombinasjoner av vannslipp og bunnvann bør derfor utredes.

En annen mulighet som bør vurderes er å endre terskelen ved utløpet av Åbjørvtn, slik at vannføringen over terskelen ikke reduseres så raskt. Dette vil innebære at vannstanden i Åbjørvatn varierer mer (blir lavere ved lavt tilsig), men vil virke positivt både i forhold til minste vinter- og sommervannføringer. Åbjørvatnet er stort og selv små nedtappinger vil kunne gi økt vannføring i Åelva over flere uker.

I påvente av effektive tiltak bør det vurderes om det skal innføres fangstrestriksjoner i vassdraget og i sjøen utenfor vassdraget. I Altaelva bidro ”fang og slipp”-fiske av laks i øvre del mye til at rekrutteringen tok seg opp igjen etter reduksjonen i bestanden av både ungfisk og voksen laks (Næsje m. fl. 2005). PKD-dødelighet i 2002, 2003 og 2004 har høyst sannsynlig allerede gitt redusert smoltutgang i Åbjøravassdraget i 2005 og 2006, og vil sammen med en dokumentert kraftig dødelighetsepisode i 2006 gi reduksjoner i årene som kommer. Det er derfor avgjørende at rekrutteringen sikres ved at så mye som mulig av den tilbakevandrende fisken får gyte. Dersom dette ikke sikres kan det ta lang tid å bygge opp bestandene på nytt, når man eventuelt har fått sykdomssituasjonen under kontroll. Dette vil også bidra til å holde andelen av oppdrettslaks i gytebestanden nede.

Selv om det ikke er dokumentert, på grunn av svært lave tettheter av eldre laksunger i hele Åelva ved elfisket i 2005, vurderer vi det som sannsynlig at substratforholdene i nedre del av Åelva og midtre deler av Åbjøra er lite egnet for eldre laksunger. Tetthetsregistreringer i områder med lignende substratforhold i nedre del av Nausta i Sogn og Fjordane, indikerer overdødelighet på grunn av manglende skjulplasser for eldre fisk (Forseth m. fl. 2005). Vi mener derfor, i samsvar med anbefalinger fra Kanstad-Hanssen (2003) og Bergan m. fl (2005), at det er et stort potensial for å øke smoltproduksjonen ved ulike habitatforbedrende tiltak.

Det finnes svært lite informasjon om effekten av og utbredelsen til parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae* som forårsaker PKD i norske vassdrag og hos villfisk. Det vil i planlegging av tiltak i Åbjøravassdraget derfor være viktig å skaffe kunnskap om parasittens utbredelse i vassdraget og ikke minst hvor parasittens hovedvert, mosdyr, finnes. Videre må det avklares i hvilken grad PKD er et problem for fiskebestandene i Åbjøra. Vi anbefaler derfor at PKD-

situasjonen i vassdraget blir fulgt opp med nye undersøkelser. Videre er det viktig i forhold til tiltak som skal sikre bestandene at man får avklart størrelsen på aureproduksjonen i sidevassdragene.

5 Konklusjoner

- Vassdragsreguleringen av Åbjøravassdraget har redusert vannføringen betydelig, og hyppigheten av svært lave sommer- og vintervannføringer har økt. Lavvannsperioder om sommeren har resultert i betydelig økte vanntemperaturer, og således skapt miljøbetingelser for utbrudd av nyresykdommen PKD i flere av de siste årene.
- Den opprinnelige produksjonskapasiteten i Åbjørvassdraget ved breddfull elv er anslått til mellom 2 og 4 laksesmolt pr 100 m^2 tilvarende mellom 12 300 og 24 500 smolt pr år i Åelva, og 5600 og 11 000 smolt i Åbjøra.
- Smoltproduksjonskapasiteten for aure i Åelva opp til Åbjørvatn og i sidevassdragene er anslått til mellom 6600 og 8200 smolt, hvorav 50-60 % produseres i hovedelva.
- Smolttapet på grunn av regulering (PKD-dødelighet ikke medregnet) er anslått til 35 % av den opprinnelige kapasiteten i Åelva, tilsvarende mellom 4300 og 8600 laksesmolt, og 19 % og mellom 1300 og 1600 auresmolt. Hovedårsaken til tapene er redusert vintervannføring.
- Produksjonskapasiteten i Åbjøra er redusert med anslagsvis 40 % etter regulering.
- Åbjøra produserer i dag i størrelsesorden 1600 til 2200 laksesmolt og produksjonen kan trolig øke til mellom 3400 og 6000 smolt. I den grad denne produksjonen skal tilskrives gjennomførte tiltak for å bedre vandringsforholdene, kommer deler av denne produksjonen som fratrekk til tapsanslaget.
- PKD er med stor sannsynlighet hovedårsaken til stor fiskedødelighet i Åelva i 2002, 2003, 2004 og 2006, og det er sannsynliggjort at utbruddene og dødeligheten er et resultat av miljøforhold (høy vanntemperatur, lav oksygenkonsentrasjon og lav vannføring) som har oppstått pga reguleringen. Vi vet ikke om PKD har populasjonseffekter i Åbjøra, men parasitten er påvist også på fisk fra denne delen av vassdraget. Aldersammensetningen i ungfiskbestanden framstår imidlertid som mer normal i Åbjøra enn i Åelva.
- Regulære PKD utbrudd i Åelva, slik det har vært i perioden 2002-06, vil kunne redusere smoltproduksjonen med mellom 50 og 75 %. Dette tilvarer smolttap på 4000-6000 smolt ut fra nedre grense for dagens produksjonskapasitet, og 8000-12 000 smolt for øvre grense. Tilsvarende tall for aure blir på 1500-2200 og 1800-2700. Disse tapene kommer i tillegg til tapet på grunn av vannføringsendringer.
- PKD representerer en betydelig trussel for fiskebestandene i vassdraget, og tiltak må settes inn om bestandene skal sikres.
- Tapping av bunnvann, endringer i overløpet i Åbjørvatn, vannslipp fra magasin og endringer i fangsttrykk i elv og sjø er tiltak som bør utredes.
- For å oppnå effektive tiltak bør PKD situasjonen i vassdraget følges opp med studier av parasitten, hovedverten og fiskebestandene. Det er spesielt viktig å avklare om PKD har bestandseffekter i Åbjøra.
- Habitattiltak i deler av vassdraget kan bidra positivt til smoltproduksjonen.

6 Referanser

Andersen, C. & Langeland, A. 1986. Reguleringens innvirkning på bestand og fiske på lakseførende del av Åbjøravassdraget (= Å-elva). Skjønnsrapport til Namdal Herredsrett, Sak 22/1976B - Åbjøraskjønnet. 56 s. + 23 vedlegg.

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning. L., Koksvik, J. & Urke, H.A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del 1: vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 2000-3. 91 s.

Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries Research 62: 143-170.

Barlaup, B.T. (Red.) 2005. Vossolaksen – bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. Direktoratet for naturforvaltning, DN-utredning 2004-7.

Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H., &Sundt, R.C.. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. Canadian Journal of Zoology 72: 636- 642.

Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Martinsen, B.O. & Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. Direktoratet for naturforvaltning, DN-utredning 2005-3. 72 s.

Berg, M. 1964. Nord-norske lakseelver. Tanum, Oslo. 300 s.

Bergan, P.I. 2004. Ungfiskundersøkelser i Åelva V.nr 144.Z, Bindal kommune i Nordland. Rapport fra Sweco Grøner. 16s.

Bergan, P.I., Vaskinn, K.A. & Jensen, C.S. 2005. Fiskedød i Åelva, Bindal kommune i Nordland. Rapport fra Sweco Grøner. 50s.

Bogen, J., Bremnes, T., Bønsnes, T. Heggenes, J., Johansen, S.W. & Saltveit, S.J. 2004. Fiskehabitat i Suldalslågen: et studium av sedimentasjonsdynamikk, begroing, habitattilbud og habitatbruk hos fisk: Sluttrapport. Suldalslågen-Miljørapport 46. Statkraft, Oslo.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.

Borsányi, P., Alfredsen, K., Harby, A., Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. Hydroécologie Applique 14: 119-138.

Bremseth, G. 1999. Young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) inhabiting the deep pool habitat, with special reference to their habitat use, habitat preferences and competitive interactions. Dr. scient thesis, NTNU, Trondheim.

Bremset, G. & Heggenes, J. (2001) Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environments. Nordic Journal of Freshwater Research, **75**, 127-142

Canning, E.U., Curry, A., Feist, S.W., Longshaw, M. & Okamura, B. 1999. *Tetracapsula bryosalmonae* n.sp. for PKX organism, the cause of PKD in salmonid fish. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 19: 203-206.

Chadwick, E.M.P. 1982. Stock - recruitment relationship for Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland Rivers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39: 1496-1501.

Cunjak, R.A., Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1): 161-180.

Cunjak, R.A. & Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Fisheries Management and Ecology 5: 209-223.

Egglishaw, H. J. & Shackley, P. E. 1980. Survival and growth of salmon, *Salmo salar* L. planted in a Scottish stream. Journal of Fish Biology 16, 565-584.

Elliott, J.M. 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. Journal of Animal Ecology 44: 805-821.

Elliott, J.M. 1991 Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* Freshwater Biology 25 61-70

Elliott, J.M. 1994. Quantitative Ecology and the brown trout. Oxford, Oxford University Press. 286 s.

Elliott, J.M., Hurley, M.A. & Fryer, R.J. 1995. A new improved growth model for brown trout, Salmo trutta. Functional Ecology 9: 290-298.

Elliott, J.M.//Hurley, M.A.//Elliott, J.A. 1997. Variable effects of droughts on the density of a sea-trout *Salmo trutta* population over 30 years. Journal of Applied Ecology 34, 1229-1238

Erkinaro, J. & Niemela, E. 1995. Growth differences between the Atlantic salmon parr, Salmo salar, of nursery brooks and natal rivers in the River Teno watercourse in northern Finland. Environmental Biology of Fishes 42, 277-287

Erkinaro, H. & Erkinaro, J. 1998. Feeding of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in the subarctic River Teno and three tributaries in northernmost Finland. Ecology of Freshwater Fish 7: 13-24.

Finstad, A. G., Næsje, T. F. & Forseth, T. 2004. Seasonal variation in the thermal performance of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Freshwater Ecology 49: 1459-1467.

Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. (Manus) Shelter availability affects size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. In submission.

Feist, S.W., Peeler, E.J., Gardiner, R., Smith, E., & Longshaw, M. 2002. Proliferative kidney disease and renal myxosporidosis in juvenile salmonids from rivers in England and Wales. J. Fish Dis. 25: 451-458.

Fergus, T. & Bogen, J. 2006. Sedimenttransport og bunnsubstrat. s. 35-41 i: S.J. Saltveit (Red.). Økologiske forhold i vassdrag: konsekvenser av vannføringsendringer. Norges Vassdrag og Energidirektorat. 154 s.

Fiske, P., Forseth, T., Hansen, L.P. & Hvidsten, N.A.. 2006. Evaluering av oppleieordningen av kilenotfiske etter laks i Trondheimsfjorden. NINA Rapport 150. 15 s

Forseth, T. & Jonsson, B. 1994. The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). Functional Ecology 8: 171-177.

Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: Betydning for laksebestanden. NINA Oppdragsmelding 392. 26 s.

Forseth, T., Hurley, M.A., Jensen, A.J. & Elliott, J.M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. Freshwater Biology 46: 173-186.

Forseth, T., Ugedal, O., Fiske, P., Lamberg, A., Bongard, T., Harby, A., Barlaup, B.T., Jensås, J.G. & Backer, J.G. 2005. Naustaprosjektet. Rapport 2 - 2005. 34 s.

Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6: 379-416.

Gibson, R.J., & Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 344-348.

Halvorsen, M. 1996. Lake use by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr and other salmonids in northern Norway. Dr. scient. Thesis, Universitetet i Tromsø.

Halvorsen, M. 2000. Bedre fiske i regulerte vassdrag i Nordland. Fagrapport 1999. Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen, Rapport nr 1 - 2000. 73 s.

Harwood, A.J., Metcalfe, N. B., Armstrong, J. D. & Griffiths, S. W. (2001) Spatial and temporal effects of interspecific competition between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences, 58, 1133-1140

Hedrick, R.P., Baxa, D.V. & Okamura, B. 2004. Malacosporean-like spores in urine of rainbow trout reacts with antibody and DNA probes to *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Parasitological Researvh 92: 81-88.

Heggberget, T. G. 1974. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Rapport Zoologisk Serie 1974-3. 15 s.

Heggberget, T.G. 1988. Reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aspects of spawning, incubation, early life history and population structure. Dr. philos. Theses, University of Trondheim-205 s.

Heggenes, J., Baglinière, J.L. & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogenous streams. Ecology of Freshwater Fish 8: 1-21.

Hindar, K. & Balstad, T. 1994. Salmon culture and interspecific hybridization. Conservation Biology 8: 881-882.

Hindar, K., Fleming, I.A., McGinnity, P. & Diserud, O. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. ICES Journal of Marine Science 63: 1234-1247.

Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A. J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.-V., Saltveit, S. J., Sægrov, H. & Sættem, L. M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226. I trykken.

Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979 - 2002. NINA Fagrapport 79. 94 s.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press.

