

Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008

Effekter på fiskebestandene i Surna

Torbjørn Forseth
Morten Stickler
Ola Ugedal
Håkon Sundt
Gunnbjørn Bremset
Tommi Linnansaari
Nils Arne Hvidsten
Atle Harby
Terje Bongard
Knut Alfredsen



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

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

Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008

Effekter på fiskebestandene i Surna

Torbjørn Forseth
Morten Stickler
Ola Ugedal
Håkon Sundt
Gunnbjørn Bremset
Tommi Linnansaari
Nils Arne Hvidsten
Atle Harby
Terje Bongard
Knut Alfredsen

Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008. Effekter på fiskebestandene i Surna. - NINA Rapport 435. 35 s.

Trondheim, januar 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2001-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Torbjørn Forseth

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Statkraft Energi AS

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Trine Hess Elgersma

FORSIDEBILDE

Fra strandingsutsatt område i Surna ved Røv hvor det gjennomføres elektrofiske i transektorer. Foto: Torbjørn Forseth

NØKKEWORD

- Norge, Møre og Romsdal, Surnadal
- ferskvann, elv, laks (Salmo salar), aure (Salmo trutta), bunndyr
- effektstudie, stranding, vassdragregulering

KEY WORDS

Norway, freshwater, regulated river, hydropower, Atlantic salmon, brown trout, stranding mortality, zoobenthos

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

Polarmiljøsentret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008. Effekter på fiskebestandene i Surna. - NINA Rapport 435. 35 s.

På grunn av et uhell stanset Trollheimen kraftverk i Surna søndag 27. juli 2008 kl 06.50. Utfallet medførte at vannføringen falt fra 21 til 3 m³/s i løpet av 1 t 40 min, og først etter ca tre timer var vannføringen reetablert. Utfallet tørrla store deler av elvestrekningen nedstrøms kraftverket (ca 26 % av vanndeckt areal før utfallet, fra kraftverksutløpet og ned til Øye bru), men modellsimuleringer (HEC-RAS) viste at vannstanden sank relativt sakte (mindre enn 20 cm pr time for hele utfallsperioden). Dette gjør at mye fisk kan unngå stranding. Vi estimerte at i størrelsesorden 14 000 årsyngel og 3600 lakseparr strandet og døde som følge av utfallet. I smoltkvivalenter gir dette et tap på ca 3000 laksesmolt, som utgjør under 3 % av antatt smoltproduksjon nedstrøms kraftverket i perioden 2009-2012. I størrelsesorden 1/3 av smoltproduksjonen i Surna foregår i dette området. På samme måte strandet det også mellom 3000 og 15 000 årsyngel av aure, og et ukjent antall eldre aureunger, og den relative effekten på aurebestanden var trolig sterkere enn hos laks. Alle estimatene er usikre. Ekstra slipp av vann, under og i uka etter utfallet, hadde trolig neglisjerbar effekt på fiskebestandene.

Artsmangfoldet i bunndyrsamfunnet nedstrøms kraftverket er fattig og framstår som påvirket av store variasjoner i vannstand. Utfallet i 2008 var trolig spesielt uheldig på grunn av store tørrlagte arealer og lav vannføring (langt under minstevannføringen). Dette kan redusere tilgjengeligheten av bytte for fisk i en periode framover.

Analyser av vannføringsdata i perioden 2000 til 2008 viser at det til tross for tiltak i kraftverket (fra 2006), fortsatt er mange ordinære vannføringsreduksjoner i kraftverket som trolig medfører minst like stor risiko for stranding av fisk som utfallet i 2008. Stranding er derfor fortsatt et betydelig problem for fiskebestandene i Surna, og det er et stort potensial for forbedringer gjennom driftsendringer i kraftverket.

Selv om utfallet i juli 2008 isolert sett trolig ga relativt liten stranding av fisk, er denne typen utfall svært uheldig for fiskebestandene og elveøkosystemet som helhet, spesielt på grunn av tørrlegging av områder som i utgangspunktet er permanent vanndeekte.

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Gunnbjørn Bremset, Nils Arne Hvidsten & Terje Bongard. Norsk institutt for naturforskning. 7485 Trondheim. torbjorn.forseth@nina.no

Morten Stickler, Håkon Sundt, Tommi Linnansaari & Atle Harby. SINTEF Energiforskning AS, 7465 Trondheim. morten.stickler@sintef.no

Knut Alfredsen. NTNU, Institutt for vann- og miljøteknikk, 7491 Trondheim. knut.alfredsen@ntnu.no

Abstract

Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Accidental close-down of the Trollheim Hydropower Plant in July 2008. Effects on the fish populations in the River Surna - NINA Rapport 435. 35 pp.

An accidental stop in the turbine in the Trollheim Hydropower Plant on 27th July 2008 caused a drop in downstream discharge in the River Surna from 21 to 3 m³/s during 100 min. River discharge was reestablished after three hours. The drop caused large dewatered areas (26 % of total wet area before the drop), but HEC-RAS simulations indicated that the ramping rates were relatively low (less than 20 cm per hour for the whole drop period in the modeled transects). Thus, a high proportion of the fish may have avoided stranding. Stranding mortality was estimated at approximately 14.000 0+ salmon and 3.600 older juveniles (70 % 1+), or the equivalent of approximately 3000 smolts. The loss constitutes less than 3 % of the future smolt production downstream the power station (estimated by up-scaling from densities at electro-fishing station, via mesohabitats to the whole river stretch) during 2009-2012. About one third of the smolts in the River Surna has been estimated to be produced in areas below the power plant. Between 3000 and 15 000 0+, and an unknown number of older brown trout likely also died from stranding, and the effect was probably larger for the juvenile population of brown trout than Atlantic salmon. All the above estimates are uncertain. Additional releases of water from the reservoir during, and one week after the drop, likely had no effects on the fish populations.

The diversity of the zoobenthos communities in the river below the outlet of the power plant is low, likely due to large and frequent variation in discharge. The accidental stop in 2008 was probably particularly damaging, due to the large dewatered areas and low minimum discharge (far below the minimum allowed residual flow at 15 m³/s). This may temporarily reduce biomass and diversity of zoobenthos and thus prey availability for fish.

Analysis of discharge data during the period from 2000 to 2008, show that despite measures implemented in the power plant (from 2006), there are several events when ordinary reductions in power production cause a drops in water level, with similar or higher risks of stranding mortality than the accidental stop in 2008. Stranding remains a major problem for the fish population in the River Surna, and there is great potential for improvements by changes in the operation of the power plant.

While the accidental stop in 2008 likely did not cause very high fish stranding mortality, such drops are generally harmful for the fish population and the river ecosystem as a whole.

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Gunnbjørn Bremset, Nils Arne Hvidsten & Terje Bongard. Norwegian Institute for Nature Research. N-7485 Trondheim. torbjorn.forseth@nina.no

Morten Stickler, Håkon Sundt, Tommi Linnansaari & Atle Harby. SINTEF Energy Reserach, N-7465 Trondheim. morten.stickler@sintef.no

Knut Alfredsen. NTNU, Department of Hydraulic and Environmental Engineering, 7491 Trondheim. knut.alfredsen@ntnu.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Reguleringen og utfallet	8
3 Stranding og effekt på bestandene	10
3.1 Strandingsrisiko	10
3.2 Tørrlagt areal	13
3.3 Tetthet av fisk	13
3.4 Fordeling av fisk i ulike habitat og i tverrsnitt	14
3.5 Oppskalerte bestandsstørrelser	18
3.6 Tetthet av fisk i strandingsutsatte områder	19
3.7 Strandingsdød og bestandseffekter	19
3.8 Stranding av bunndyr	20
4 Effekter av vannslipp via Folla og Rinna	22
5 Effekter av selvpålagt restriksjon for skånsom nedkjøring av TK	26
6 Konklusjoner	30
7 Referanser	31
8 Appendikstabeller	33

Forord

Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk i oktober 2008 i oppdrag av Statkraft Energi AS sammen med SINTEF Energiforskning AS å vurdere effektene av utfall i Trollheim kraftverk i juli 2008 på fiskebestandene i Surna. Vurderingen er basert på tidligere evaluering av et lignende utfall i kraftverket i 2005. I tillegg skulle vi vurdere effekter av vannslipp i forbindelse med utfallet og i hvilken grad en selvpålagt restriksjon innført fra 2006 har bidratt til å redusere strandingsproblemet i Surna. Det er vanskelig å anslå stranding av fisk ved et slikt utfall, og det er mangler ved datagrunnlaget både for hydrologiske og biologiske forhold. Det er også kunnskapshull om stranding av laksefisk, og det er gjennomført relativt få kvantitative studier på strandingsrisiko som egner seg til overføring til strandingsepisoden i Surna. Dette betyr at våre vurderinger er usikre. De er imidlertid basert på det beste tilgjengelige kunnskapsgrunnlaget.

Vi takker Jan Gunnar Jensås, NINA, som var med å undersøke habitatforhold i hølene i Surna. Vi takker Statkraft Energi AS for oppdraget.

Trondheim 15. januar 2009, Torbjørn Forseth

1 Innledning

Søndag 27. juli 2008 kl 06.50 stoppet Trollheim Kraftverk (TK) på grunn av et uhell i stasjonen. Vannføringen ved Skjermo målestasjon i Surna, 1,4 km nedstrøms kraftverket, sank i løpet av 100 min fra 21 til 3 m³/s, som var restvannføring på regulert oppstrøms strekning. Vannføringen ble midlertidig gjenopprettet litt før kl 8 ved at kraftverket ble startet igjen, men kraftverket stoppet på nytt (se detaljbeskrivelse nedenfor) slik at vannføringen ved Skjermo ikke ble gjenopprettet før kl 10.10. Det er ikke omløpsventil i TK, og for å kompensere for fallet i vannføring ble det tappet fra Follsjø ned Folla fra 07.15. Dette vannet nådde ikke Skjermo før ca kl 10. Tappingen fortsatte med en gradvis nedtrapping fram til 30. juli. I de neste syv dagene ble det også sluppet vann ned strekningen fra Rinna til TK. Under utfallet ble det av lokale representanter funnet og rapportert (i media) store mengder strandet og døde ungfisk av ulike størrelser.

I august 2005 skjedde et lignende utfall i TK, og Halleraker mfl. (2005) vurderte effekten på fiskebestandene nedstrøms kraftverket. Det ble i denne rapporten påpekt at også ordinære nedkjøringer av kraftverket kan gi vannstandsendringer som kan medføre stranding av fisk. På bakgrunn av denne rapporten innførte Statkraft fra januar 2006 en selvpålagt restriksjon som skal gi mer skånsom nedkjøring av kraftverket.

Med utgangspunkt i rapporten fra utfallet i 2005 (Halleraker mfl. 2005), beskrivelse av utfallet i 2008 og iverksatte tiltak, inklusive den nye restriksjonen ved nedkjøring, vil vi i denne rapporten:

- Vurdere effekten av fall i vannføring i Surna i forbindelse med den aktuelle hendelsen gjennom å anslå antall strandet fisk (omregnet til smoltekvivalenter) og vurdere langtidseffekt av hendelsen.
- Vurdere hvordan tappingen fra Follsjøen i Folla, som ble igangsatt kort tid etter stansen, virket inn på fiskebestanden i elva.
- Vurdere effekten av tappingen fra inntak Rinna, som ble igangsatt som et kompenserende tiltak i uka etter utfallet.
- Vurdere effekten av selvpålagt restriksjon om skånsom nedkjøring av Trollheim kraftverk i forbindelse med stans og effektreguleringer.

Mye av det faglige grunnlaget, metoder og datagrunnlag for vår vurdering er beskrevet i Halleraker mfl. (2005) og vil ikke bli gjentatt her. Vi vil fokusere på spesifikke metoder og forbedringer i analysene av utfallet i 2008. Vi sammenligner også de to utfallene, både i forhold til fysiske forhold og biologiske effekter. Reguleringen av vassdraget samt fysiske og biologiske effekter av reguleringen er blant annet beskrevet i Sundt mfl. (2005) og Johnsen mfl. (2008).