Imre, I., Grant, J.W.A. & Cunjak, R.A. 2005. Density-dependent growth of young-of-the-year atlantic salmon Salmo salar in Catamaran Brook, New Brunswick. Journal of Animal Ecology 74: 508-516.

Jenkins, T.M., Diehl, S., Kratz, K.W. & Cooper, S.D. 1999. Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. Ecology 80: 941-956.

Jensen, A.J. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated River Alta: effects of altered water temperature on parr growth. River Research and Applications 19: 733-747.

Jensen, A.J. (red.) 2004. Geografisk variasjon og utviklingstrekk i norske laksebestander. NINA Fagrapport 80. 79s.

Jensen, A.J., Finstad, B., Forseth, T. & Rikardsen, A. 2005. Sjøørret, sjørøye og klima. s. 49-54 i M-A. Svenning & B. Jonsson (red) Kystøkologi: Økosystemprosesser og menneskelig aktivitet. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 31. 64s.

Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E., Kjøsnes, A.J. & Solem, Ø. 2006. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdaget. NINA Rapport 115. 53 s.

Jensen, J.W. 1973. Fiskeribiologiske undersøkelser i Åbjøravassdraget 1971 og 1972. LFI, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Rapport nr. 17. 24 s.

Johnsen, B.O., Hindar, K., Balstad, T., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Jensås, J.G., Syversveen, M. & Østborg, G.M. 2005. Laks og *Gyrodactylus* i Vefsna og Driva, Årsrapport 2004. NINA Rapport 34. 33 s.

Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. Journal of Animal Ecology 67: 751-762.

Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A.J. & Næsje, T.F. 2001. Thermal performance of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Functional Ecology 15: 701-711.

Kanstad Hanssen, Ø. 2003. Utvidelse av Kolsvik kraftverk - reguleringens effekt på fiskebestandene og fiske på strekningen fra Floet og opp til øvre Kalvvatn i Åbjøravassdraget. Rapport fra Ferskvannsbiolgen. 16 s.

Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish 12: 1-59.

L'Abée-Lund, J.H., Haugen, T.O. & Vøllestad, L.A. 2006. Disentangling local from macroenvironmental effects: quantifying the effect of human enraochments based on historical river catches of anadromous salmonids. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63: 2318-2329.

Lund, R.A. & Heggberget, T.G. 1985. Growth analysis of presmolt Atlantic salmon, *Salmo salar*, at three sections of a small Norwegian stream. Holartic. Ecolology 8, 299-305.

Magnell, J-P., Sandsbåten, K. & Kvambekk, Å.S. 2004. Hydrologiske forhold i Suldalsvassdraget, sluttrapport prøvereglement. Suldalslågen-Miljørapport, 38. 109s.

Morris, D.J., Ferguson, H.W. & Adams, A. 2005. Severe, chronic proliferative kidney disease (PKD) induced in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* held at a constant 18 °C. Dis. Aquat. Org. 66: 221-226.

Naiman, R.J., Melillo, J.M., Lock, M.A., Ford, T.E. & Reice, S.R. 1987. Longitudinal pattern of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. Ecology 68, 1139-1156.

Næsje, T.F., Fiske, P., Forseth, T., Thorstad, E.B., Ugedal, O., Finstad, A.G., Hvidsten, N.A.,

Jensen, A.J. & Saksgård, L. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva. Faglig oppsummering og kommentarer til forslag om varig manøvreringsreglement. NINA Rapport 80. 99s.

Saltveit, S.J., Fiske, P., Brabrand, Å., Sægrov, H. & Ugedal, O. 2004. Bruk av fangststatistikk for å belyse effekt av endret vannføring på fisk. Rapport Miljøbasert Vannføring 6-2004, NVE. 46 s.

Suttle, K.B., Power, M.E., Levine, J.M. & McNeely, C. 2004 How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. Ecological Applications 14: 969-947.

Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) for maximum smolt production in rivers of different productivity. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 36: 132-140.

Sægrov, H., Urdal, K., Hellen, B.A., Kålås, S. & Saltveit, S.J. 2001. Estimating carrying capacity and presmolt production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in West Norwegian rivers. Nordic Journal of Freshwater Research 75: 99-108.

Sægrov, H. & Hellen, B.A. 2004. Bestandsutvikling og produksjonspotensiale for laks i Suldalslågen. Sluttrapport 1998-2003. Suldalslågen - Miljørapport 43.

Tops, S., Baxa, D.V., McDowell, T.S., Hedrick, R.P. & Okamura, B. 2004. Evaluation of malacosporean life cycles through transmission studies. Diseases of Aquatic Organisms 60: 109-121.

Tops, S., Lockwood, W.& Okamura, B. 2006. Temperature-driven proliferation of *Tetracapsuloides bryosalmonae* in bryozoan hosts portend salmonid decline. Diseases of Aquatic Organisms 70: 227-236.

Ugedal, O., Larsen, B.M., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2006. Produksjonspotensial for laks i Mandalselva og vurdering av tap som følge av kraftutbygging. NINA Rapport 146. 46 s.

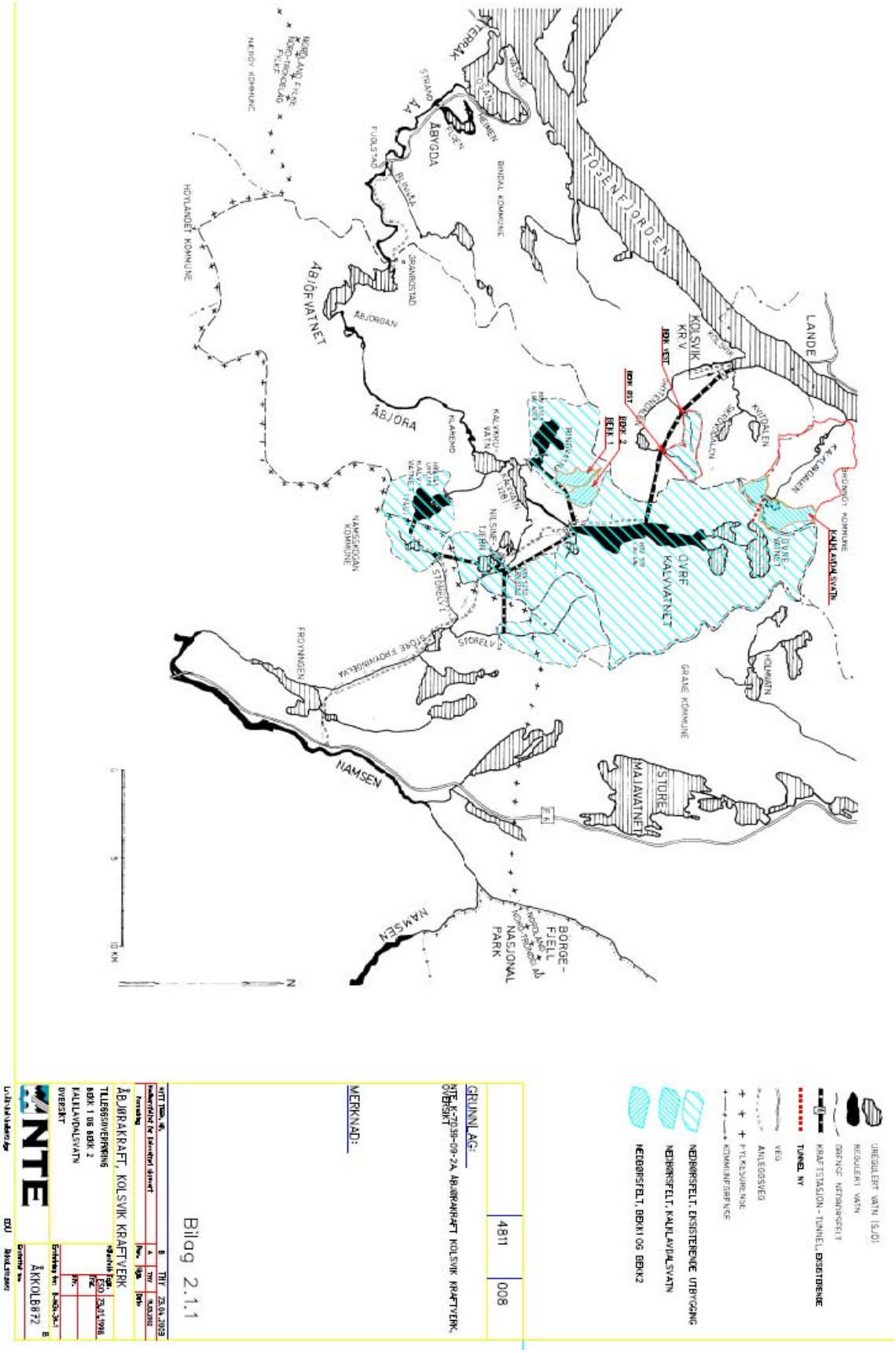
Wahli, T., Knuesel, R., Bernet, D., Segner, H., Pugovkin, D., Burkhardt-Holm, P., Escher, M. & Schmidt-Posthaus, H. 2002. Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge. Journal of Fish Diseases 25: 491-500.

Waters, T.F. 1995. Sediments in streams: sources, biological effects, and control. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.

Youngson, A.F., Webb, J.H., Thomson, C.E. & Knox, D. 1993. Spawning of escaped farmed salmon (*Salmo salar*): hybridisation of females with brown trout (*S. trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 1986-1990.

7 Vedlegg

7.1 Reguleringskart for Kolsvik Kraftverk

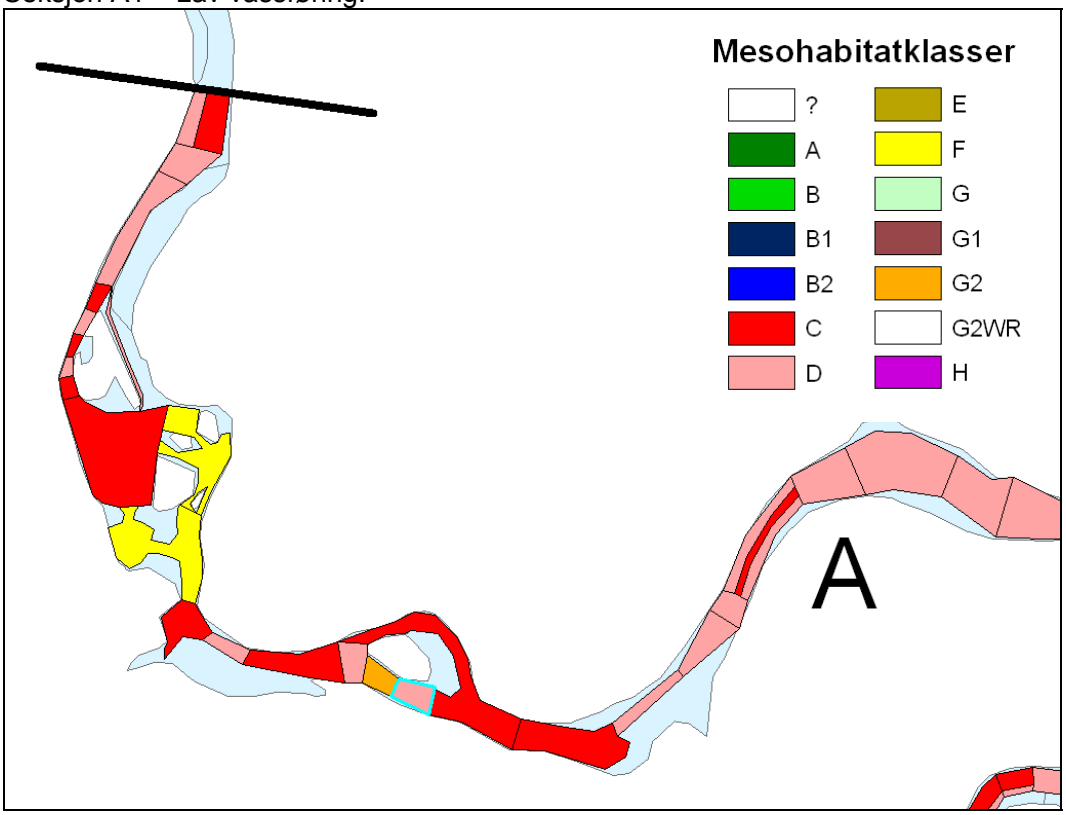


7.2 System for klassifisering av mesohabitat

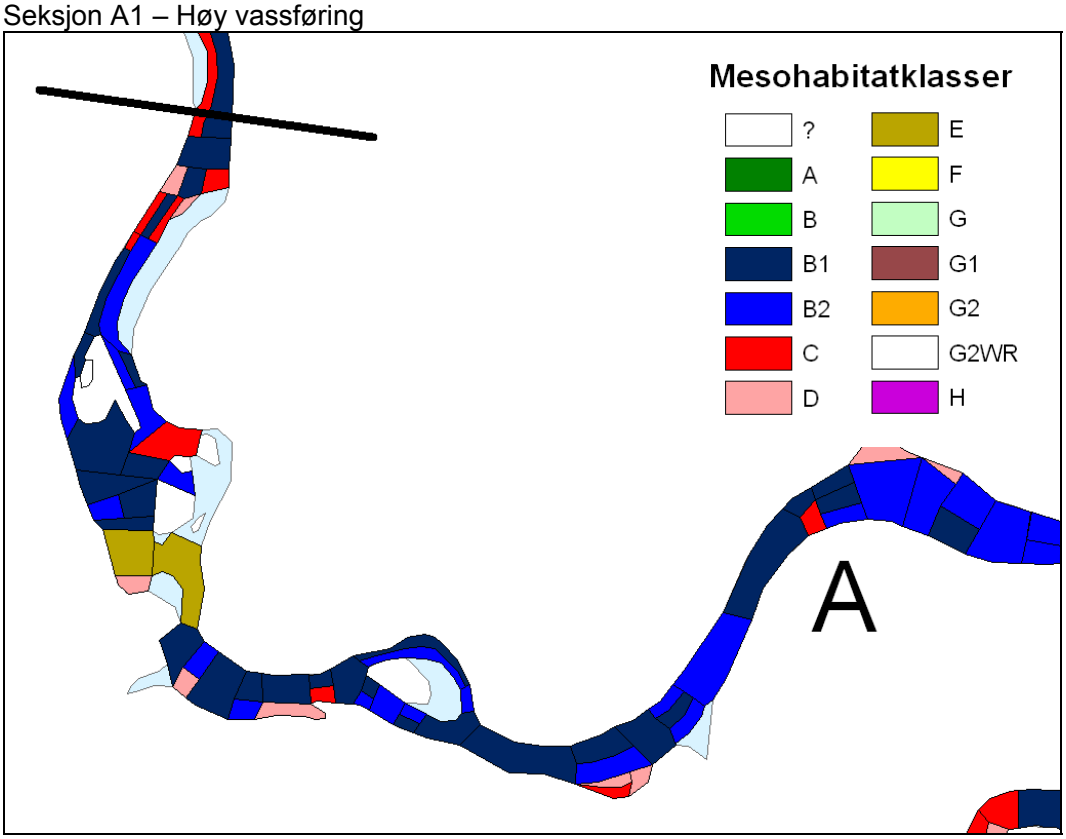
surface pattern (SP)	surface gradient (SG)	surface velocity (SV)	water depth (WD)	Code	Name
smooth/little waves	steep	fast	deep	A	Run
			~~shallow~~		
		~~slow~~	~~deep~~		
			~~shallow~~		
	moderate	fast	deep	B1	Deep Glide
			shallow	B2	Shallow Glide
		slow	deep	C	Pool
			shallow	D	Walk
broken/riffling	steep	fast	deep	E	Rapid
			shallow	F	Cascade
		~~slow~~	~~deep~~		
			~~shallow~~		
	moderate	fast	deep	G1	Deep Splash
			shallow	G2	Slallow Splash
		slow	~~deep~~		
			shallow	H	Rill

7.3 Habitatklassifisering av Åelva

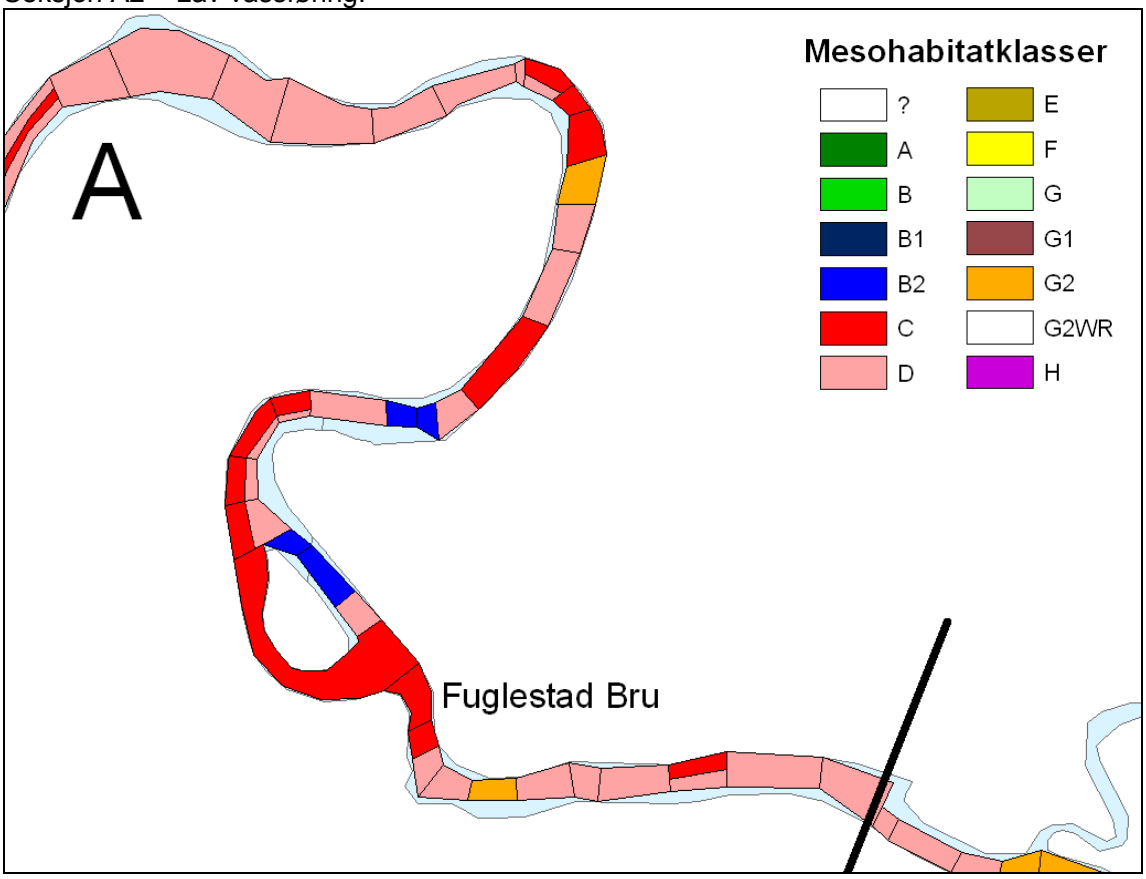
Seksjon A
Seksjon A1 – Lav vassføring.



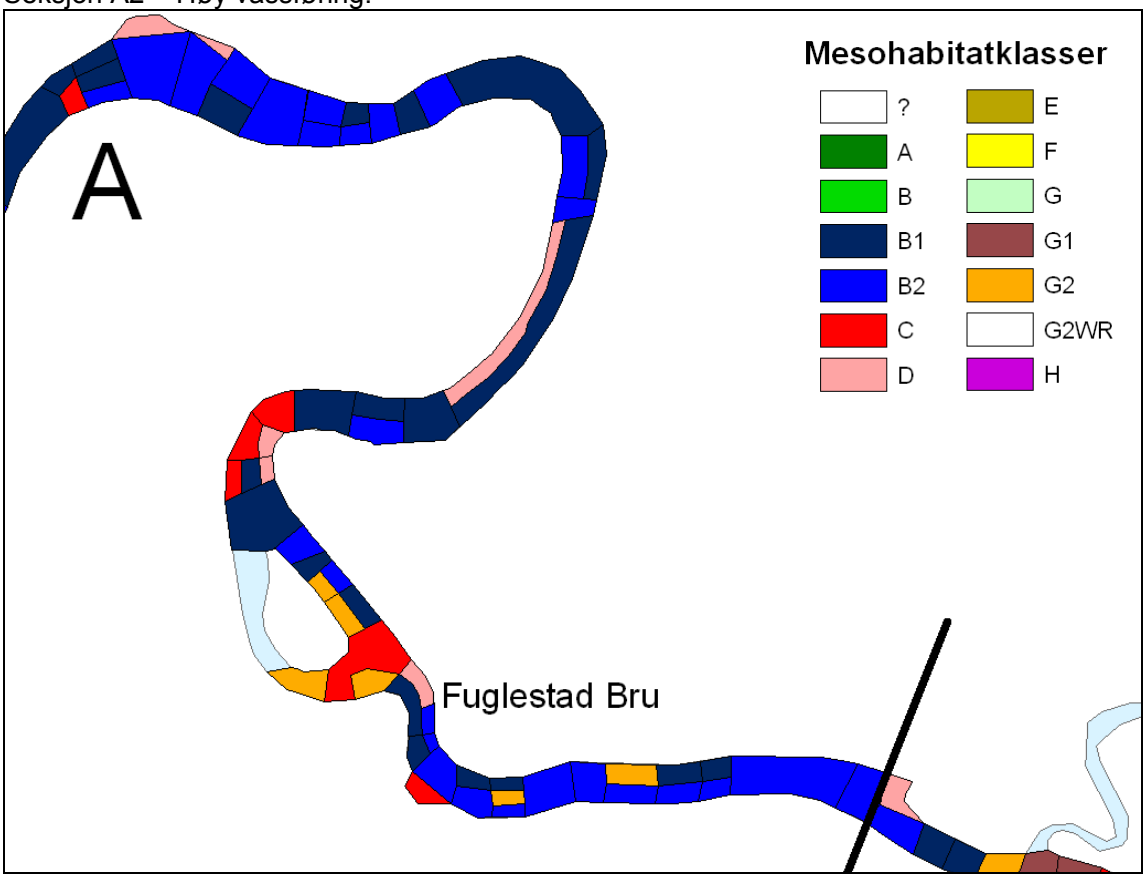
Seksjon A1 – Høy vassføring



Seksjon A2 – Lav vassføring.

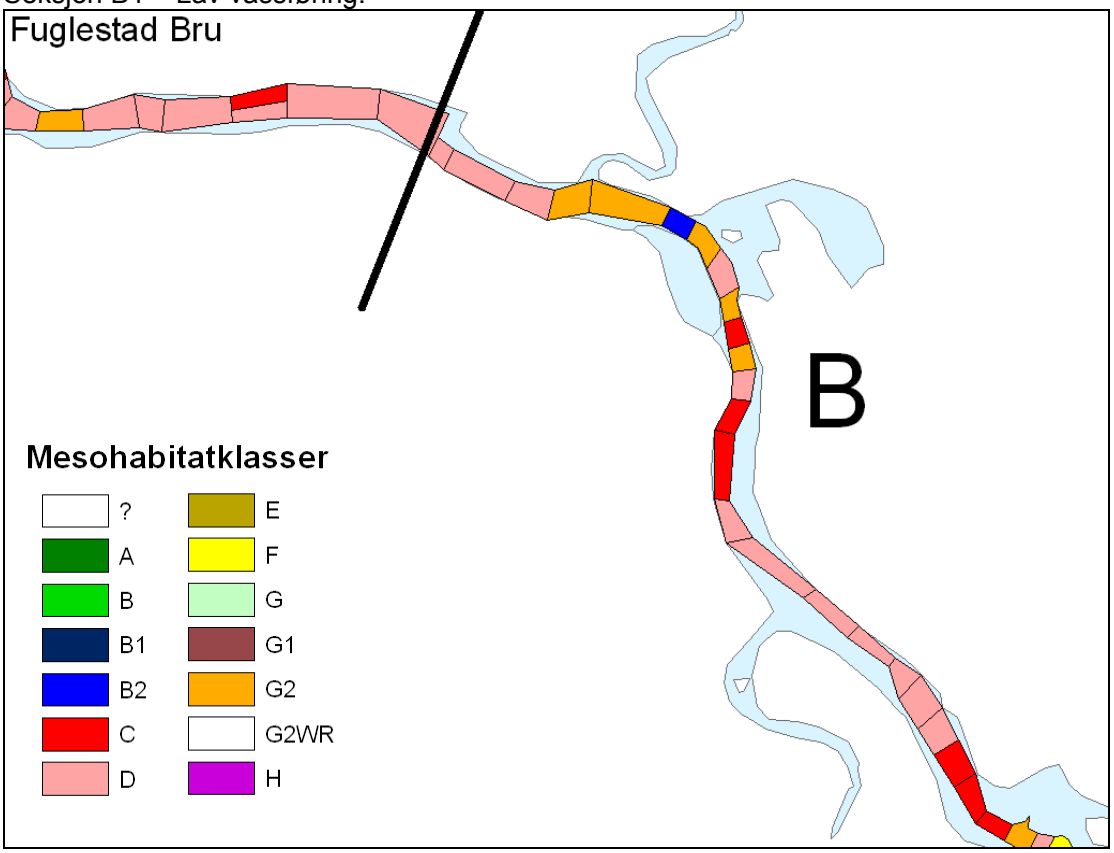


Seksjon A2 – Høy vassføring.