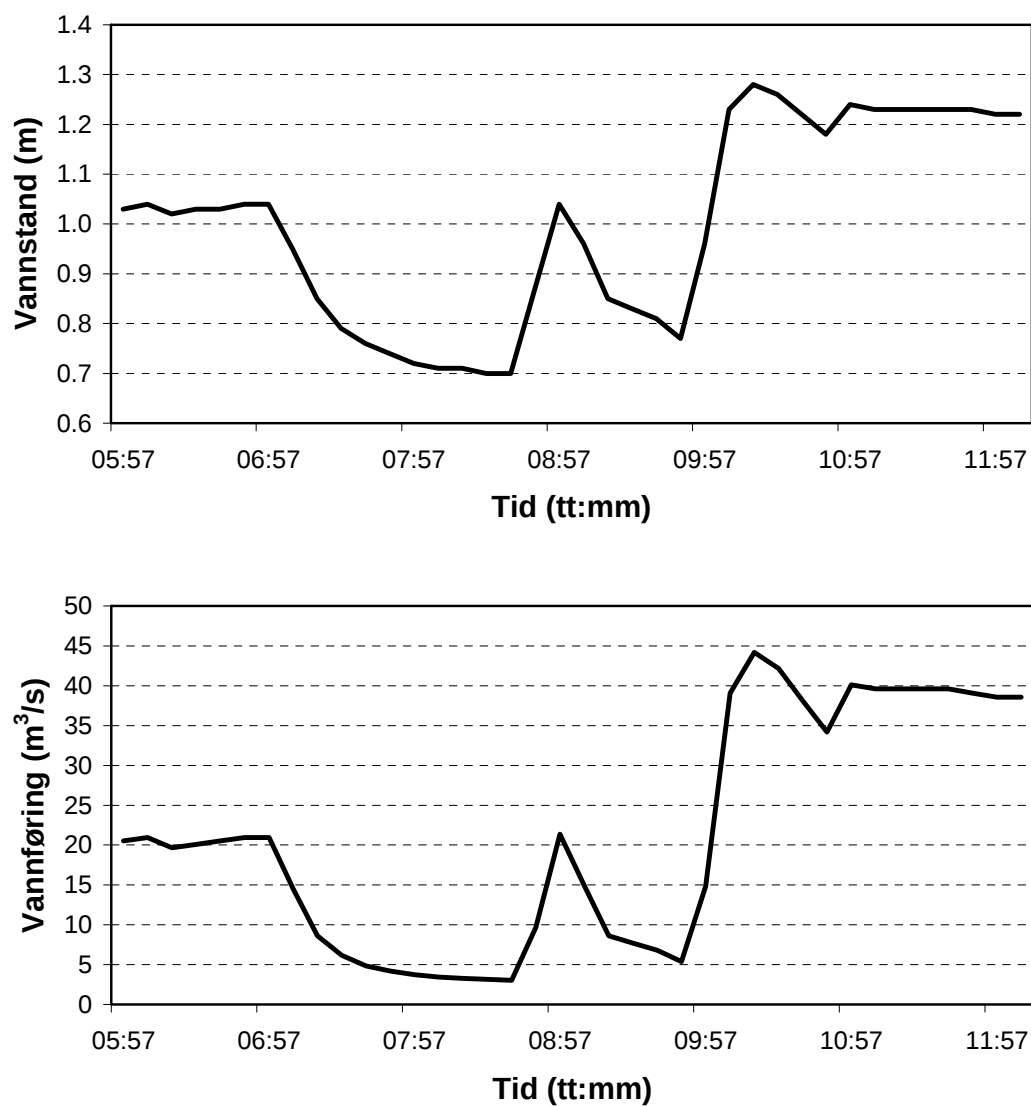
2 Reguleringen og utfallet

TK har utløp ca 20 km fra munningen av Surna og har en turbin med slukekapasitet på 38 m³/s. Det er skjønnssfastsatt minstevannføring på strekningen nedstrøms TK på 15 m³/s. Det finnes ingen forblippingsventil i kraftverket, og ved utfall må vannføringen kompenseres ved slipp fra luke i Follsjø og ned Folla. Det tar i størrelsesorden tre timer før vannet herfra når ned til Surna nedstrøms TK. Oppstrøms TK er det en strekning på 12 km med restvannføring på mellom 40 og 80 %. Ved utfall av TK vil derfor vannføringen nedstrøms synke til restvannføringsnivået fram til vannslippet fra Follsjø når ned til Surna nedstrøms TK.

Utfallet 27. juli 2008 er beskrevet i brev av 1/8-08 fra Statkraft AS til Direktoratet for naturforvaltning, og de relevante hovedpunktene vil bli beskrevet her. Effekten på vannføringen i Surna nedstrøms TK er beskrevet ved Skjermo målestasjon ca 1,4 km nedstrøms utløpet av TK (**figur 1**). Årsaken til utfallet oppgis å være en intern vannlekkasje i stasjonen som førte til en kortslutning i et tidsrelé til en oljepumpe. Vannføringen i Surna ved Skjermo før utfallet var 21 m³/s, bestående av 18 m³/s fra TK og 3 m³/s i restvannføring. Tidsforløpet for utfallet var som følger:

- 06.50: TK stopper og etter ca 5 min begynner vannføringen å synke ved Skjermo.
- 07.15: Luke i Follsjø åpnes, først til 15 m³/s og deretter til 45 m³/s kl 07.30 for å få vann til Surna raskere.
- 07.30: Vannføringen ved Skjermo når 6 m³/s.
- 08.30: Vannføringen ved Skjermo når sitt minimum på 3 m³/s (restvannføringen).
- 08.25: TK starter opp, men faller ut igjen 08.52. I denne perioden stiger vannføring ved Skjermo opp til ca 20 m³/s kl 9, men faller igjen.
- 09-10: Det gjøres flere forsøk på å starte stasjonen. Vannføringen faller til en ny bunn på 7 m³/s litt før kl 10.
- 10.00: Vannslippet fra Follsjø når Skjermo og vannføringen øker.
- 10.37: TK kommer i drift igjen, luka i Follsjø kjøres ned til 16 m³/s og vannføringen ved Skjermo øker til ca 40 m³/s.

Vannføringsmessig pågikk episoden fra 07.05 til 10.10 (3 t 5 min) ved Skjermo. Den første nedtappingen varte i 100 min (1 t 40 min) fram til man fikk stasjonen midlertidig i drift igjen. Det er denne første perioden vi vurderer som en strandingsepisode. Den midlertidige økningen i vannføringen kan ha berget noe fisk som var fanget i dammer og pytter, og det er ikke sannsynlig at den neste nedtappingen bidro til ytterligere stranding (områdene var allerede tørrlagt en gang). Utfallet skjedde i en varmeperiode, og på nærmeste værstasjon med tilgjengelige data (Sunndalsøra) var minimumstemperaturen 18,2, maksimum 29,3 og gjennomsnittet 23,4 °C den 27. juli (data fra met.no). På NVE-stasjonen ved Rinna dam (nr. 112.31) hadde lufttemperaturen passert 20 °C allerede kl 06.00 og var 27,8 °C kl 10.00. Høy temperatur og sol er spesielt ugunstig for strandet fisk på grunn av rask uttørking av substrat og fisk, og på grunn av høyere risiko for senskader hos fisk som overlever (f. eks. redusert vekst og nedsatt immunrespons pga UV lys; Jokinen mfl. 2008).



Figur 1. Vannstand og vannføring målt for 10-min intervaller ved Skjermo under utfallet i Surna 27. juli 2008.

3 Stranding og effekt på bestandene

3.1 Strandingsrisiko

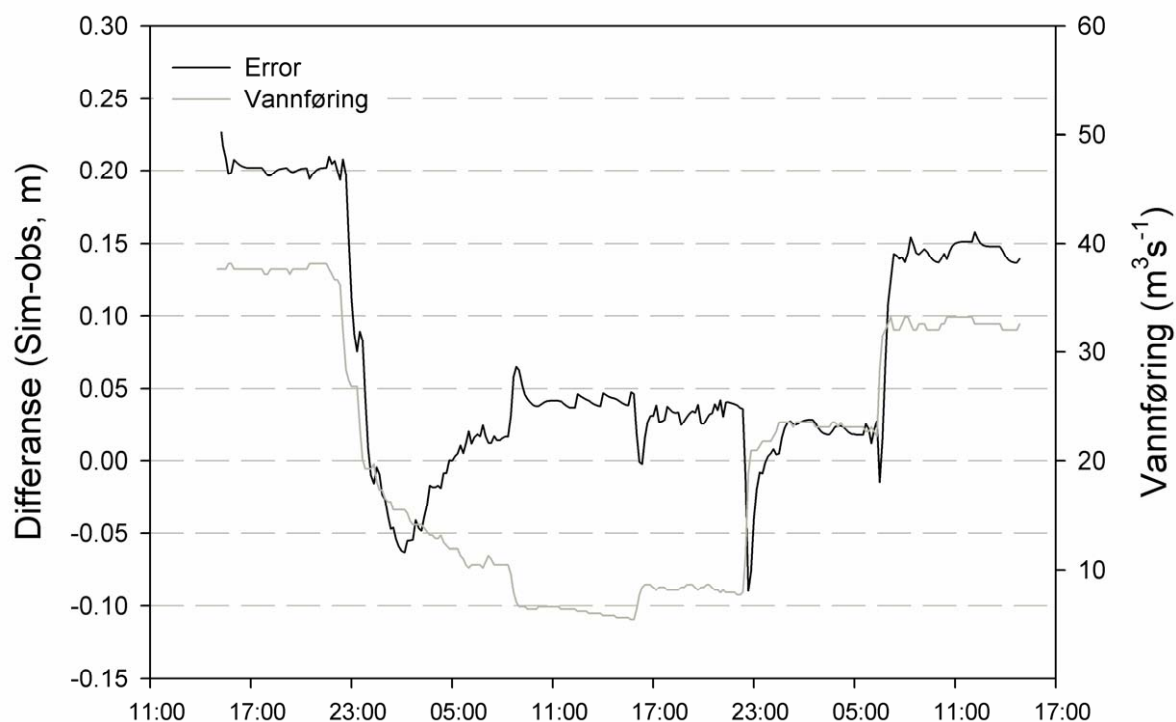
Risikoen for stranding ved raske vannstandsreduksjoner henger nært sammen med hastigheten på nedtappingen (oftest gitt som cm pr time). Faller vannstanden sakte nok kan fisken følge etter, mens raske vannstandsendringer øker risikoen for at fisk blir fanget i vannlommer som siden tørrlegges. Hastigheten på nedtappingen ved utfall av kraftverk er avhengig av hvor høy vannføringen er før utfallet, hvor mye den faller og av nedstrøms avstand fra kraftverksutløpet. Videre er hastigheten sterkt påvirket av elvas morfologi. På strekninger med bratte kanter vil vannstandsendingene pr endring i vannmengde bli store, mens tørrlagt areal ofte blir lite. På strekninger med store og slake grusører vil senkningshastighetene bli lavere, mens tørrlagt areal blir stort. I samsvar med Halleraker mfl. (2005) har vi for utfallet i 2008 estimert gjennomsnittlige nedtappingshastigheter som cm/time for hele nedtappingsforløpet (tiden det tar fra vannføring gikk fra utgangsnivået [$21 \text{ m}^3/\text{s}$ på Skjermo] til den nådde sitt laveste nivå lokalt). Årsaken til dette er at de forsøkene som brukes som grunnlag for estimatene av stranding er basert på en slik beregningsmåte (Saltveit mfl. 2001, Halleraker mfl. 2003). Utformingen av elveprofilen, elvas morfologi og gradient vil avgjøre hvor mye nedtappingsforløpet fordrøyes nedstrøms utløpet. Til forskjell fra analysene i Halleraker mfl. (2005) har vi kalibrert en dynamisk HEC-RAS modell som ble brukt til å simulere for strekningen mellom TK og Øye bru ved Skei (totalt ca 17,7 km).

Hydraulisk modellering av elvestrekningen ble utført ved bruk av HEC-RAS 4.0 (mars 2008, US Army Corps of Engineering, Canada). HEC-RAS er en en-dimensjonell modell som beregner statisk vannlinje gjennom løsning av energiligningen og ikke-stasjonære forhold gjennom løsning av kontinuitets- og momentligningen for strøm i en dimensjon (se HEC-RAS teknisk manual for ytterligere beskrivelse). Modellen har mulighet for å modellere både underkritisk, overkritisk og en kombinasjon av under- og overkritiske forhold. I denne rapporten er det tatt i bruk både statisk og dynamisk beregning av vannføring med overkritisk strømning for å undersøke de fysiske forholdene nedstrøms Trollheim kraftverk ved utfall 27/07-08 (**figur 1**). Modellen er nærmere beskrevet i Sundt mfl. (2005). På den aktuelle delstrekningen er det en sideelv av betydning for endret vannføringsregime - Vindøla ca 12,7 km oppstrøms Skei. Her er det antatt et vannføringstillegg på $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ fra Vindøla. Ukene før utfallet var det en tørr periode med lite eller ingen nedbør, og vi har brukt 25 % persentilen for sommervannføring i Vindøla. 25 % persentilen vil reflektere vannføring ved tørre perioder når vannføringen er dominert av grunnvannstilsig. Fordi vannføringen i perioden for det aktuelle utfallet falt fra 21 til $3 \text{ m}^3/\text{s}$ er det gjort følgende beregninger:

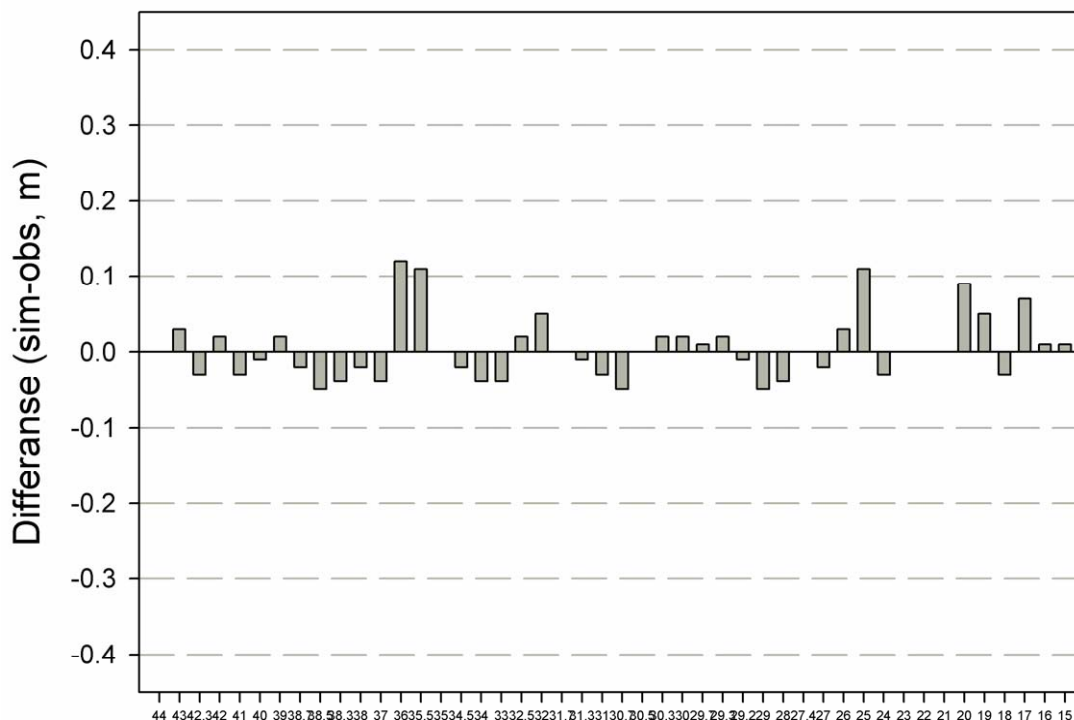
- Statisk simulering for vannføringene 3 og $21 \text{ m}^3/\text{s}$ for å sammenlikne vanndekt areal og estimere tørrlagt areal.
- Dynamisk simulering basert på hydrografen på Skjermo med 10 minutters tidsoppløsning for perioden 25. juli til 29. juli 2008 for å estimere nedtappingshastighet gitt i cm/t over utfallsperioden i hvert transekt.