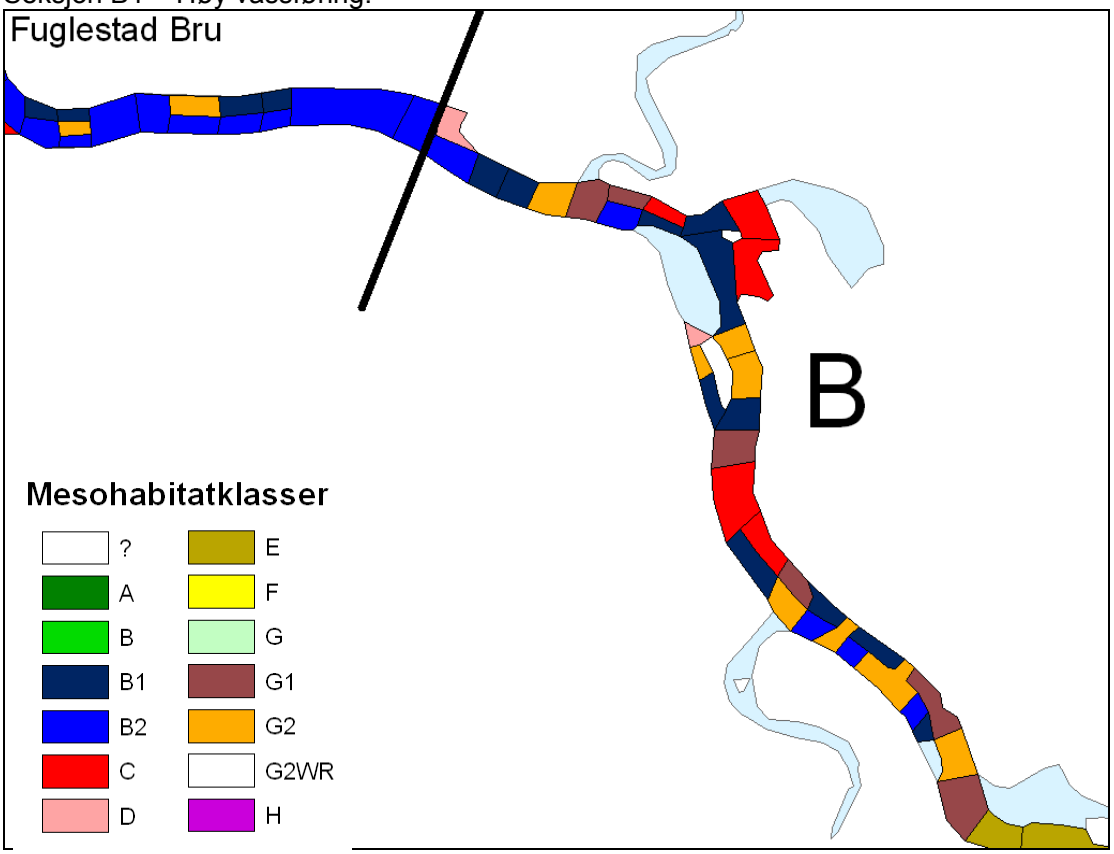


Seksjon B

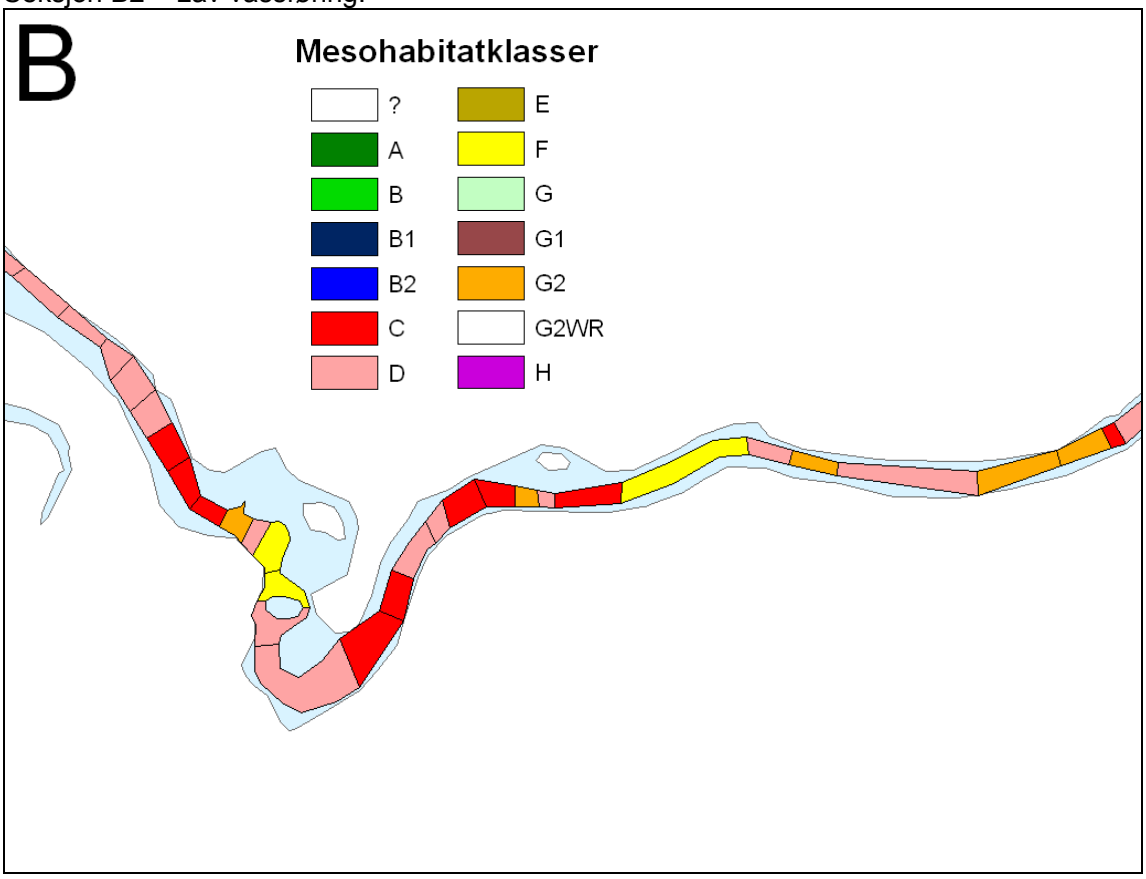
Seksjon B1 – Lav vassføring.



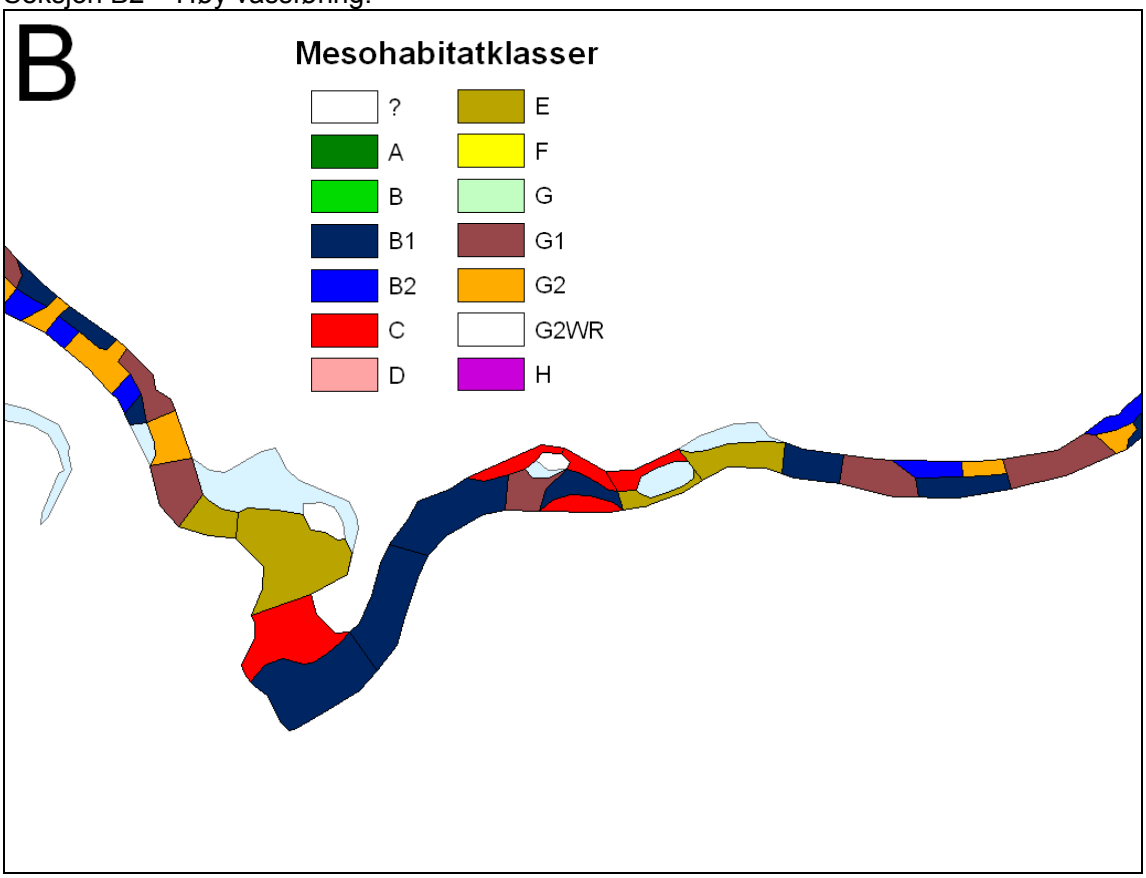
Seksjon B1 – Høy vassføring.



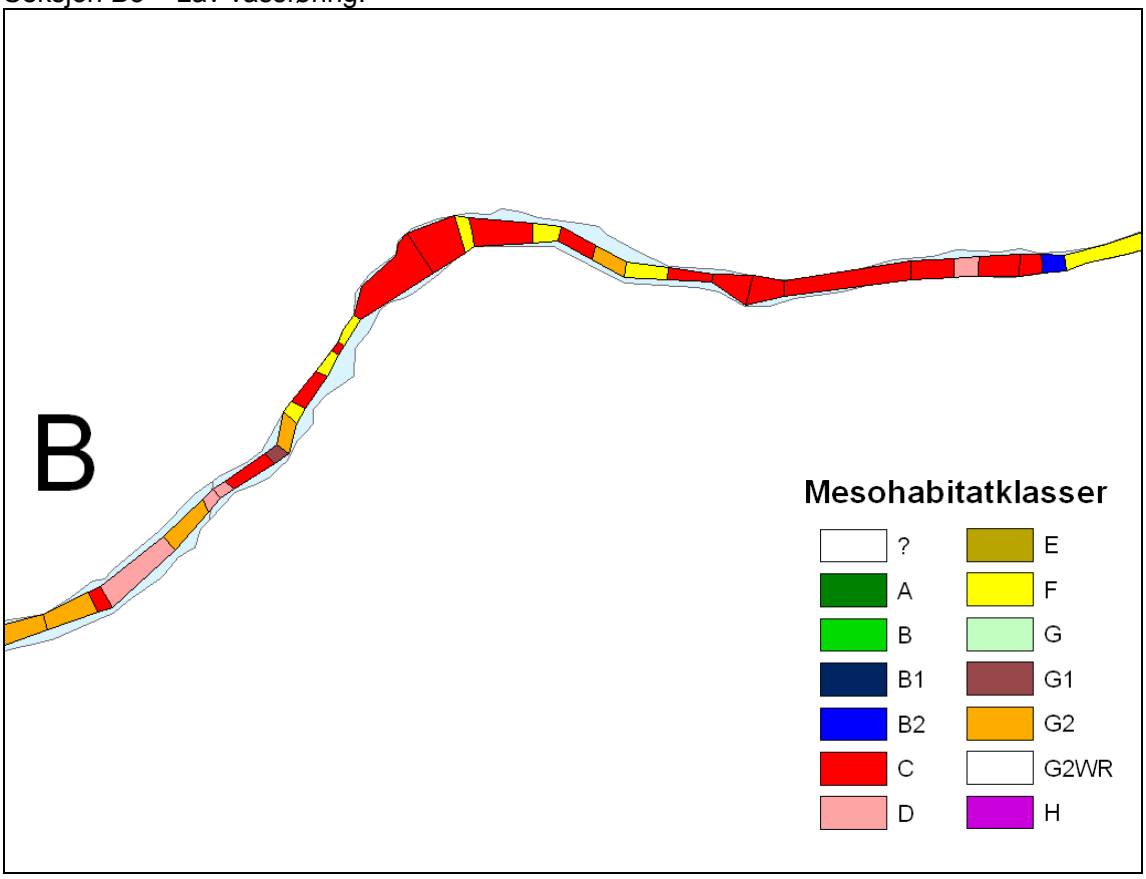
Seksjon B2 – Lav vassføring.