Kalibrering av modellen ble utført for statisk og dynamisk modellering. Den statiske modellen ble kalibrert ved tilpasning av simulert vannlinje mot målt vannlinje. Kalibreringen ble utført for vannføringer på 6,6 og $21,2 \text{ m}^3/\text{s}$ fordi vannføringen under utfallet i 2008 varierte mellom 3 og $21 \text{ m}^3/\text{s}$, og således nært disse to vannføringene. Målte data er ikke tilgjengelig for vannføring på $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Ved kalibrering av modell er det er lagt hovedvekt på lav vannføring ($6,6 \text{ m}^3/\text{s}$) fordi dette er viktigst for beregning av tørrlagt areal for det aktuelle utfallet. Kalibrering av dynamisk modell ble utført på basis av data fra en kontrollert nedsenking 1. september 2004 (fra 38 til $5 \text{ m}^3/\text{s}$) ved sammenlikning av simulert og observert vannivå ved Skjermo. For å kalibrere modellen var det nødvendig å gjøre endringer på lokale friksjonsverdier (Manning-Strickler verdier) og enkelte justeringer av geometri for å tilpasse simulerte og observerte vannivåverdier. Fordi slike justeringer kan gi endringer i hydrauliske modellerte verdier (for eksempel vannivå, dybder, vanndekt areal, vannhastigheter) i forhold til tidligere rapporterte verdier (Sundt mfl. 2005),

ble det gjort en sammenlikning av vannlinjer/vannivå fra den tidligere kalibrerte modellen mot den nye justerte modellen, og videre mot observerte verdier. Den nye justerte modellen representerer en forbedring i forhold til observerte vannlinjer. På grunn av begrensede tilgjengelige kalibreringsdata for den dynamiske modellen (bare data fra Skjermo) tas det forbehold om at midtre og nedre deler av modellert elvestrekning ikke er kontrollert for temporær bølgeberegning, og usikkerheten er størst her. Derimot er den dynamiske modellen godt kalibrert mot den kontrollerte nedsenkingen i 2004 for vannføringer mellom 21 og 5 m³/s (**figur 2**), og den statiske modellen er godt kalibrert for lave vannføringer (**figur 3**) med hensyn på lengde og hydraulisk kompleksitet av modellert elvestrekning.



Figur 2. Kalibrering av dynamisk modell mot kontrollert nedtapping i 2004. Sort linje og venstre akse viser differanse mellom simulert og observert vannstand i meter, mens grå linje og høyre akse viser vannføring for den modellerte perioden.



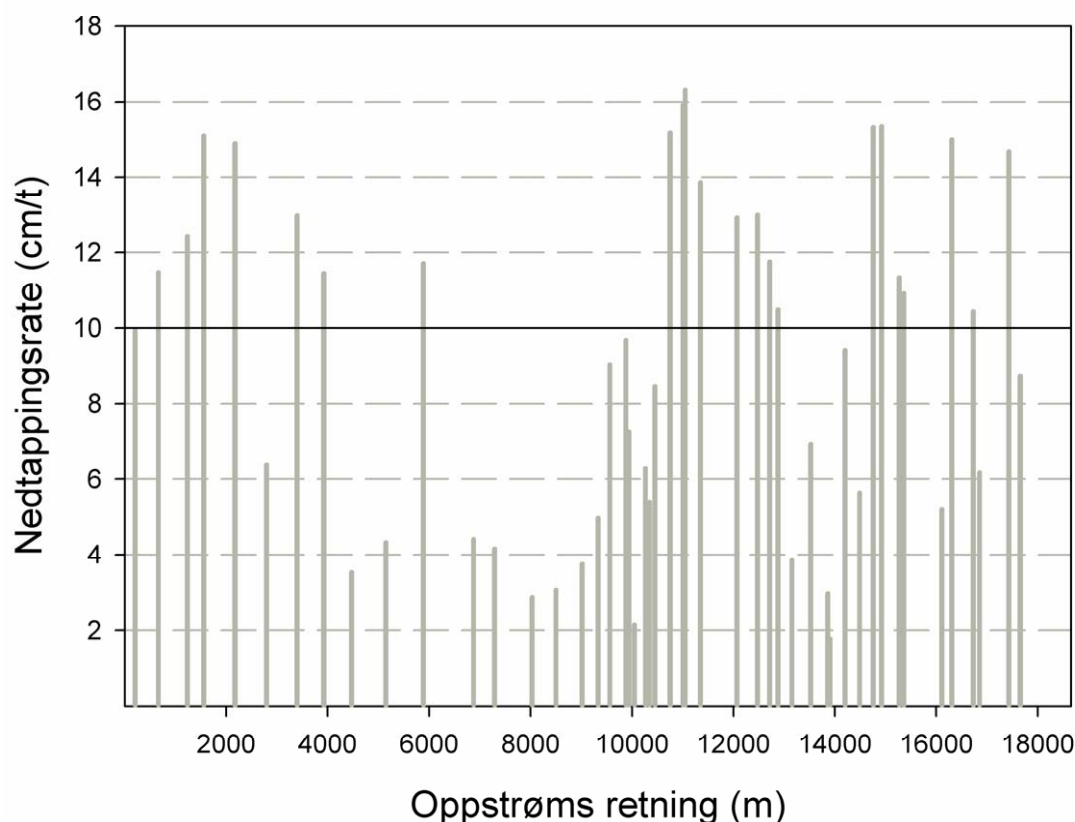
Figur 3. Kalibrering av statisk modell ved lav vannføring ($6,6 \text{ m}^3/\text{s}$). Søylene representerer differansen (i meter) mellom simulert og observerte vannstand på hvert transekt fra Øye bru og oppover.

Utfallet 27. juli 2008 innebar en reduksjon i vannføring på $17,9 \text{ m}^3/\text{s}$ i løpet av 100 min, slik at vannføringen ved Skjermo sank med en hastighet på $10,7 \text{ m}^3/\text{s}$ pr time. I vannstand utgjør dette 20 cm/t . Utfallet i 2005 var mer enn dobbelt så stort, bunnen ble nådd raskere (etter 50 min) og vannføringen sank med en hastighet på $45,2 \text{ m}^3/\text{s}$ pr time og vannstanden med 54 cm/t (ved Skjermo). Som en konsekvens var nedtappingshastighetene generelt betydelig lavere i 2008 enn i 2005 (tabell 9 i Halleraker mfl. 2005). Spesielt i øvre deler av elvestrekningen var forskjellene store. Noe overraskende viste den dynamiske HEC-RAS modellen ikke en generell trend med lavere nedtappingshastigheter nedover elvestrekningen (**figur 4**) slik det ble rapportert i Halleraker mfl. (2005). Vi anser HEC-RAS modelleringen som mer sikker enn den tilnærming som ble benyttet i 2005, og resultatene viser at elvas profil er den viktigste faktoren for nedtappingshastighetene i ulike deler av elva.

Det må bemerkes at den dynamiske HEC-RAS modelleringen ga en simulert senking i vannstand på 15 cm/t ved Skjermo mens observert senking var på 20 cm/t . Ingen av de simulerte transektene hadde senkingshastigheter like høy som den som ble observert på Skjermo. Dette antyder at senkingshastighetene kan være noe underestimert. På den annen side har også målingene på Skjermo usikkerhet, både i forhold til loggerens nøyaktighet og lokale hydrauliske forhold.

Med utgangspunkt i grupperingen av nedtappingshastigheter i Halleraker m. fl (2005), og fordelingen av estimerte nedtappingshastigheter i 2008, delte vi den modellerte strekningen i områder som hadde nedtappingshastigheter høyere og lavere enn 10 cm/t . I tillegg delte vi, på grunn av sannsynlige forskjeller i rekruttering av aure (se kap. 3.3), området i to arealmessig

nesten like store deler (heretter kalt øvre og nedre område). Skillet gikk ca 6,3 km nedstrøms utløpet av TK. Innenfor hvert av delområdene antok vi uniform fordeling av fisken.



Figur 4. Gjennomsnittlig nedtapingshastigheter pr time i transekter i Surna fra Øye bru og oppover til utløpet fra TK simulert med dynamisk HEC-RAS modell. Linja på 10 cm angir grenseverdien for de to strandingskategoriene benyttet i estimatene av strandingsdødelighet.

3.2 Tørrlagt areal

Halleraker mfl. (2005) presenterer sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring for vannføringer ned til 5 m³/s. Vi brukte den dynamiske HEC-RAS modellen til å estimere vanndekt areal ned til 3 m³/s, den laveste vannføringen ved utfallet i 2008. Mens nedtapingshastighetene var lavere i 2008 enn i 2005, var tørrlagt areal nesten 1,4 ganger så stort ved utfallet i 2008. Modellsimuleringene estimerer et tørrlagt areal mellom TK og Øye bru på ca 270 000 m², noe som er ca 26 % av vanndekt areal før utfallet. Årsaken til at tørrlagt areal var større i 2008 enn i 2005 er at sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring er brattere for de laveste vannføringene. Dette er et typisk for mange naturlige elver (f. eks. Åelva [Forseth mfl. 2007] og Altaelva [Forseth mfl. 1996]), og er knyttet til elvenes tverrprofil.

3.3 Tetthet av fisk

Tettheten av ungfisk er kartlagt årlig siden 2002 ved kvantitativt elfiske på ni stasjoner nedstrøms TK (Johnsen mfl. 2008). Utfallet i 2008 skjedde før elfisket var gjennomført og vi kjenner derfor ikke tettheten av fisk før utfallet. Våre anslag må basere seg på de data vi faktisk har for fiskebestandene i Surna, og på faglig skjønn. Elfisket i Surna er gjennomført på forskjellige vannføringer hvert år (Johnsen mfl. 2008). For å korrigere for dette etablerte vi sammenhenger mellom vannføring og fisketettheter. Det var ingen sammenheng mellom vannføring under el-

fiske og estimerte tettheter av årsyngel av laks eller aure, men det var en nær signifikant sammenheng for de to artene samlet ($n=7$, $p=0,068$, $R^2 = 0,52$). For eldre laksunger (parr) var det en signifikant sammenheng mellom estimerte fisketettheter og vannføring under elfiske ($n=7$, $p=0,019$, $R^2 = 0,70$). Disse sammenhengene ble brukt til å korrigere gjennomsnittlige tettheter (alle stasjonene) for årsyngel av aure og laks og eldre laksunger til tettheter ved en vannføring på $21 \text{ m}^3/\text{s}$. Tettheten av aureparr kunne ikke behandles på samme måte på grunn av svært stor variasjon i tettheter mellom stasjoner og år, som gjør estimerer for gjennomsnittlig tetthet svært usikre.

En måte å anslå tettheten av årsyngel før utfallet i 2008 er å lete etter sammenhenger mellom bestand (gytere) og rekruttering (tetthet av årsyngel). Vi brukte gjennomsnittlig korrigert (til $21 \text{ m}^3/\text{s}$) tetthet av årsyngel for årene 2002 til 2007 og eggdeponeringen året før (2001-2006). Eggdeponeringen ble estimert ut fra fangststatistikk, antatt fangstandel, kjønns- og størrelsesfordeling og antall egg pr kg hunnfisk. Det var imidlertid ikke mulig å etablere en bestand-rekrutteringssammenheng basert på de tilgjengelige data fra Surna. Årsaken til dette kan være usikkerhet i data om både gytebestand og rekruttering, men også at ulik grad av strandingsdødelighet hvert år har gjort at det ikke er mulig å etablere en slik sammenheng. Vårt datagrunnlag inkluderer blant annet tetthetsdata etter det store utfallet i 2005. Når vi ikke kunne bruke bestand-rekrutteringsforhold, valgte vi å bruke gjennomsnittlig årsyngeltetthet for årene 2002 til 2007 som vårt beste anslag for årsyngeltetthet av både laks og aure i nedre del av Surna før utfallet i 2008. Dette gir tettheter på 57 årsyngel av laks og 51 årsyngel av aure pr 100 m^2 .

En måte å anslå tettheten av laks- og aureparr (eldre enn 0+) i 2008 er å ta utgangspunkt i tettheten av de samme årsklassene i 2007. Ser vi på forholdet mellom tetthet av 1+ av laks og tetthet av årsyngel året før i totalmaterialet (2002-2008) finner vi imidlertid at forholdet varierer svært mye, fra 0,1 til 0,6, og bruk av et gjennomsnittsforshold er svært usikkert. Vi valgte derfor, som for årsyngel, å bruke gjennomsnittlig tetthet for perioden 2002-2007 som vårt beste anslag for tettheten av lakseparr før utfallet i 2008. Tettheten av lakseparr ble således satt til 26 parr pr 100 m^2 , hvorav 1+ utgjorde 70 % (basert på aldersfordelingen i elfiskefangstene). På grunn av svært usikre estimerer for gjennomsnittlig tetthet av aureparr fant vi det ikke forsvarlig å anslå tettheter av slik fisk før utfallet.

Estimatene ovenfor gir gjennomsnittlig tetthet på hele strekningen, basert på ni stasjoner fordelt på tre stasjoner i øvre del og seks i nedre del. Dette stasjonsnett gir ikke grunnlag til å vurdere hvordan fisken er fordelt langs strekningen. Registreringer av gytegroper høsten 2007 kan bidra med slik informasjon gjennom en beskrivelse av fordelingen av gytinga på strekningen (data fra Johnsen mfl. 2008). Årsyngel er lite mobile den første sommeren (Johnsen & Hvidsten 2002, Einum & Nislow 2005) og fordelingen av gytegroper kan derfor gi en indikasjon på fordelingen av årsyngel. Antall gytegroper laget av laks pr km elvestrekning var nesten identisk i øvre og nedre del (hhv. 9,1 og 9,1 groper pr km), og gjennomsnittlig årsyngeltetthet fra hele strekningen kan brukes i begge områdene. Gytegroper som ble vurdert laget av aure var imidlertid skjevt fordelt, ved at det var omlag dobbelt så mange gytegroper pr km elvestrekning i øvre som i nedre del (hhv. 2,3 og 1,0 groper pr km). Vi valgte derfor å fordele årsyngeltettheten av aure slik at tettheten var 1,3 ganger gjennomsnittet i øvre og 0,7 ganger gjennomsnittet i nedre del. Dette gir tettheter på henholdsvis 66 og 36 aureparr pr 100 m^2 . For lakseparr har vi ikke grunnlag for å bruke forskjellige tettheter i de to områdene.

3.4 Fordeling av fisk i ulike habitat og i tverrsnitt

For å kunne anslå effekten av episoden på fiskebestandene må vi også anslå hvor store ung-fiskbestandene var i Surna nedstrøms TK før utfallet. I Halleraker mfl. (2005) ble gjennomsnittlig tetthet av de ulike aldersgruppene av ung-fisk av laks og aure oppskalert til det tørrlagte arealet (langs land), mens man antok at tettheten av fisk i permanent vanndekte arealer (de dype områdene) var 40 % lavere. Dette var en ren skjønnsmessig antagelse. For vurderingen av utfallet i 2008 har vi skaffet bedre data som grunnlag for å anslå hvordan fisken er fordelt i ulike dyp og habitat. Vi kartla høsten 2008 kulper og dypområder på strekning TK til utløpet, og vi

gjennomførte i 2006 og 2007 elfiske i transekter fra elvebredden og ut til 35-45 cm dyp (10-13 m fra elvebredden).

Fordi skjul er så viktig for laksunger (Heggenes mfl. 1993, Valdimarsson & Metcalfe 1998, Finstad mfl. 2007, 2009), brukte vi forekomsten av skjulmuligheter i dypområdene til å anslå tettheten av fisk i disse områdene. Dette innebærer at vi antar at områder med godt skjul i dypområder har samme fisketetthet som områder med godt skjul langs land. Kartlegging av dypområder ble gjort fra gummibåt. Med utgangspunkt i mesohabitatkart for området utarbeidet av SINTEF for en vannføring på 43 m³/s (vannføringen var om lag 30 m³/s under vår kartlegging), ble i hovedsak mesohabitatene kulp (C) og dype glattstrømmer (B1) kartlagt. I mesohabitat-systemet er kriteriet for dypområder at vanndybden er større enn 70 cm. Av praktiske grunner brukte vi et noe mer konservativt kriterium for dypområde, det vil si at det må være snakk om en betydelig fordypning i forhold til øvre vassdragsområder (jf. Bremset & Berg 1997). I tillegg ble de minste dypområdene ikke kartlagt slik at vi sto igjen med til sammen 22 dypområder som ble kartlagt. Følgende fysiske og habitatrelaterte parametre ble kartlagt:

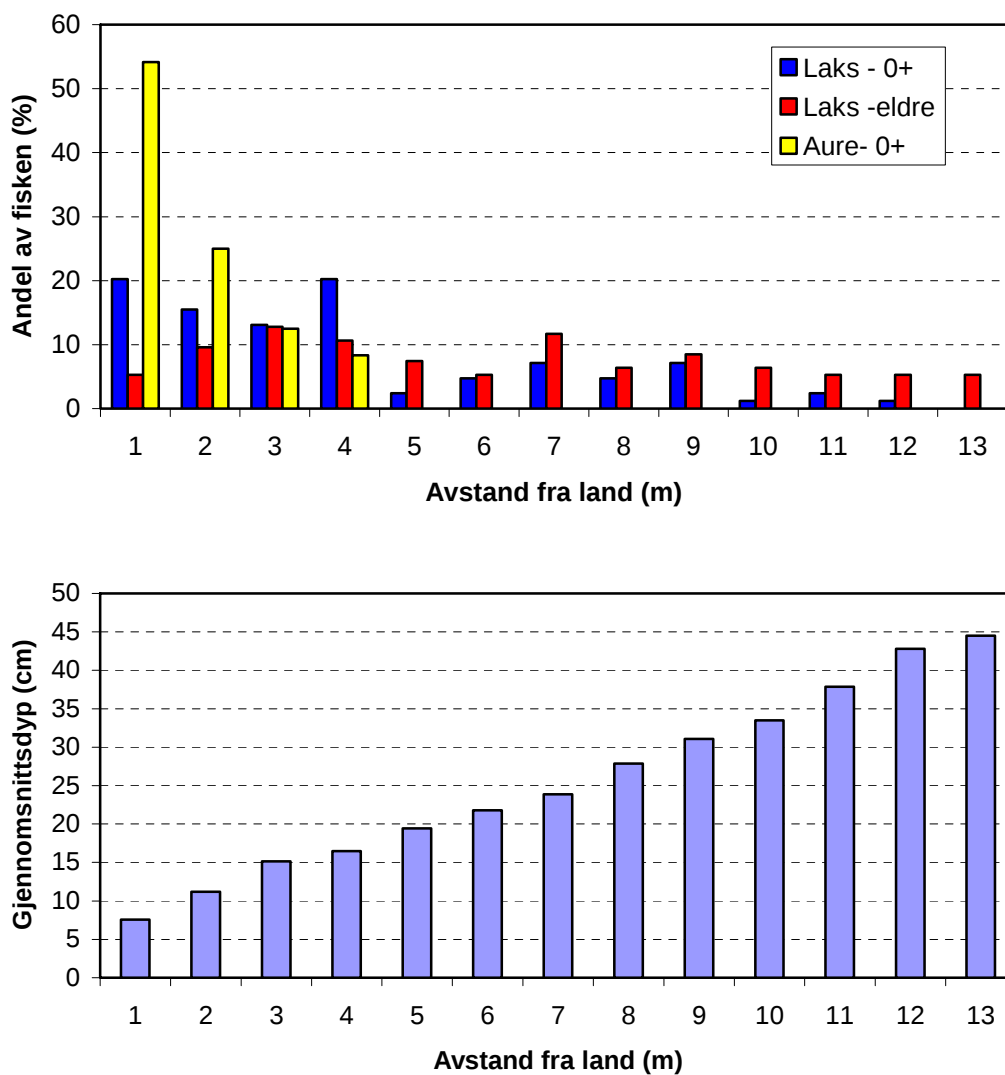
- Lengde på dypområde (stedfesting ved GPS og senere måling på digitalt kartverk)
- Bredde på dypområde (lasermålinger langs flere transekter)
- Maksimal vanndybde (målt med ekkolodd)
- Skjultilgang (i hovedsak basert på substrat)

Det ble benyttet en femdelst skala for å klassifisere skjultilgang (**tabell 1**), men bare de tre dårligste (0, 1 og 2) ble funnet i dypområdene på strekningen. Kartlegging gir arealer av de tre klassene for hvert dypområde. Fordi det var noe avvik mellom oppmålt areal og arealene av dypområdene beregnet ved hjelp av GIS verktøy på mesohabitatkartet, brukte vi andelen av de tre klassene og GIS arealene i oppskaleringen. 28 % av dyparealene ble klassifisert som å være ubetydelige for ungfiskproduksjon (klasse 0), 64 % som relativt dårlige (klasse 1) og 8 % som middels gode (klasse 2).

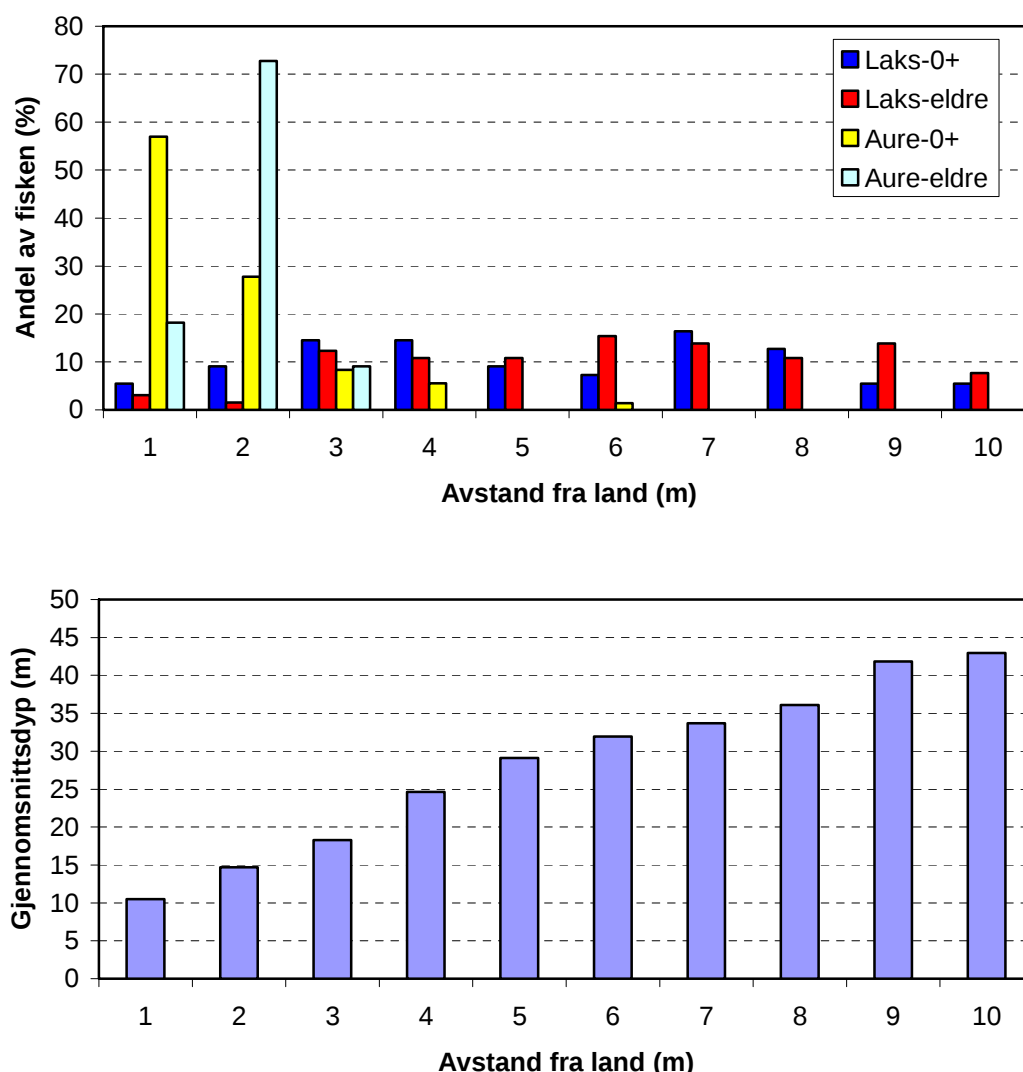
Tabell 1. Klassifiseringssystem for habitatforhold (skjul) benyttet i kartleggingen av dypområder i Surna høsten 2008.

Kategori	Substrat	Vegetasjon	Ungfiskproduksjon
0	Berg, silt og sand	Ingen	Ubetydelig – tilnærmet nullområde
1	Grus og små stein	Evt. sporadisk	Dårlige til brukbare oppvekstområder
2	Fin elveør	Evt. en del	Middels gode oppvekstområder
3	Grov elveør	Evt. en del	Gode oppvekstområder
4	Stor stein	Evt. tett	Svært gode oppvekstområder

I oktober 2006 og 2007 ble relativ tetthet av laks- og aureunger kartlagt ved transekt-elfiske på to stasjoner i et strandingsutsatt område ved Røv (se forsidebilde) og to stasjoner ved Svean i Surna nedstrøms TK. På hver stasjon ble det fisket fra 8 til 10 transekter fra land og utover. For hver meter ble fangstene registrert. Årsyngel av aure ble bare fanget de første 4 m fra land på begge områdene, og mye av årsyngelen av laks ble også fanget strandnært på Røv (**figur 5a og b**). På de brattere transektene på Svean var årsyngelen av laks mer jevnt fordelt. Fordelingen av eldre laksunger var jevn fra land og utover på alle stasjonene. Vi har ikke gjennomført slikt fiske i sommerhalvåret, men vanntemperaturene i oktober var fortsatt så vidt høye (9-10 °C) at det ikke er urimelig å anta at fordelingen i juli 2008 lignet på det vi fant i oktober 2006 og 2007.



Figur 5a. Fangst av fiskunger med hensyn på avstand fra land og gjennomsnittsdyp ved transektfiske i Surna ved Røv i oktober 2006. Resultatene er fra to stasjoner sammenslått og er basert på fangst av 84 årsyngel (0+) av laks, 94 eldre laksunger og 24 årsyngel av aure (0+). Totalt ble det fisket i 19 transekter. Vannføringen ved fisket var omlag 30 m³/s og vanntemperaturen 9-10 °C. Liknende resultat ble funnet i 2007.



Figur 5b. Fangst av fiskunger med hensyn på avstand fra land og gjennomsnittsdyp ved transektfiske i Surna ved Svean i oktober 2006. Resultatene er fra to stasjoner sammenslått og er basert på fangst av 55 årsyngel (0+) av laks, 65 eldre laksunger, 72 årsyngel av aure (0+) og 11 eldre aureunger. Totalt ble det fisket i 17 transekt. Vannføringen ved fisket var omlag 30 m³/s og vanntemperaturen 9-10 °C. Liknende resultat ble funnet i 2007.

I perioden før strandingsepisoden 27. juli 2008 ble produksjonen i TK redusert om nettene slik at vannføringen hadde vært ned på ca 20 m³/s fire av seks netter og ned på ca 30 m³/s i de andre. Siste natt før utfallet og samme natt som utfallet (senking startet kl 23.50) var vannføringene ned på ca 20 m³/s. Kraftverket ble kjørt for fullt på dagtid slik at vannføringen var ca 40 m³/s. Et slikt døgnmønster innebærer trolig at fisken i perioden fram til strandingen oppholdt seg fra vannlinja ved ca 20 m³/s og dypere, og det er sannsynlig at fisken var minst like skjevfordelt som under transektfisket. Under det ordinære tetthetsfisket i 2003 ble vannføringen rett før elfisket senket fra 48 til 22 m³/s. Dette ga avvikende svært høye tettheter av spesielt årsyngel (Johnsen mfl. 2008), og spesielt på stasjonene som ble fisket like etter vannføringsreduksjonen. Mye av fisken ble fanget helt inne ved land (Forseth & Ugedal, egne observasjoner). Dette viser at fisken trenges sammen ved reduksjoner i vannføring. Vi vet ikke i hvilken grad dette skjer også ved gjentatte nattesenkinger, men i Nidelva fant Hvidsten (1985) mye

årsyngel av laks, men lite årsyngel av aure, helt inne ved laveste regulerte vannstand etter en lengre periode med døgnregulering.