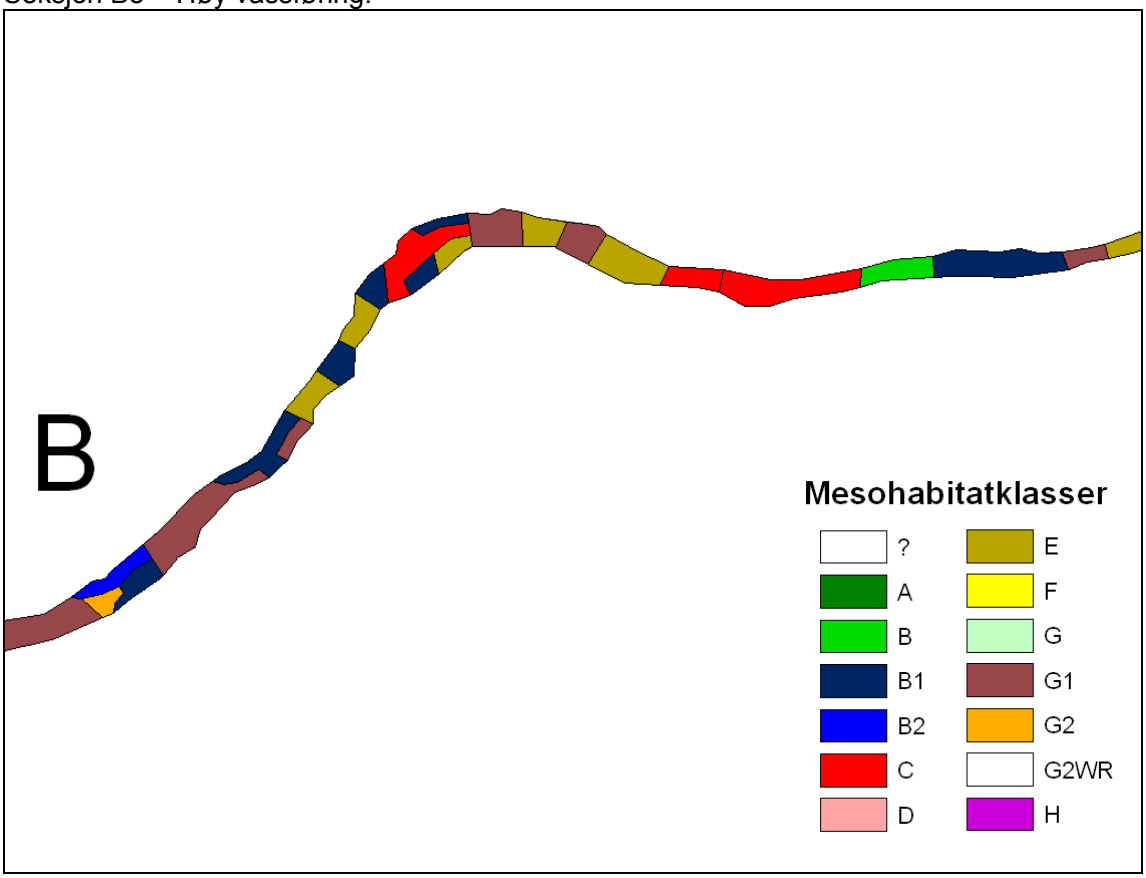
Seksjon B2 – Høy vassføring.



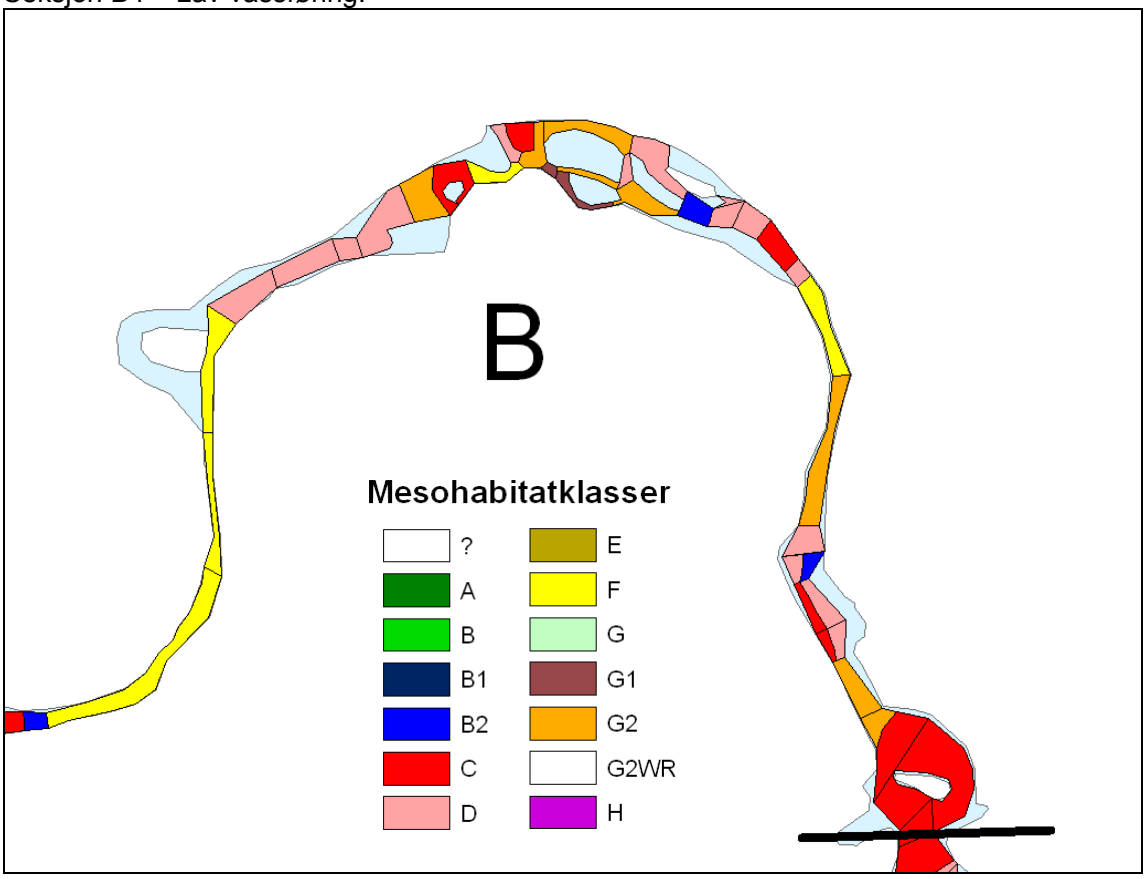
Seksjon B3 – Lav vassføring.



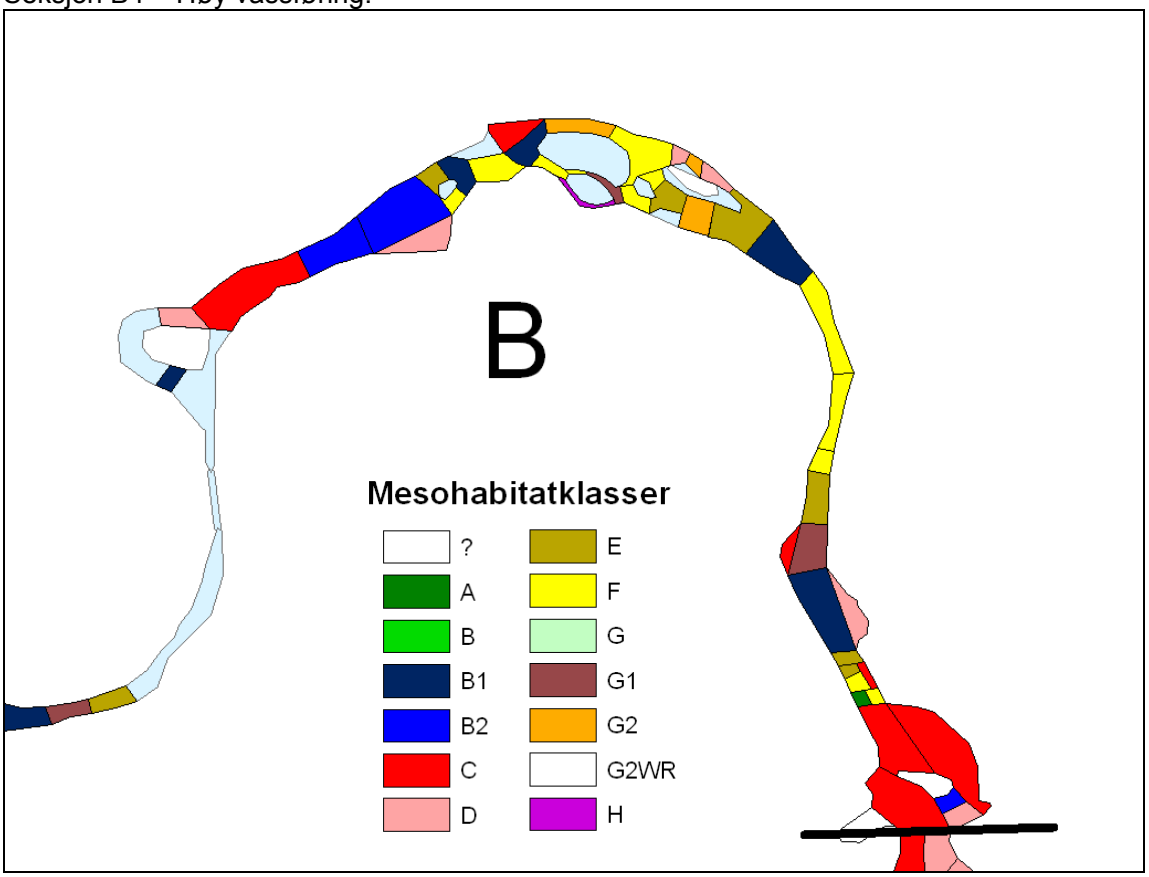
Seksjon B3 – Høy vassføring.



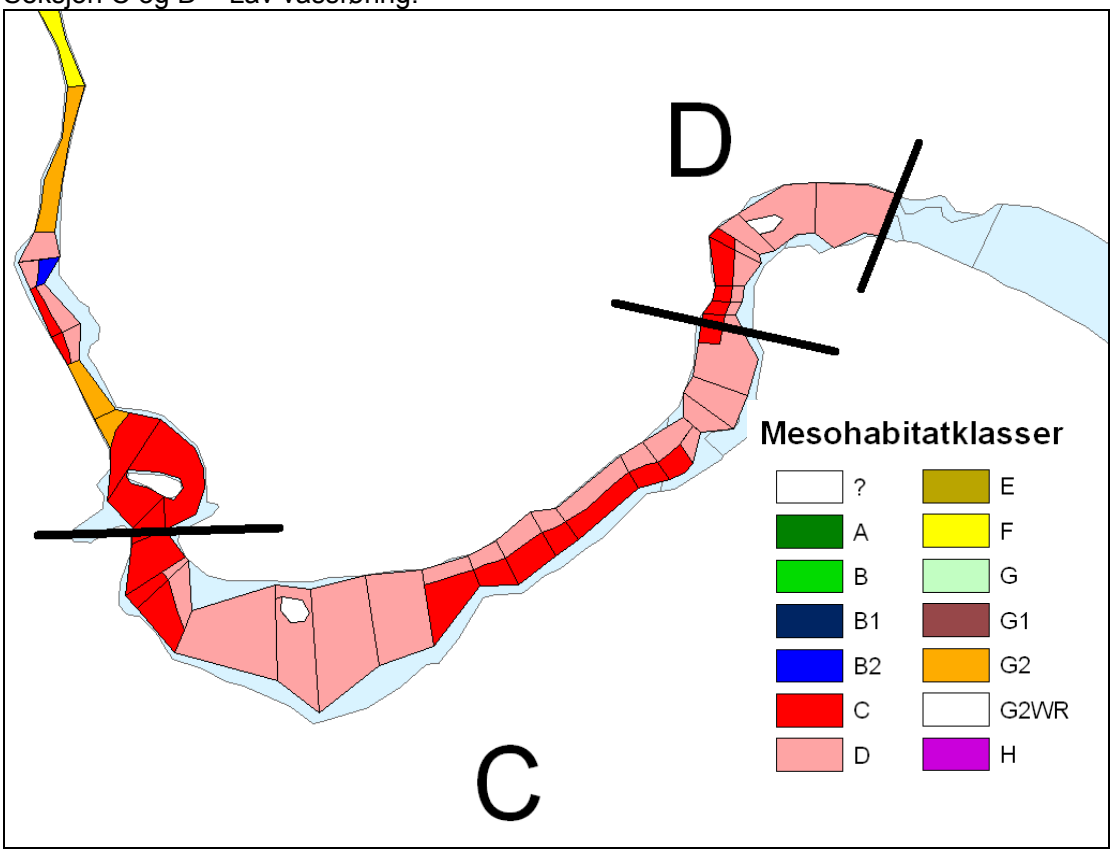
Seksjon B4 – Lav vassføring.