3.5 Oppskalerte bestandsstørrelser

Basert på fisketettheter, fordelingen av fisk og habitatkvaliteter i ulike habitat og i transekter, samt faglig skjønn, estimerte vi antall årsyngel av laks og aure og lakseparr på hele strekningen fra TK til utløpet av Surna. Grunnlaget for oppskaleringen er mesohabitatkartlegging av området på 16 m³/s (Sundt mfl. 2005). De ti mesohabitatene i systemet (Borsányi mfl. 2004) ble aggregert til fire elveklasser (høler, dypstryk, stryk/glattstrømmer og grunnområder) og arealet av disse elveklassene for hvert av delområdene ble beregnet. Høler er dypere enn 70 cm og har lave vannhastigheter (lavere enn 50 cm/s), mens dypstryk også er dype men har høyere vannhastigheter. Stryk er grunnere enn 70 cm og har overflatebølger (høyere enn 10 cm), mens glattstrømmer også er grunne men mangler overflatebølger. Grunnområder har lave vannhastigheter.

Elfiske i Surna foregår på grunne områder i gjennomsnitt ned til 30 cm dypt vann og ut til 5 m fra land på de ni stasjonene (Johnsen mfl. 2008). De fleste av stasjonene ligger i overgangen mellom stryk og glattstrømmer eller stryk og grunnområder, og vi brukte korrigerte fisketettheter fra elfisket for disse habitattypene. Imidlertid viste transektelfisket at årsyngelen ikke er jevnt fordelt fra land og utover. Mens elfiskestasjonene dekker området ut til 30 cm dyp, går grensen mellom grunne og dype områder i mesohabitatsystemet ved 70 cm og således ofte betydelig lengre fra elvebredden. På stasjonene for transektelfiske ved Røv ville en 5 m bred elfiskestasjon ha overestimert tettheten av årsyngel av laks i området med en faktor på 2. På stasjonene for transektelfiske på de betydelig brattere stasjonene ved Svean ville en 5 m bred elfiskestasjon være en god representasjon av tettheten i området. Vi antar at disse to områdene, de svært slake transektene på Røv og de bratte transektene på Svean, representerer yttergrensene for elfiskestasjoner i Surna, og antar at gjennomsnittlig tetthet av årsyngel av laks på grunne mesohabitater er 50 % lavere enn de korrigerte tetthetsestimatene.

Dypstryk har normalt storsteinet og egnet substrat for fiskeunger, men høye strømhastigheter gjør at vi antar at tettheten av årsyngel av laks er halvparten så høy som i de grunne områdene. Dypstryk er derimot egnet habitat for eldre laksunger, og vi gikk ut fra at disse områdene hadde samme tetthet som i de grunne områdene. Hølene i nedre del av Surna har relativt dårlig substrat for fiskeunger og bare klassene fra middels til ubetydelig (kategori 2 til 0 i **tabell 1**) ble funnet. Hølarealene ble derfor fordelt på disse tre kategoriene, og for årsyngel ble det først antatt at tettheten i de beste hølområdene var halvparten av tettheten på grunnområdene. Deretter ble tettheten halvert i de to trinnene ned til kategori 0. Fordi lakseparr kan utnytte alle tre dimensjonene i en høl (Gibson 1973, Bremset & Berg 1997), satte vi tettheten av slik fisk i det beste hølhabitatet lik tettheten i grunnområdene, men halverte for hver av de to dårligste kategoriene (fordi parr uansett krever tilgjengelig skjul som det er lite av i de dårligste hølområdene).

Årsyngel av aure ble bare fanget nær land på både Røv og Svean. Antar vi at det i gjennomsnitt er 15 m ut til 70 cm dyp i Surna, vil elfiskedata fra stasjoner med 5 m bredde overestimere den gjennomsnittlige fisketettheten i de grunne elveklassene med en faktor på 3. Vi delte derfor tetthetstallene for årsyngel av aure fra elfisket på 3 for å få tettheten i de grunne områdene. Fordeling av aureyngel mellom elveklasser ble gjort etter samme mal som for årsyngel av laks med unntak av at vi antok at tettheten av årsyngel av aure var relativt lavere enn for laks i dypstryk, fordi aure er dårligere enn laks til å holde posisjon i stri strøm.

Oppskaleringen ga estimer (avrundet til nærmeste tusen) for en bestand på 218 000 årsyngel av laks, 192 000 lakseparr og 94 000 årsyngel av aure nedstrøms TK før utfallet i 2008. Dette tilsvarer oppskalerte gjennomsnittstettheter i området på henholdsvis 21, 19 og 9 fisk pr 100 m². Dette er betydelig lavere enn de korrigerte (til 20 m³/s) gjennomsnittlige tetthetene fra elfisket (hhv. 57, 26 og 51 fisk pr 100 m²), noe som gjenspeiler at gunstige habitater langs land

er overrepresentert på elfiskestasjonene i forhold til den totale habitatsammensetningen på elvestrekningen.

Antar vi årlige overlevelser hos ungfisk på 50 %, deretter 70 % overlevelse fra presmolt på høsten til smolt om våren, og en gjennomsnittlig smoltalder på 3,2 år (noe høyere enn gjennomsnittet i skjellprøver fra Surna pga lavere temperaturer nedstrøms TK), kan vi ut fra bestandsestimatene estimere smoltproduksjon. Ut fra årsyngelbestanden får vi en smoltproduksjon på 29 000 laksesmolt, mens vi ut fra tettheten av 1+ (70 % av parrbestanden) får et estimat på 35 000 laksesmolt. Til sammenligning er bestanden av presmolt (fisk større enn 10 cm) om høsten på samme strekning estimert i Johnsen mfl. (2008) til i gjennomsnitt 27 000 fisk (variasjon: 15 500 - 33 000). Dette estimatet er basert på oppskalerte tettheter av presmolt for årene 2002 til 2007, unntatt 2003 som hadde urealistisk høye fisketettheter (se ovenfor).

3.6 Tetthet av fisk i strandingsutsatte områder

For å kunne estimere strandingsdødeligheten i forbindelse med utfallet må vi også anslå tettheten av fisk i de områdene som tørregges. Gjennomsnittlig fall i vannstand var 16 cm for den modellerte strekningen. Selv med så vidt små endringer i vannstand ble store områder tørrlagt (ca 26 % av areal før tørregging), fordi sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring er bratt for de laveste vannføringene. Det er med utgangspunkt i dette rimelig å anta at de korrigerte gjennomsnittstetthetene for alle gruppene av fisk, basert på elfiskestasjoner som i gjennomsnitt gikk 5 m ut fra land, kan brukes som tettheter i de tørrlagte områdene. Dette samsvarer med metodikken brukt for vurderingene av utfallet i 2005 (Halleraker mfl. 2005).

3.7 Strandingsdød og bestandseffekter

Halleraker mfl. (2005) gir en oppsummering av strandingsrisikoer for ulike aldersklasser av fisk ved ulike nedtappingshastigheter. Det er ikke tilkommet nye data som tilsier at disse risikoene ikke kan brukes på utfallet i 2008. For alle områder med senkingshastigheter over 10 cm/t brukte vi median, minimum (25 % persentilen) og maksimum (75 % persentilen) strandingsandeler fra forsøk med nedtappingshastigheter på ca 20 cm/time, mens vi for resten av arealene brukte strandingsandeler for nedtappingshastigheter på under 10 cm/time (**tabell 2**). Vurderinger av disse dataene finnes i Halleraker mfl. (2005) som også anslår, basert på publiserte forsøk i Norge, at 10-30 % av fisken som strander kan overleve. Vi antok en dødelighet på strandet fisk på 80 %.

Med dette datagrunnlaget får vi estimerer for strandingsdødelighet (med minimum og maksimumsestimer) på 7900 (2800 til 20 500) årsyngel av laks, 7000 (2800 til 15 300) årsyngel av aure og 2100 (300 til 5300) lakseparr. Medianverdiene utgjør henholdsvis ca 4 %, 7 % og 1 % av de estimerte bestandene av årsyngel av laks, årsyngel av aure og lakseparr i Surna nedstrøms TK.

I studiene av strandingsrisiko som er oppsummert i Halleraker mfl. (2005) er årsyngelen av både aure og laks i de fleste tilfellene en god del større enn det årsyngelen trolig var i Surna under utfallet i juli 2008. Utfallet skjedde ca 1 måned etter at lakseyngelen kom opp av grusen, og vanntemperaturene er lave i Surna nedstrøms TK noe som gir dårlig vekst (Johnsen mfl. 2008). Basert på egne data fra juli og august 2006 og 2007 i Surna antar vi at årsyngelen av laks var om lag 35 mm lange når utfallet skjedde, mens 0+ laks i strandingsforsøkene stort sett var større enn 45 mm. Aureyngelen kommer tidligere opp av grusen og var trolig større enn lakseyngelen, men mindre enn i forsøkene referert i Halleraker m. fl (2005). De lave temperaturer i området gjør at også 1+ av laks var uvanlig små for sin alder under utfallet (ca 65 mm, stipulert fra egne data fra 2006 og 2007). Strandingsrisiko er høyere for små enn større fisk (Hvidsten 1985, Halleraker mfl. 2003). Størrelsesforskjellene mellom strandingsforsøkene og episoden i Surna i 2008 tilsier at det er mer sannsynlig at strandingen ligger opp mot maksimumsestimatene. På den annen side er gjennomsnittlig senkingshastighetene innenfor våre to kategorier (<10 og >10 cm/t) relativt lave (hhv 5,8 og 13,3 cm/t). Disse kan imidlertid være noe

underestimerte (se kap. 3.1). Fordi alle aldergruppene av fisk var små under strandingsepisoden, og for å sikre at vi ikke undervurderer strandingsdødeligheten, brukte vi middelveiden av median og maksimumsverdiene til å anslå smolttapet.

Tabell 2. Matrise for beregning av stranding. Tabellen angir område (1 er øvre 2 er nedre), senkingshastigheter i to grupper, tørrlagt areal (i antall 100 m² enheter), art (L er laks og A er aure), alder (E er eldre), fisketetthet i strandingsutsatte arealer (antall pr 100 m²), og minimum, median og maksimum strandingsprosent.

Område	Senkings- hastighet	Tørrlagt areal	Art	Alder	Tetthet	Minimum	Median	Maximum
1	10 til 20	1090	L	0+	57	4	9	21
1	<10	455	L	0+	57	0	3	11
1	10 til 20	1090	L	E	26	1	5	12
1	<10	455	L	E	26	0	2	6
1	10 til 20	1090	A	0+	66	4	8	16
1	<10	455	A	0+	66	0	3	9
2	10 til 20	433	L	0+	57	4	9	21
2	<10	722	L	0+	57	0	3	11
2	10 til 20	433	L	E	26	1	5	12
2	<10	722	L	E	26	0	2	6
2	10 til 20	433	A	0+	36	4	8	16
2	<10	722	A	0+	36	0	3	9

Med disse antagelsene får vi estimater (avrundet) for stranding på 14 000 årsyngel og 3600 lakseparr (derav 70 % 1+) som med normal årlig overlevelse tilsvarer et smolttap på 3100 laksesmolt, fordelt over årene 2009 til 2012. Antar vi at det meste av den tetthetsavhengige dødeligheten skjer den første måneden etter at yngelen kommer opp av grusen (Einum & Nislow 2005), og således var over før utfallet i 2008, og at tetthetsavhengigheten er svak for lakseparr i Surna, er disse estimatene et anslag for tapt smoltproduksjon for årene 2009-2012. Antar vi 8 % tilbakevandring til Surna tilsvarer dette smolttapet ca 250 smålaks. Antar vi at den årlige smoltproduksjonen i Surna nedstrøms TK er i størrelsesorden 30 000 smolt (se kap. 3.5) utgjør smolttapet under 3 % av smoltproduksjonen i perioden 2009-2012. I dagens situasjon (med reguleringseffekter) er det anslått at i størrelsesorden 2/3 av smoltproduksjonen av laks i Surna foregår oppstrøms kraftverket (Johnsen mfl. 2008). Isolert er det således lite sannsynlig at utfallet i 2008 utgjør noen trussel mot lakse- og aurebestandene i Surna. De totale reguleringseffektene (Johnsen mfl. 2008), inklusive andre strandingsepisoder (Halleraker mfl. 2005, se også nedenfor) og effekter på bunndyr (se nedenfor), kombinert med generell lav sjøoverlevelse hos laks i de siste årene (Hansen mfl. 2007), gjør imidlertid at utfallet i juli 2008 må vurderes som svært uheldig for bestandene. Utfallet medførte tørrlegging av areal som svært sjelden har blitt tørrlagt (pga minstevannføring), og som derfor trolig er spesielt viktig for den biologiske produksjonen i elve-strekningen. Dette kan redusere tilgjengeligheten av bytte for fisk i en periode framover.

3.8 Stranding av bunndyr

Mens det finnes en rekke studier som viser at raske nedtappinger og fluktuerende vannstander er problematisk for fisk (f. eks. Saltveit mfl. 2001, Halleraker mfl. 2007), er stranding av bunndyr betydelig dårligere beskrevet. Bunndyr, som beveger seg mye saktere enn fisk, kan imidlertid trolig bli sterkt påvirket. Raske vannstandsreduksjoner er vist å ha en negativ innvirkning på bunndyrtetthet (Stanley mfl. 1994, Harby mfl. 2004). Nyere studier viser at årsyngel av laksefisk som lever nærmere land og i strømsvake områder tar mye bytte fra bunnen (Teixeira & Cortes, 2006). Biomangfoldet i bunndyrsamfunnene er som regel undervurdert som faktor for å opprettholde gode fiskebestander (Gore mfl. 2001; Dukowska mfl. 2007), og total biomasse er

ikke nødvendigvis et godt mål for mattilgang for fisk. Hvilke grupper og arter biomassen opptrer i kan være viktigere. Bunndyrproduksjon kan f. eks. domineres av fåbørstemark, som er lite tilgjengelig for fisk, eller av en tett bestand av døgnfluen *Baetis rhodani*, som er attraktiv næring for alle årsklasser av fisk. Biomassen kan være konsentrert rundt få grupper eller arter som har sine vekst- og klekketider, og dermed bare er tilgjengelig i en kortere periode av sesongen. Variasjon, artsmangfold og mengder er avgjørende for å opprettholde biomangfold, fisk og bunndyr.

Det raske fallet i vannføring i Surna førte til tørrlegging av store deler av elvesenga. De viktigste artene og gruppene næringsdyr er skjøre organismer som ikke tåler påkjenningen med at vannet blir borte, nesten uansett hvor kort varigheten er. For hver økning og senkning av vannstanden vil dermed tettheten av bunndyr generelt minke i hele elva på grunn av den gjentatte rekoloniseringen av de tørrlagte arealene. Ved ny tørrlegging vil bunndyrene på disse områdene igjen dø ut. Jo flere vannstandsendringer, jo høyere grad av uttynning av de totale bestandene. De fleste bunndyrarter er som regel ettårige, slik at uttynning ikke lar seg erstatte av nye individer før neste års egglegginger og klekking. Den viktige døgnfluen *Baetis rhodani* har flere kohorter gjennom året, og kan derfor under bestemte forhold rekolonisere på kortere tid. Denne rekoloniseringen er blant annet avhengig av voksentetthet.

For å undersøke eventuelle virkninger av kraftverksutfallet i Surna ble det gjennomført bunndyrundersøkelser 14-17. oktober 2008. De ordinære transektundersøkelsene i Surna ble med dette utvidet til å omfatte totalt fire stasjoner nedstrøms TK. Parallelt ble det gjennomført undersøkelser på en stasjon i Surna oppstrøms TK og i det nærliggende Toåavassdraget. Prøvetakingen følger BIOKLASS-metoden (Bongard 2006), som er basert på sparkeprøver med intensivt søk etter artsmangfold med subsampling av antall per art i felt. Alt materiale innsamlet i Surna 2008 er konserverert og skal bearbeides i løpet av vinteren 2009. Døgn-, stein- og vårfluer er derfor ennå ikke kontrollert og artsbestemt på lab.

Antall dyr per prøveminutt i Surna lå mellom 150-250 i denne prøverunden. Dette er generelt noe under forventet. Antallet ligger vanligvis nærmere det dobbelte i elver på Nordvestlandet (T. Bongard, egne data). Den viktige *Baetis*-gruppen er som regel til stede med 200-500 individer per prøveminutt i høstprøver fra elver over hele landet. Fjærmygg, en annen sentral næringsdyrgruppe, hadde også svært lave forekomster. Referansestasjonen i Toåa var den eneste som hadde forekomster som forventet eller høyere. Stasjon 10 ovenfor TK hadde jevne antall dyr fra bredden og ut mot djupål. Prøven nærmest land hadde 160 dyr per minutt, og antallet endret seg lite utover elva. Prøvene nærmest land på stasjonene 8, 7 og 4 nedenfor TK hadde henholdsvis 19, 60 og 35 dyr per minutt. Dette er betydelig lavere forekomster enn forventet og er sannsynligvis resultatet av vannstandsvariasjoner. Bunndyrforekomstene økte 4-6 meter fra land og ved dyp over en halv meter nedenfor kraftverket.

I ustabile eller påvirkede økosystemer er det vanlig at enkeltarter og -grupper øker i antall. Surna har generelt lave artsantall og er derfor sårbar for ytterligere påvirkninger. Stabil tilgang på mat for fisk er nødvendig for å opprettholde smoltproduksjon. Nærmest land på stasjonene 8, 7 og 4 var de viktige *Baetis*-artene sterkt redusert i antall, og bare enkeltindivider av de andre gruppene var til stede. På de innerste meterne utgjorde de små husbyggende vårfluene *Apantania* spp. størstedelen av bunndyrsamfunnet.

Det er åpenbart at artsmangfoldet generelt er beskjedent i Surna, men for å vurdere artssammensetningen korrekt må materialet bearbeides på laboratoriet, og vurderingen av disse resultatene og resten av datagrunnlaget vil bli rapportert senere.

4 Effekter av vannslipp via Folla og Rinna

Vannslippet fra Follsjø og ned Folla ble primært gjennomført for å kompensere for fallet i vannføring under utfallet. Vannet nådde imidlertid Surna nedstrøms TK kort tid før kraftverket kom i full drift igjen og hadde som sådan trolig minimal effekt på strandingsdødeligheten under utfallet. Etter maksimum vannslipp på 45 m³/s fra 27. juli kl 07.30 ble slippet redusert til 16 m³/s kl 10.30 når kraftstasjonen var kommet i drift igjen. Denne vannføringen ble holdt resten av døgnet som en sikkerhet i forhold til følgefeil i kraftverket. Vannslippet ble redusert til 10 m³/s 28. juli, og gradvis trappet ned 30. juli fram til slippet ble avsluttet kl. 13.50. Det ble således sluppet vann i noe over tre døgn. I tillegg til den kortvarige effekten nedstrøms TK under utfallet, ga slippet høyere vannføring på de 5 km mellom samløpet mellom Folla og Surna og utløpet fra TK.

Ytterligere vannslipp ble startet 29. juli kl 12.00 ved slipp av 2 m³/s ned Rinna for å kompensere for noe av tapet av fiskeproduksjon nedstrøms TK etter utfallet, i en periode med lav restvannføring oppstrøms TK. Slippet ble redusert til 1 m³/s 4. august kl 15.15 og avsluttet 5. august kl 10.30. Slippet pågikk således i litt over en uke, og påvirket hele strekningen (12 km) med redusert vannføring pga reguleringen (fra samløp Rinna/Surna og til utløp TK).

Disse vannslippene kan påvirke fiskeproduksjonen oppstrøms TK gjennom effekter på habitat-tilgjengelighet og vanntemperatur (som begge kan påvirke både vekst og overlevelse). For å vurdere effekten på vanntemperaturer lagde vi en regresjonsmodell basert på lufttemperaturen på NVE stasjon ved Rinna dam (vannmerke 113.31) og målinger av vanntemperatur på NVE stasjon 112.35 i Surna oppstrøms TK for juli og august 2006 og 2007. Modellen (vanntemperatur = 0,58 · lufttemperatur + 8,19) ga en høy forklaringsgrad ($R^2=0,82$) og ble brukt til å simulere hva vanntemperaturene hadde vært uten vannslipp. Disse kan så sammenlignes med de observerte vanntemperaturene fra NVE stasjonen, og temperatureffekten av vannslippene kan estimeres.

Vannslippet fra Folla ga en markant effekt på vanntemperaturen på strekningen mellom samløp Folla/Surna og utløp TK (**figur 5**). Uten tapping ville vanntemperaturen i henhold til regresjonsmodellen vært 20,8 °C i gjennomsnitt i perioden, mens observert temperatur i gjennomsnitt var 16,8 °C. Av spesiell biologisk relevans er at slippet medførte at fisken unngikk spesielt høye topper (pga soloppvarming) i vanntemperatur (opp til 25 °C) i fire dager. Høye temperaturer kan være stressende for laksefisk og øke risikoen for sykdommer (Breau mfl. 2007, Sterud mfl. 2007), og det er sannsynlig at redusert vanntemperatur på grunn av slippet har virket positivt på fisken. Vi har imidlertid ikke faglig grunnlag til å estimere hvor stor effekten var. Vannslippet i Folla ga også økt total habitattilgang, men varigheten var så kort at det er lite sannsynlig at fisken kunne utnytte disse mulighetene på en slik måte at det påvirket produksjonen vesentlig. Fordi vannslipp ned Folla bare påvirket fisk på 5 km av den 12 km lange strekningen (42 %) med restvannføring oppstrøms TK, og fordi slippet var så kortvarig, er det vår vurdering at effekten på bestandene som helhet var svært liten. Slippet var selvsagt likevel riktig siden dette er den eneste måten utfallet kunne kompenseres fram til stasjonen kom i drift igjen, og man visste ikke når feilen kunne rettes. Det er usannsynlig at slippet hadde negative effekter på fiskebestandene.

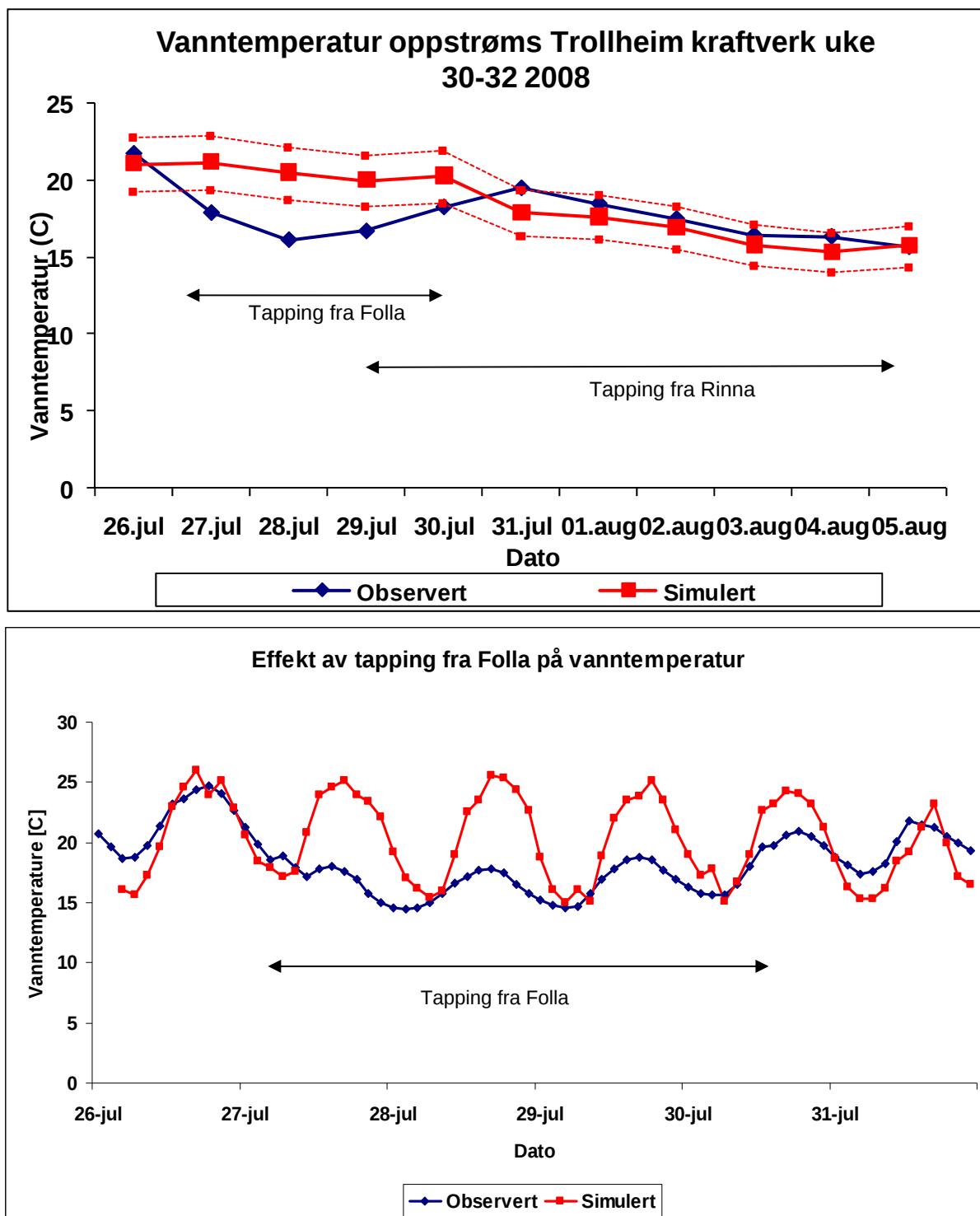
De første timene etter stopp i kraftverket (fra kl 07.30) ble det sluppet 45 m³/s fra Follsjø for å få vannet raskere ned til Surna. Et så stort slipp ned en elvestrekning med restvannføring er forbundet med risiko knyttet til menneskelig aktivitet i elveløpet. For utfallet i 2008 hadde slippet trolig minimal betydning for dødeligheten av strandet fisk, men vi kan ikke utelukke at det kan oppstå utfallssituasjoner der raskere transport ned Rinna kan ha betydning for umiddelbar overlevelse av strandet fisk. Kunnskapen om langtidsoverlevelse til fisk som overlever stranding er imidlertid dårlig. I en avveining mellom gevinst ved store tappinger i forhold til redusert umiddelbar strandingsdødelighet, og risikoen ved slike slipp, framstår en prioritering av sikkerhetsaspektet som riktig.

På grunn av varighet (en uke) og lengden på påvirket elvestrekning (12 km), har vannslippet ned Rinna større potensial til å gi positiv effekt på fiskebestandene oppstrøms TK enn slippet ned Folla. Selv om vannslippet ikke var stort (2 og 1 m³/s), bidro det med mellom 39 og 81 % av totalvannføringen i de fire første dagene da restvannføringen var liten i Surna (**tabell 3**). Bidraget sank imidlertid til om lag 10 % fra 3. august da restvannføringen økte som følge av nedbør (**figur 6**). Effekten på temperaturforholdene ble estimert for perioden 29. juli til 5. august med den samme regresjonsmodellen som for tappingen ned Folla (se ovenfor). De første to dagene var vanntemperaturen noe lavere enn predikert fra modellen, men dette var trolig et resultat av slippet fra Folla. Effekten forsvant deretter og det er tydelig at et slipp på 2 m³/s var for lite til å påvirke vanntemperaturen på strekningen mellom samløp Rinna/Surna og utløp TK. Fra ettermiddagen 1. august økt restvannføring på grunn av regnvær. For hele perioden med slipp var simulert gjennomsnittlig vanntemperatur 17,5 °C, mens observert gjennomsnitt var 17,4 °C. Det framstår således som usannsynlig at slippet ned Rinna bidro til økt fiskeproduksjon gjennom økt vekst på grunn av gunstigere temperaturforhold. En enkel modellering ved hjelp av vekstmodeller for laks fra Forseth mfl. (2001) bekreftet dette, med gjennomsnittlige standardiserte vekstrater på henholdsvis 2,88 og 2,82 % med og uten tapping.