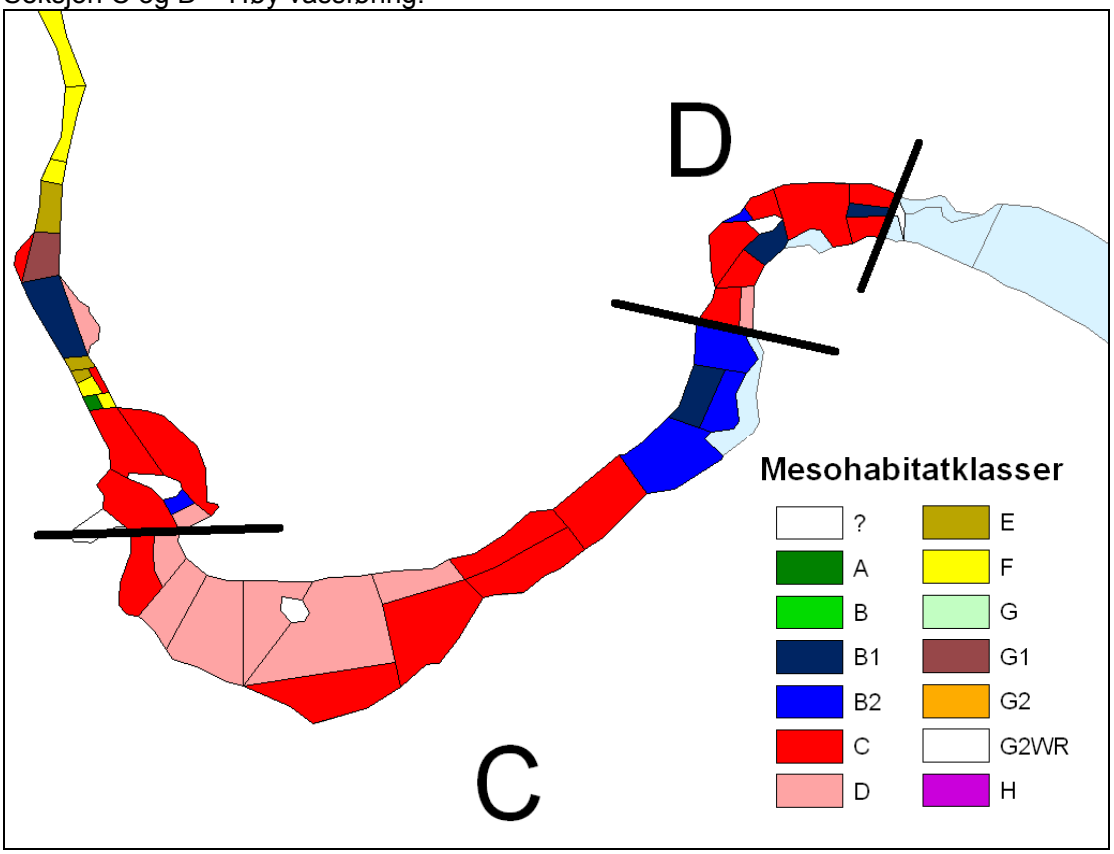
Seksjon B4 – Høy vassføring.



Seksjon C og D.
Seksjon C og D – Lav vassføring.



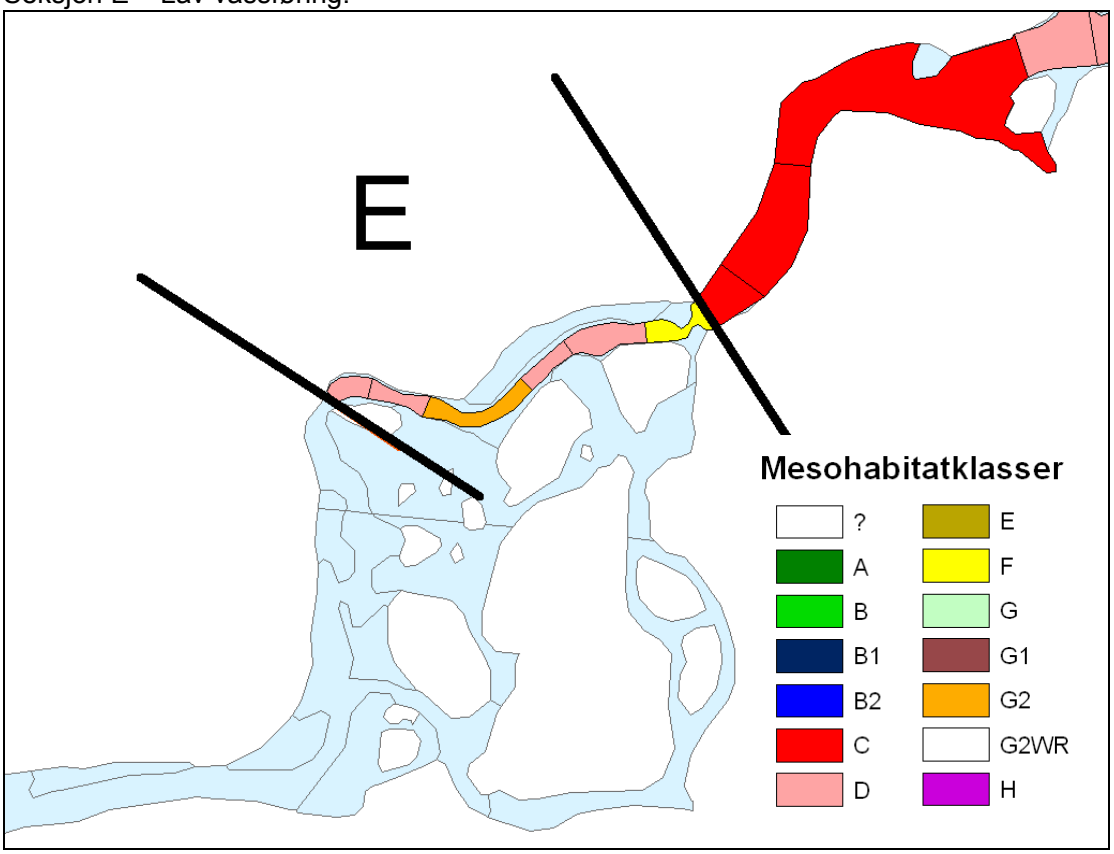
Seksjon C og D – Høy vassføring.



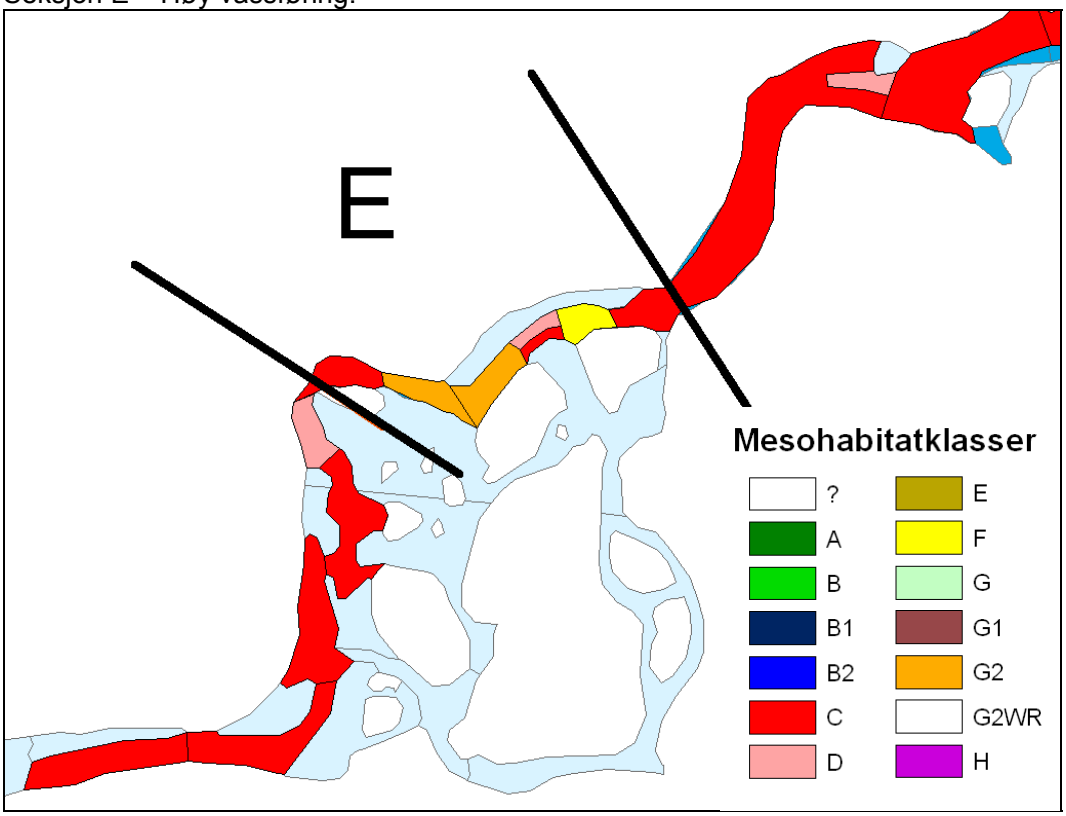
7.4 Habitatklassifisering av Åbjøra

Seksjon E

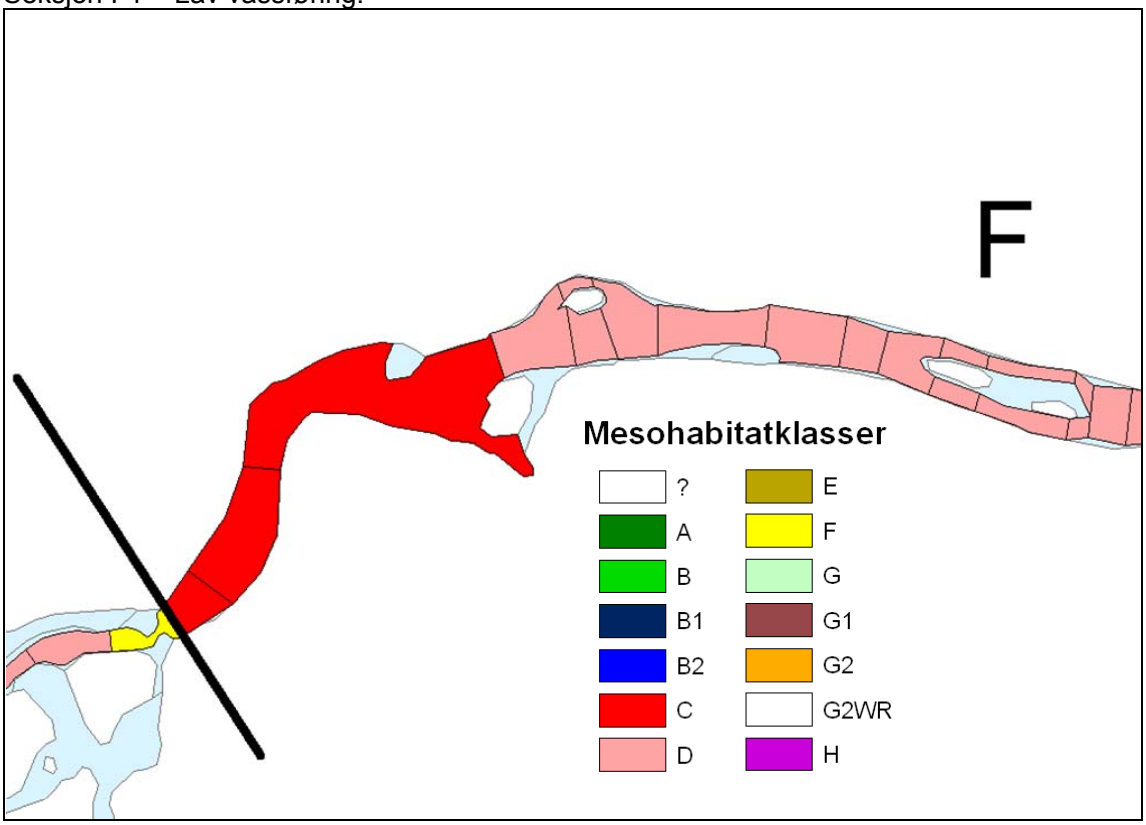
Seksjon E – Lav vassføring.



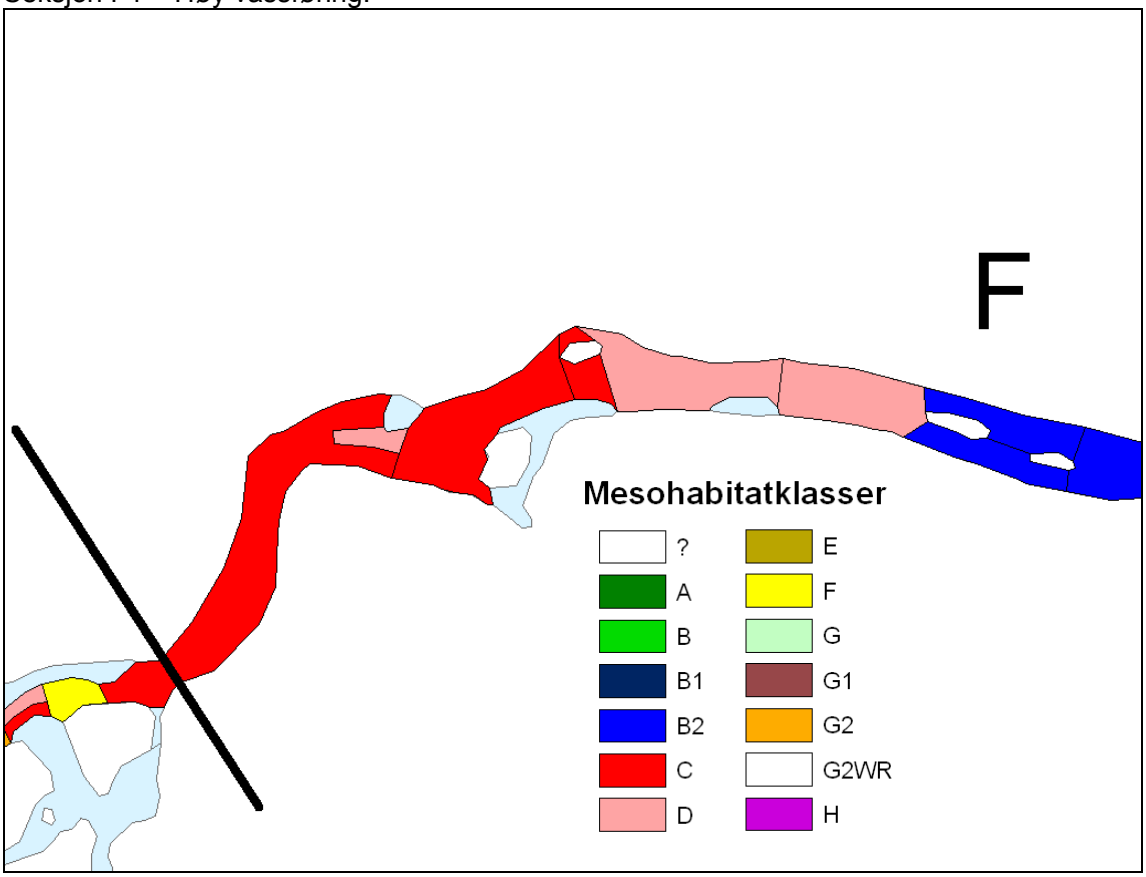
Seksjon E – Høy vassføring.