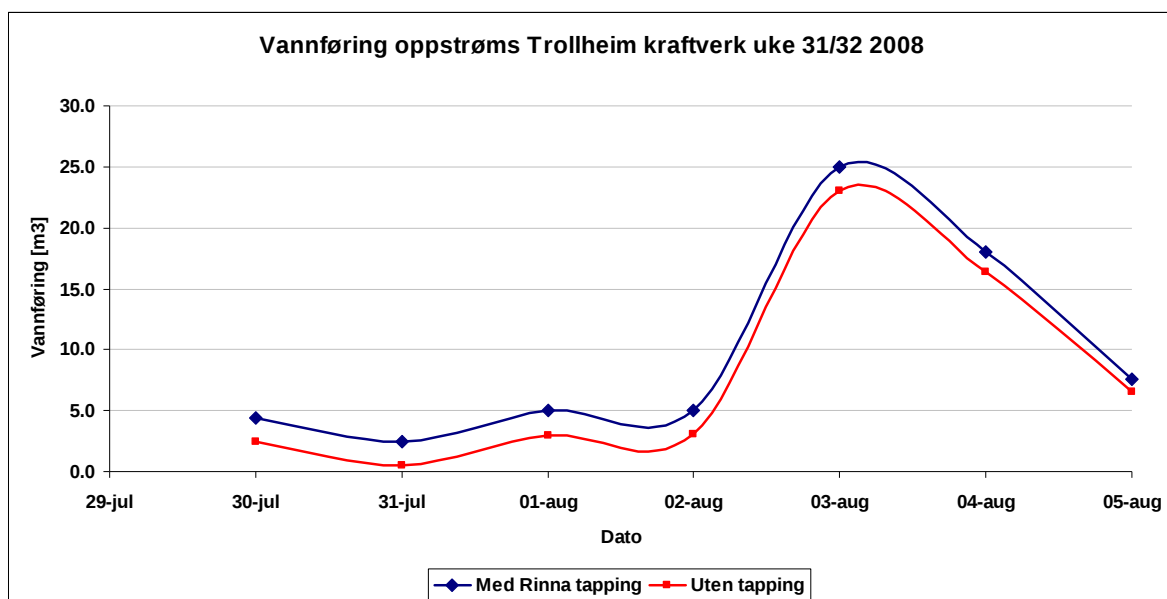
Tabell 3. Vannføring i Surna mellom samløp med Rinna og TK med og uten tapping i uka etter utfallet i TK.

Daglige verdier	Vannføring oppstrøms TK (m ³ /s)	Vannføring uten tapping (m ³ /s)	Tapping av total vann-føring (%)
30. juli	4,4	2,4	45
31. juli	2,5	0,5	81
01. august	5,0	3,0	40
02. august	5,1	3,1	39
03. august	25,0	23,0	8
04. august	18,0	16,4	6
05. august	7,6	6,6	13

Vannslippet bidro også til økt total habitattilgang på strekningen mellom samløp Rinna/Surna og utløp TK. På strekningen har vi fire stasjoner (Bolme, Dønnem, Harang og Sande) hvor det er mulig å estimere habitattilgang som funksjon av vannføring ved hjelp av den franske habitatmodellen STATHAB (Lamoureux & Capra 2002, Lamoureux 2007). På disse stasjonene økte totalt vanddekt areal i gjennomsnitt med 10 og 29 % de første to dagene, men med bare mellom 1 og 9 % resten av perioden. Det er sannsynlig at fisk har benyttet disse nye arealene i deler av denne perioden og teoretisk bidratt til bedre vekst gjennom reduserte tettheter (Imre mfl. 2005). Siden det bare var to dager at habitattilgangen økte vesentlig, er det sannsynlig at effekten var liten. Totalt er det vår vurdering at effekten av vannslippet (kortvarig redusert vanntemperatur og økt habitattilgang), slik miljøforholdene ellers ble (økt restvannføring og kaldere vær), var neglisjerbar for fiskebestandene. Kunnskapen om effekter av kortvarige tørkeperioder på elvelevende laksefisk er imidlertid dårlig.



Figur 5. Gjennomsnittlig observert og simulert døgnmiddel (øvre figur) vanntemperatur (°C) i Surna mellom samløpet med Rinna og TK i forbindelse med utfallet i TK i 2008 og vannslipp fra Folla og Rinna. Nedre figur viser døgndynamikk nedstrøms samløp Folla og effekten av slippet ned Folla. Simulert vanntemperatur er estimert temperatur uten vannslippene.



Figur 6. Vannføring (m^3/s) i Surna mellom samløp med Rinna og TK med og uten tapping i uka etter utfallet i TK i 2008.

5 Effekter av selvpålagt restriksjon for skånsom nedkjøring av TK

Halleraker mfl. (2005) konkluderte at utfallet 25. august 2005 var en av mange hendelser der raske vannføringsendringer gjennom kraftverket har bidratt til redusert smoltproduksjon, og at mange av disse var knyttet til ordinær drift. Som respons på dette innførte kraftverket en selvpålagt restriksjon i forhold til nedkjøring (**tabell 4**) fra årsskiftet 2005-2006. Det er ingen restriksjoner for vannføringer over 30 m³/s, slik at kraftverket kan redusere turbinvannføringen fra 38 til 30 m³/s uten restriksjoner.

Tabell 4. Restriksjonstabell for Trollheim kraftverk for vannføring ved Skjermo målestasjon (m³/s) og resulterende reduksjonshastighet i vannføring (m³/s/t) og vannstand (cm/t). Restriksjonen tilsier at det minimum skal være 30 minutter mellom hver steg i nedtrappingen.

Vannføringssteg (m ³ /s)	30	27	24	22,5	21	19,5	18	17,5	15
Reduksjon per time (m ³ /s) fra forrige tidssteg		6	6	5	3	3	3	1	5
Reduksjon i vannstand ved Skjermo (cm/t) fra forrige tidssteg		6	6	6	2	6	4	2	6

I rapporten fra Halleraker mfl. (2005) presenteres en vurdering av vannstandsendringer i perioden 1/12-99 til 31/5-04 i forhold til strandingsrisiko. Vurderingene tok som utgangspunkt at endringer i vannføring over 10 m³/s på under en time fra et vannføringsnivå lavere enn 60 m³/s medfører vannstandsreduksjoner som kan overskride 10 cm/t på deler av Surna (Sundt mfl. 2005), og således kan innebære stranding (Halleraker mfl. 2003). Fordi vi nå har estimater for stranding ved to utfall (i 2005 og 2008) basert på fall i vannstand pr time for hele nedtappingsforløpet, gjennomførte vi en mer detaljert studie hvor vi beregnet senkingshastigheter i cm/t for alle raske vannføringsendringer for perioden 1. januar 2000 til 1. oktober 2008. Det var relativt mange vannføringsverdier som framstår som ukorrekte (fra opplagte feil til avvikende verdier) som trolig skyldes feilregistreringer på vannmerket, og disse ble skjønnsmessig korrigert.

Gjennomgangen av vannføringskurvene viste at det var mange relativt raske og store vannføringsendringer også i de fire siste åra (2005-2008), i tillegg til utfallene i 2005 og 2008 (se **figur 7 og 8** for eksempler på vannføringskurver). Det var i denne perioden ingen klar trend i antall potensielle strandingsepisoder (>10 cm/t reduksjon i vannstand), men gjennomsnittlig hastighet for disse reduksjonene ser ut til å ha avtatt noe (**tabell 5**). Heller ikke for hele perioden (2000-2008) var det noen trend (**figur 9**), selv om gjennomsnittlig antall potensielle episoder var noe lavere etter enn før restriksjonen ble innført (henholdsvis 26 og 36 episoder pr år). Denne forskjellen drives primært av det høye antallet i 2004 (75 episoder).

Tabell 5. Antall vannstandsreduksjoner med sluttvannføring under 40 m³/s som overskrider 10 cm/t ved Skjermo målestasjon og gjennomsnittlig hastighet for reduksjonene.

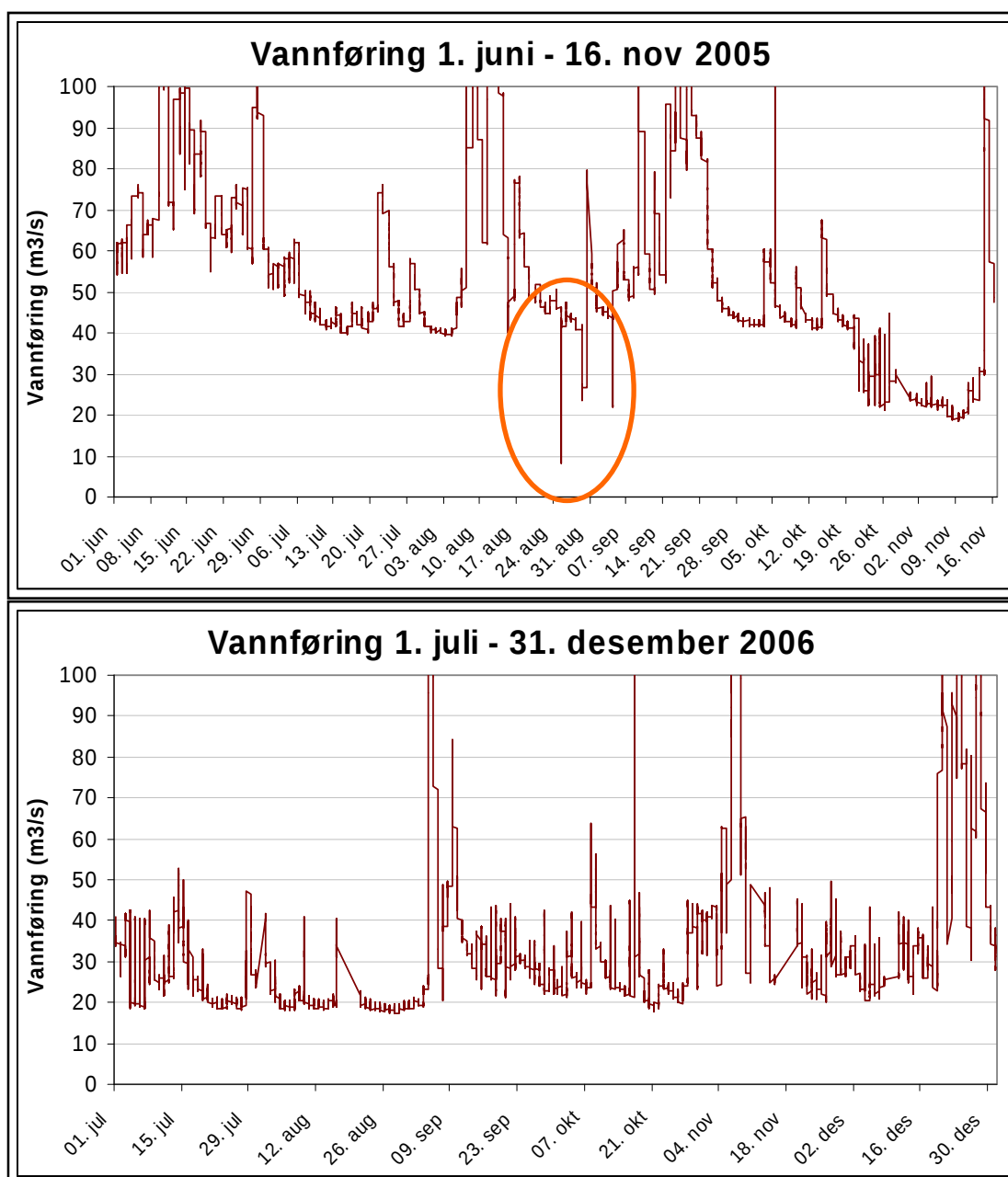
År	Antall vannstandsreduksjoner	Gjennomsnittlig reduksjon (cm/time)
2005	5 *	28,7
2006	31	21,4
2007	29	18,4
2008	19 **	17,5