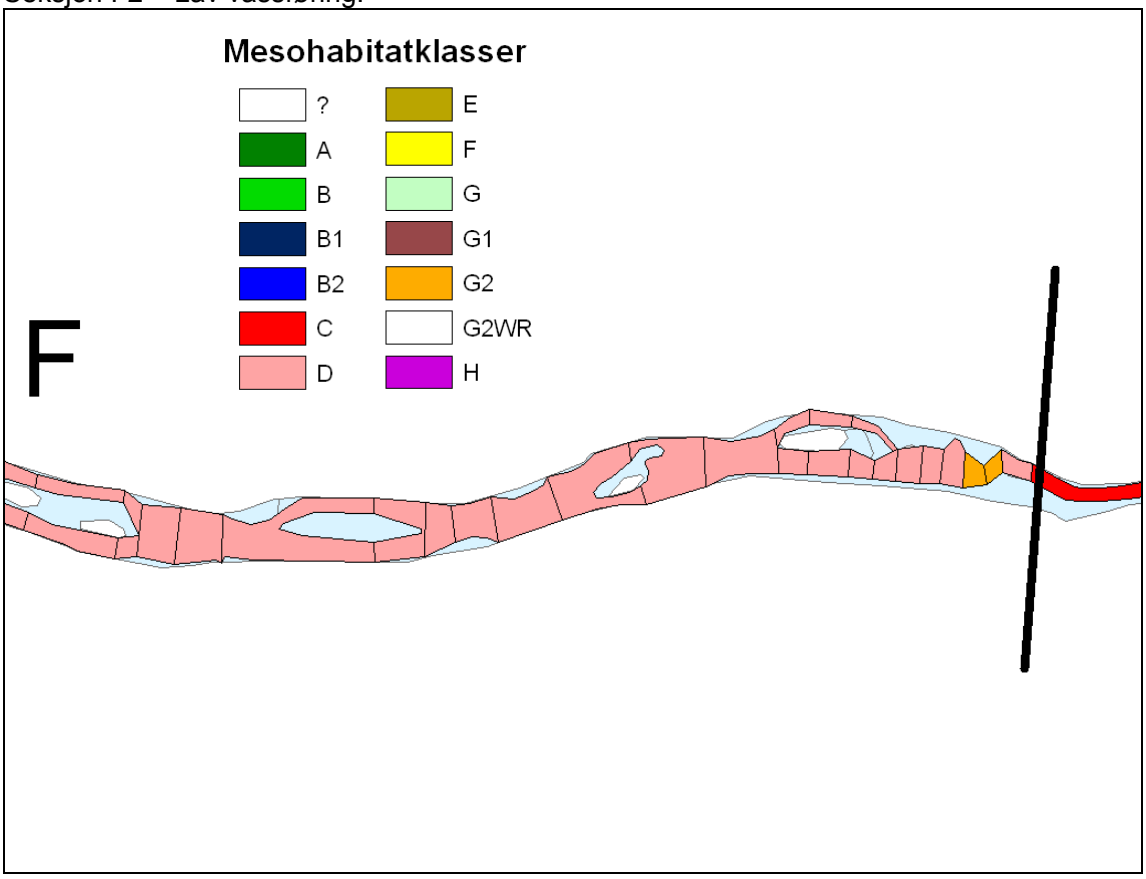
Seksjon F
Seksjon F1 – Lav vassføring.



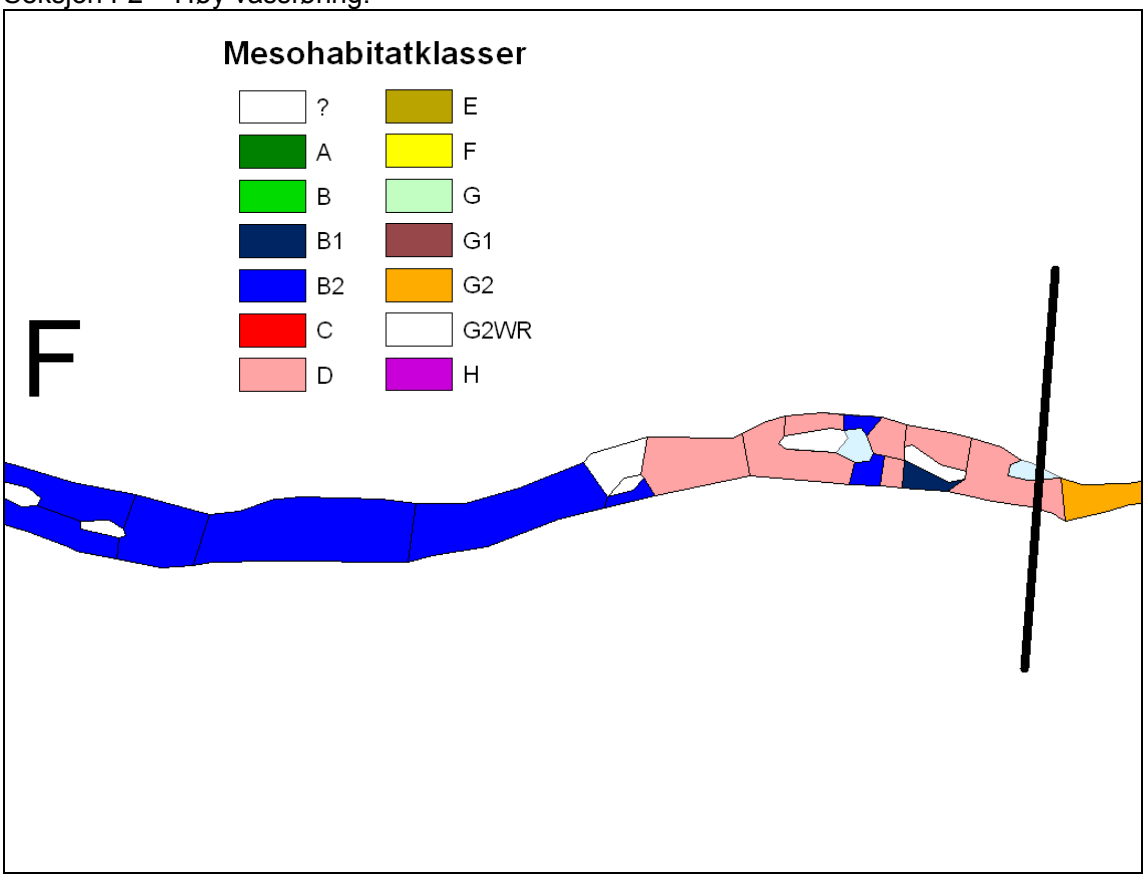
Seksjon F1 – Høy vassføring.



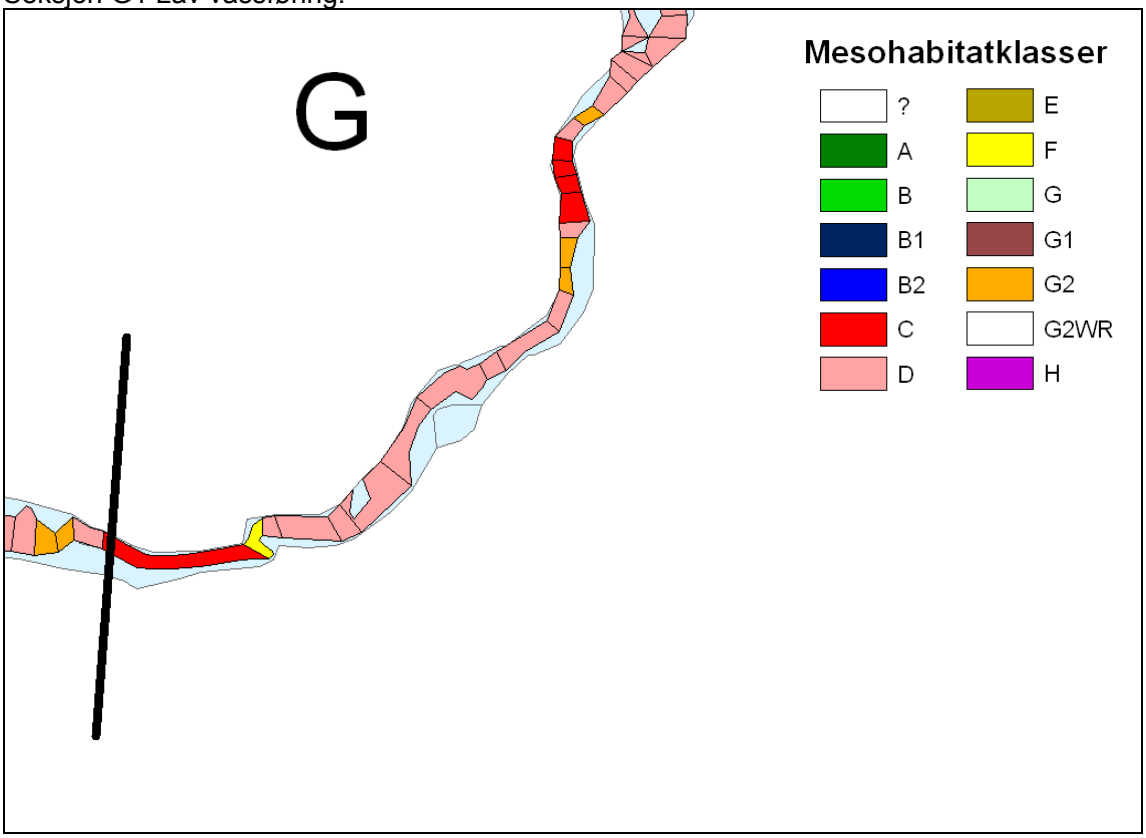
Seksjon F2 – Lav vassføring.



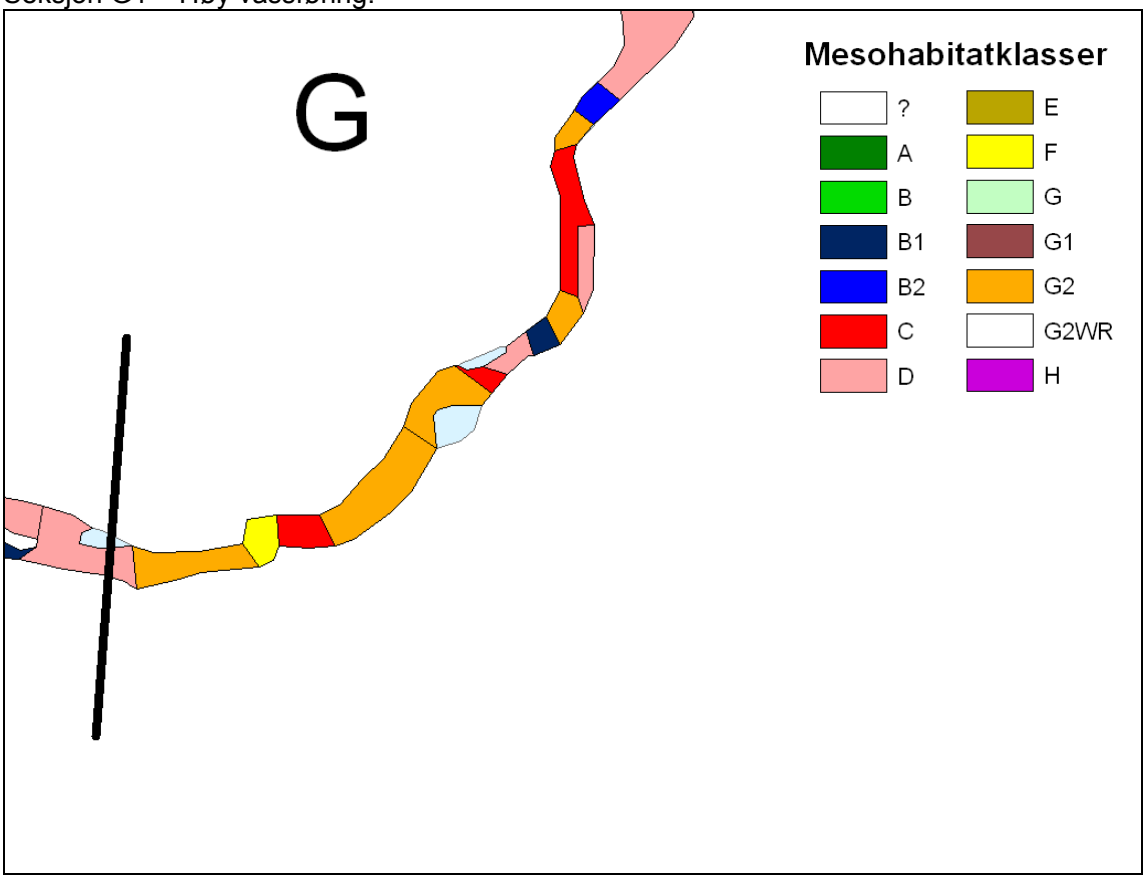
Seksjon F2 – Høy vassføring.



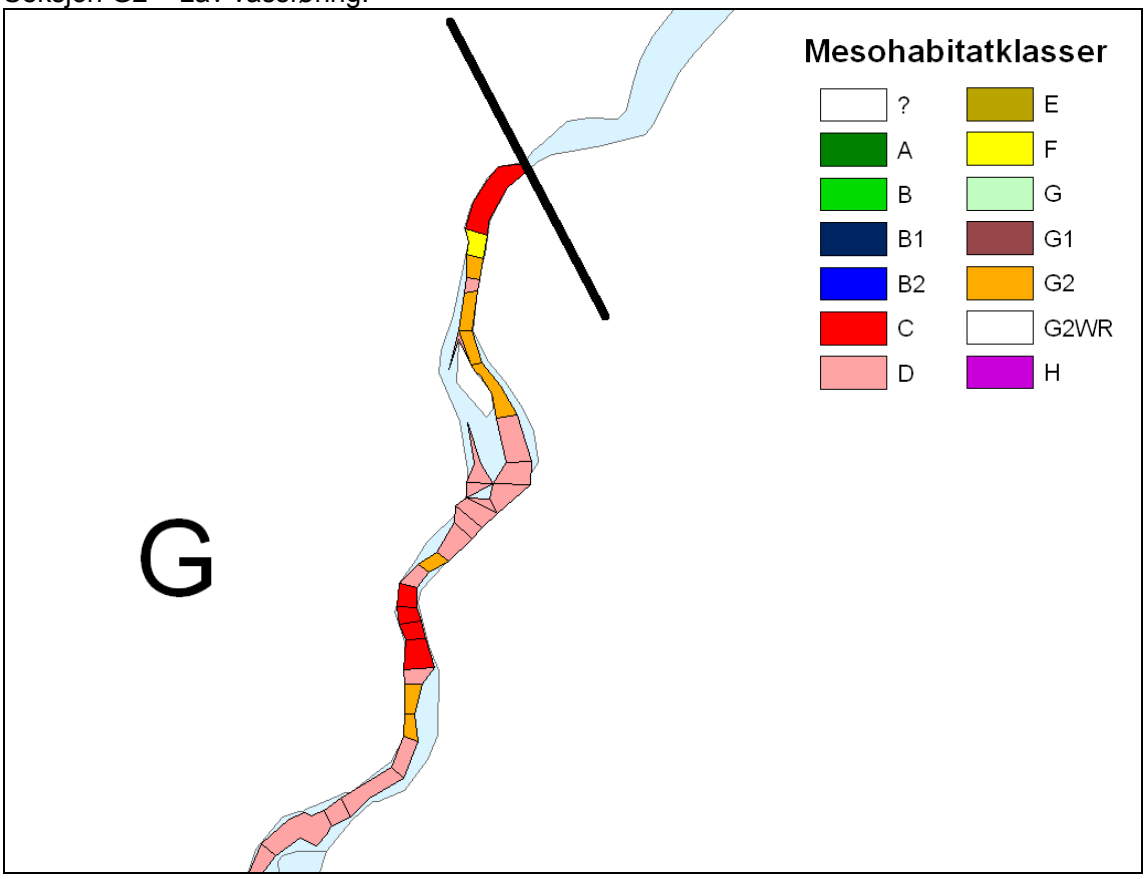
Seksjon G
Seksjon G1 Lav vassføring.



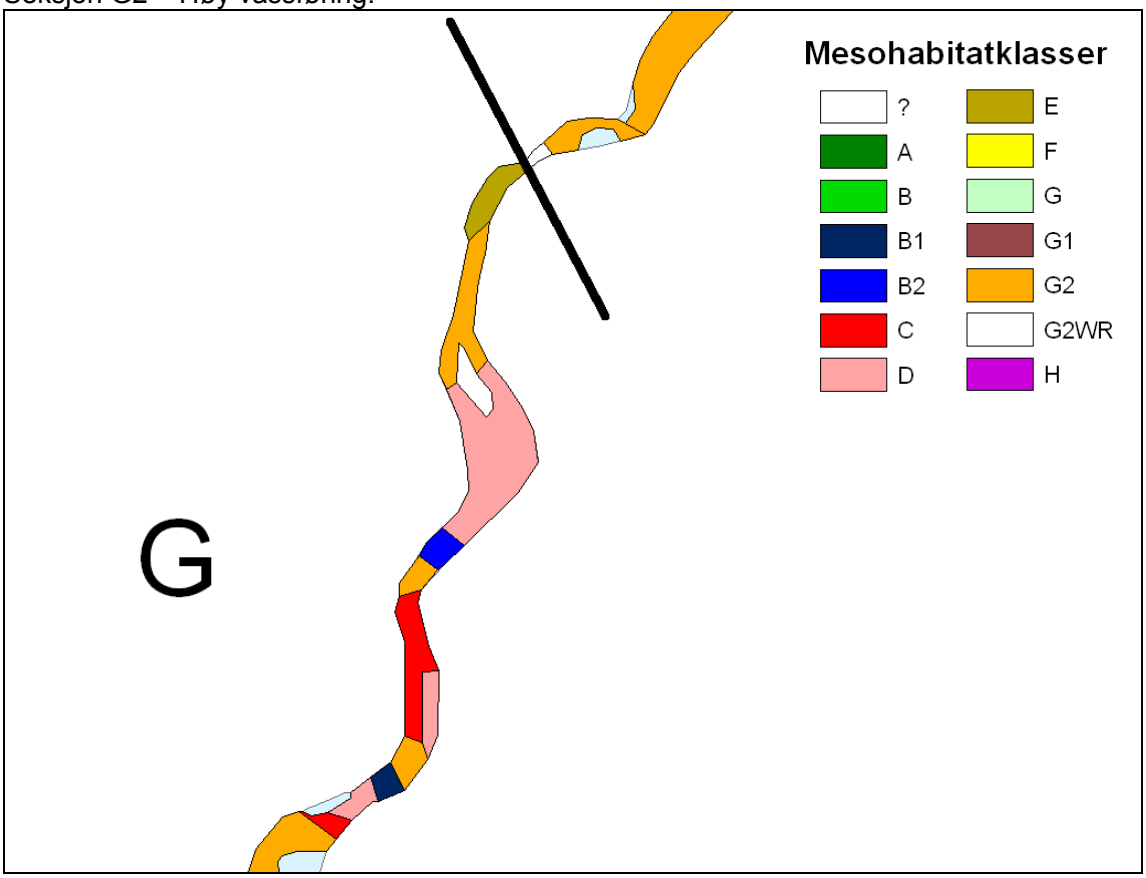
Seksjon G1 – Høy vassføring.



Seksjon G2 – Lav vassføring.



Seksjon G2 – Høy vassføring.



7.5 Vedleggstabell 1

Vedleggstabell 1. *Oversikt over fangsten av laks- og aureunger på de ulike elfiskestasjonene i Åelva i 2005. Stasjonenes areal, antall omganger de ble fisket og mesohabitatklasse er også gitt. EF angir at det ble fisket i elveforbygning. Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med St. 1 nederst. St 1-3: nedenfor Hårstadfoss. St 4-11: Hårstadfoss - Fuglstad Bru. St 12-22: Fuglstad Bru - Lonfoss. St 23-30: Lonfoss - Brattfoss. St 31-37: Brattfoss - Åbjørvatn.*

St	Areal (m^2)	Mesohabitat	Omg	Laks				Aure		
				0+	1+	E		0+	1+	E
1	122	D	1	23	1	0		0	0	0
2	100	B2	1	8	0	0		1	0	0
3	55	EF mot C	1	19	8	0		20	0	0
4	170	D	1	15	0	0		0	0	0
5	135	D	1	13	0	0		3	0	0
6	133	B2	1	18	1	0		3	0	0
7	66	EF mot B2	1	14	1	2		4	0	2
8	45	EF mot C	1	1	0	0		3	1	1
9	86	D	2	36	0	0		14	0	0
10	102	B2	1	28	1	1		5	0	0
11	85	D	1	24	2	0		17	0	0
12	100	B2	2	61	1	0		18	3	0
13	104	B2	1	34	2	0		7	0	0
14	113	D	1	78	1	1		12	1	2
15	90	G2	1	76	1	5		10	0	1
16	90	D	1	22	0	1		6	0	0
17	58	D	1	21	0	2		30	0	0
18	58	EF mot B1	1	7	2	1		22	5	9
19	62	D	2	31	0	0		24	0	0
20	51	G2	1	4	1	0		0	0	0
21	108	B2	3	46	1	0		18	0	0
22	105	G2	1	22	0	1		9	0	0
23	113	D	2	38	2	0		36	0	0
24	26	B1	1	8	0	0		4	0	0
25	64	D	2	46	1	0		9	0	0
26	85	B2	3	44	0	0		17	0	1
27	59	D	1	26	0	1		1	0	0
28	83	B2	1	17	1	1		4	1	0
29	94	B2	1	16	0	1		6	0	0
30	96	B2	1	11	0	0		1	0	0
31	89	D	3	59	0	0		12	0	0
32	191	D	1	14	2	1		1	0	0
33	104	G2	1	4	1	4		2	2	0
34	93	B2	1	1	3	5		0	0	0
35	45	G2	2	52	0	3		5	0	0
36	79	D	1	55	2	0		0	0	0
37	66	G2	1	45	1	0		0	0	0
Sum	3322			1037	36	30		324	13	16

7.6 Vedleggstabell 2

***Vedleggstabell 2**. Oversikt over fangsten av laks- og aureunger på de ulike elfiskestasjonene i Åbjøra i 2005. Stasjonenes areal, antall omganger de ble fisket og mesohabitatklasse er også gitt.Stasjonene er sortert etter beliggenhet i elva med St. 1 nederst. St 1-7: nedenfor Gardsfoss. St 8-18: Gardsfoss - Mensfoss. St 19-22: Mensfoss - Urfoss.*

St	Areal (m^2)	Mesohabitat	Omg	Laks				Aure		
				0+	1+	E		0+	1+	E
1	114	Sideløp	1	0	0	1		0	4	1
2	102	G2	1	1	7	4		0	0	0
3	93	B2	2	0	10	1		2	0	2
4	115	D	1	0	8	2		3	0	0
5	100	G2	1	1	9	0		1	0	0
6	99	B2	3	15	14	0		13	2	0
7	112	D	4	9	26	8		1	2	1
8	357	D	1	0	0	0		0	0	0
9	530	D	1	5	1	1		0	0	0
10	180	D	1	30	0	0		8	0	0
11	368	G2	1	7	2	0		0	0	0
12	416	B2	3	80	2	2		0	1	0
13	132	D	2	34	3	1		3	2	0
14	55	G2	1	2	0	0		0	0	0
15	49	B2	1	6	0	0		0	0	0
16	169	D	2	10	0	0		2	1	2
17	140	G2	2	2	16	2		0	1	0
18	70	B2	1	2	7	0		0	0	0
19	104	D	1	1	2	0		0	0	0
20	72	D	2	9	8	0		0	0	0
21	58	B2	2	4	4	2		0	0	0
22	50	G2	1	4	3	1		0	0	0
Sum	3484			222	122	25		33	13	6

7.7 Vedleggstabell 3

***Vedleggstabell 3**. Oversikt over fangsten av laks- og aureunger på de ulike elfiskestasjonene i Åelva og Åbjøra i 2006. Stasjonenes areal og antall omganger de ble fisket er også gitt. For beliggenhet av de ulike stasjonene se vedleggstabell 1 og 2.*

St	Areal (m^2)	Omg.	Laks				Aure		
			0+	1+	E		0+	1+	E
Åelva									
3	100	2	9	18	5		8	11	0
4	100	3	15	0	0		21	0	0
9	100	3	16	2	0		4	1	0
12	100	1	2	2	0		5	1	1
14	100	2	10	7	2		5	1	0
15	100	2	8	4	3		2	7	1
22	100	2	0	6	2		0	4	0
26	100	2	1	1	1		0	7	2
27	100	1	0	0	0		2	3	0
31	100	1	2	2	0		0	0	0
32	100	2	24	18	3		1	1	0
36	100	2	15	19	4		0	6	0
37	100	3	35	7	5		14	6	0
Sum	1300		137	86	25		62	48	4
Åbjøra									
5	100	2	4	4	9		4	0	1
7	189	3	9	21	27		1	2	0
10	203	3	28	14	3		4	2	4
17	98	3	9	36	12		0	2	5
Sum	590		50	75	51		9	6	10

NINA Rapport 233

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-1793-4

Norsk institutt for naturforskning
NINA hovedkontor
Postadresse: 7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no

Grafisk utforming: NINA
Omslagsfoto: Per Jordhøy, Børre Dervo,
Knut Kringstad, Tycho Anker-Nilssen