* Frem til 15. november 2005

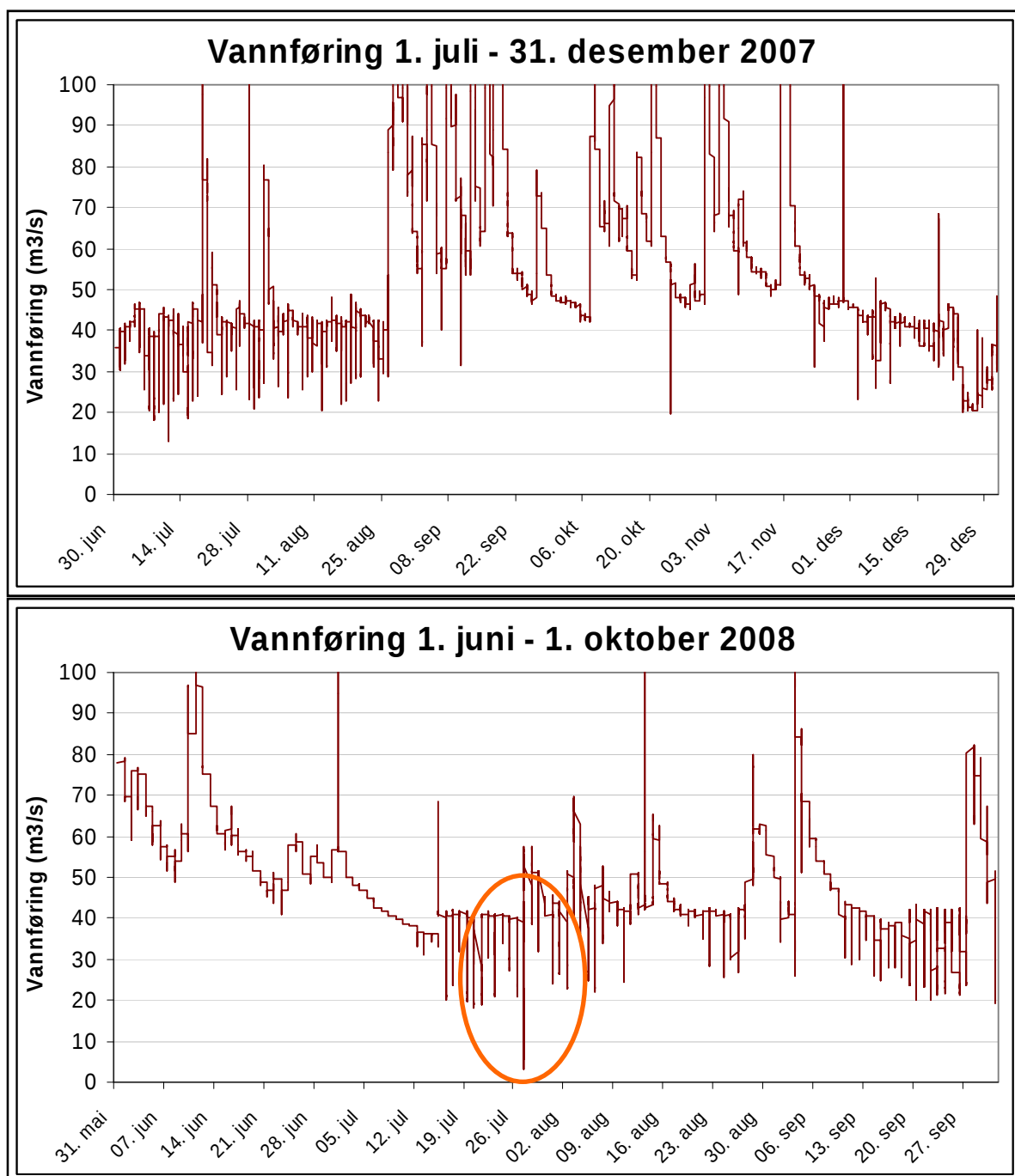
** Frem til 1. oktober 2008

Ser vi nærmere på episodene i perioden 2005-2008 er det klart at også etter innføringen av restriksjonen er det en rekke vannføringsreduksjoner knyttet til ordinær drift som kan gi like stor eller større strandinger enn utfallet i 2008 (**tabell 6**). I 2008 var det for eksempel fire episoder med senkingshastigheter høyere enn 20 cm/t på Skjermo, derav en raskere enn 30 cm/t. Utfallet i 2008 hadde en senkingshastighet på ca 20 cm/t på Skjermo. De enkelte episodene er beskrevet i **appendiks**.

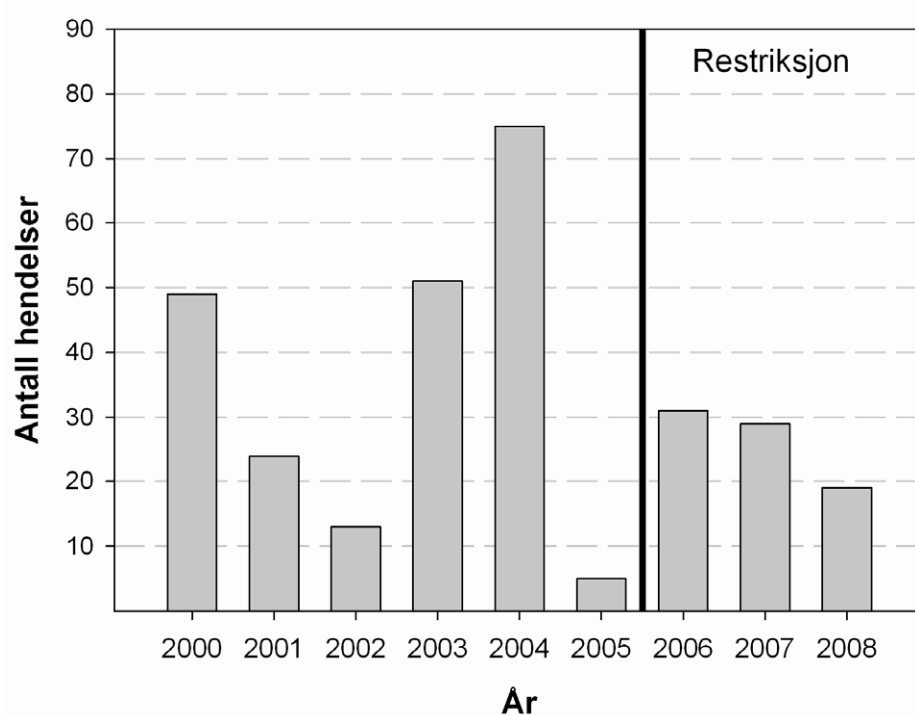
Mange av de potensielle strandingsepisodene i forbindelse med ordinære nedkjøringer av kraftverket ser ut til å oppstå på grunn av rask nedkjøring fra full drift i kraftverket til vannføringen når 30 m³/s på Skjermo (se appendikstabeller). Selv om vi ikke har vurdert dette forholdet i detalj, er det sannsynligvis mye å vinne på å utvide restriksjonen slik at den også gjelder mellom 38 og 30 m³/s. Med dagens restriksjon vil antall potensielle strandingsepisoder hvert år primært drives av hvor mange reduksjoner fra full drift som gjennomføres, mens restriksjonen primært bidrar til å redusere gjennomsnittlig senkingshastighet noe.



Figur 7. Vannføringskurve fra Skjermo i Surna for siste halvår av 2005 og 2006. Strandings-episoden i 2005 er markert med rød sirkel. Merk at skalaen ikke går høyere enn til 100 m³/s.



Figur 8. Vannføringskurve fra Skjermo i Surna for siste halvår av 2007 og 2008 (fram til oktober). Strandingsepisoden i 2008 er markert med rød sirkel. Merk at skalaen ikke går høyere enn til 100 m³/s.



Figur 9. Antall potensielle strandingsepisoder pr år i Surna, definert som reduksjoner i vannstand (cm/t) ved Skjermo raskere enn 10 cm/t for hele reduksjonsperioden (fra vannstanden begynner å synke til den når bunnen) og som slutter på vannføringer lavere enn 40 m³/s. Både for 2005 og 2008 mangler det data fra henholdsvis 15. november og 1. oktober, og det kan ha vært hendelser i disse periodene.

Tabell 6. Antall vannstandsreduksjoner med sluttvannføring under 40 m³/s ved Skjermo fordelt på ulike intervall for reduksjonshastighet

Reduksjonsintervall	2005	2006	2007	2008
10 – 20 cm/time	2	14	20	14
20 – 30 cm/time	1	12	7	4*
Over 30 cm/time	2*	5	2	1

*inkludert utfallet

6 Konklusjoner

- Utfallet i juli 2008 tørrla store områder nedstrøms kraftverket (26 % av vanndeckt areal før utfallet), men vannstanden sank relativt sakte (saktere enn 20 cm/t) og utfallet var derfor mindre alvorlig enn utfallet i 2005.
- Med utgangspunkt i tilgjengelig kunnskap om strandingssannsynlighet, modellerte nedtappingshastigheter og tørrlagt arealer anslår vi at i størrelsesorden 7900 (2800-20 500) årsyngel av laks og 2100 (300-5300) lakseparr, samt at 7000 (2800-15 300) årsyngel og et ukjent antall eldre aureunger døde av stranding under utfallet. Estimatenes er usikre.
- Anslagene for strandingsdød fisk (medianverdiene) utgjør henholdsvis ca 4 %, 7 % og 1 % av de estimerte bestandene av årsyngel av laks, årsyngel av aure og lakseparr i Surna nedstrøms TK.
- Vi anslår at strandingsdødeligheten vil redusere smoltproduksjonen i årene 2009 til 2012 med i størrelsesorden 3000 smolt, noe som er under 3 % av anslått smoltproduksjon i Surna nedstrøms kraftverket i perioden.
- Vi har ikke grunnlag for å estimere tapet av auresmolt, men antar at den relative effekten i forhold til totalproduksjonen var sterkere for aure enn for laks.
- Slipp av vann under og etter utfallet hadde trolig svært liten effekt på fiskebestandene.
- Artsmangfoldet i bunndyrsamfunnet nedstrøms kraftverket er fattig og framstår som påvirket av store variasjoner i vannstand. Utfallet i 2008 framstår som spesielt uheldig på grunn av den lave vannføringen og store tørrlagte arealer.
- Den selvpålagte restriksjonen for skånsom nedkjøring av kraftveket ser ikke ut til å ha redusert antall potensielle strandingsepisoder i særlig grad, trolig fordi restriksjonen ikke gjelder før nedtrappinger fra 30 m³/s og nedover. Effekten av restriksjonen sees primært som en tendens til reduserte gjennomsnittlige nedtappingshastigheter i de potensielle strandingsepisodene.
- Det er sannsynliggjort at stranding er et betydelig problem for fiskebestandene nedstrøms kraftverket og bidrar til den reduserte produksjonen i området. Fortsatt er stranding i forbindelse med ordinær drift trolig viktigere enn utfall, og det er et stort potensial for forbedringer gjennom driftsendringer i kraftverket.

7 Referanser

- Bongard, T., Aagaard, K. 2006. BLOKCLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. - I NINA Rapport 113, s. 28.
- 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 Appliquée*, 14: 119-138.
- Bremset, G. og Berg, O.K. 1997. Density, size-at-age and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2827-2836.
- Dukowska, M., Szczerkowska, E., Grzybkowska, M., Tsydel, M. & Penczak, T. 2007. Effect of flow manipulations on benthic fauna communities in a lowland river: Interhabitat comparison. - *Polish Journal of Ecology*, 55: 101-112.
- Einum, S. & Nislow, K.H. (2005) Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia*, 143, 203-210.
- 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.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon - *Freshwater Biology*, 52: 1710-1718.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. - *Journal of Animal Ecology* 78: 226-235.
- Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. - NINA Oppdragsmelding 392. 28s.
- Forseth, T., Fjeldstad, H.-P., Ugedal, O. & Sundt, H. 2007. Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjon i Åbjøravassdraget. - NINA Rapport 23. 87 s.
- Gibson, R.J. 1973. Interactions of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell). - *International Atlantic Salmon Foundation Special Publications Series 4*: 181-202.
- Gore, J. A., Layzer, J. B. & Mead, J. 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. - *Regulated Rivers-Research & Management* 17: 527-542.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. - *Journal of River Research and Application* 19: 589-203.
- Halleraker, J.H., Johnsen, B.O., Lund, R.A., Sundt, H., Forseth, T. & Harby, A. 2005. Vurdering av stranding av ungfisk i Surna ved utfall av Trollheimen kraftverk i august 2005. - SINTEF Teknisk Rapport TR A6220. 37 s.
- Halleraker, J. H., Sundt, H., Alfredsen, K. T. & Dangelmaier, G. 2007. Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a Norwegian regulated national salmon watercourse. - *River Research and Applications* 23: 493-510.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægvog, H. 2007. Bestandsstatus for laks. Rapport fra arbeidsgruppe. - Utredning for DN 2007-2. 88 s.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. & Saltveit, S. J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. - SINTEF Teknisk Rapport. 39 s.
- Heggenes, J., Krog, O. M.W., Lindas, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioral-responses in a changing environment - brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. - *Journal of Animal Ecology* 62: 295-308.
- Hvidsten, N. A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. - *Journal of Fish Biology* 27: 711-718

- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2002. Use of radiotelemetry and electrofishing to assess spawning by transplanted Atlantic salmon. - *Hydrobiologia* 483:13-21
- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Årsrapport 2007. - NINA Rapport 373. 87 s.
- Jokinen, I.E, Markkula, E.S., Salo, H.M., Kuhn, P., Nikoskelainen, S., Arts, M.T. & Browman, H.I. 2008. Exposure to increased ambient Ultraviolet B radiation has negative effects on growth, condition and immune function of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Photochemistry and Photobiology* 84: 1265-1271.
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropowering. - *Regulated Rivers Research & Management* 17: 609-622.
- Stanley, E. H., Buschman, D. L., Boulton, A. J., Grimm, N. B. & Fisher, S. G. 1994. Invertebrate Resistance and Resilience to Intermittency in a Desert Stream. - *American Midland Naturalist* 131: 288-300.
- Sundt, H., Halleraker, J.H, Alfredsen, K.T., Svelle, K. 2005. Optimalisering av fiskeforhold og kraftproduksjon i Surna - Delrapport om elvetyper, vanndekt areal og hydrauliske forhold av betydning for laksefisk ved ulike vannføringer og raske endringer. - SINTEF rapport TR A6263. 37 s.
- Teixeira, A. & Cortes, R. M. V. 2006. Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: Is there competition for resources? - *Folia Zoologica* 55: 61-73.
- Valdimarsson, S.K. & Metcalfe, N.B. (1998) Shelter selection in juvenile Atlantic salmon or why do salmon seek shelter in winter? - *Journal of Fish Biology* 52: 42-49.

8 Appendikstabeller

Appendikstabell 1. Identifiserte vannføringsreduksjoner som gir senkingshastigheter på mer enn 10 cm/time ved Skjermo 2005. Nedtappingshastigheten er beregnet for hele nedtappingsforløpet. Utfallet 25. august er inkludert.

Dato	Tids- punkt	Startvann- føring (m3/s)	Sluttvann- føring (m3/s)	Vannstands- senkning (cm)	Vannførings- reduksjon (m3/s)	Total tid (min)	cm / time
14. mai 2005	09:24	64.3	36.2	27	28.1	70	23.1
25. august 2005	04:13	45.8	8.6	45	37.1	50	54.0
4. september 2005	06:03	43.2	22.2	22	20.9	40	33.0
23. oktober 2005	01:02	37.1	23.6	14	13.5	60	14.0
25. oktober 2005	21:12	37.6	22.2	16	15.4	50	19.2
Gjennomsnitt		45.6	22.6	24.8	23.0	54.0	28.7
Standardavvik		11.1	9.8	12.4	9.7	11.4	15.8

Appendikstabell 2. Identifiserte vannføringsreduksjoner som gir senkingshastigheter på mer enn 10 cm/time ved Skjermo 2006. Nedtappingshastigheten er beregnet for hele nedtappingsforløpet.

Dato	Tids- punkt	Startvann- føring (m3/s)	Sluttvann- føring (m3/s)	Vannstands- senkning (cm)	Vannførings- reduksjon (m3/s)	Total tid (min)	cm / time
1. januar 2006	02:52	38.1	22.7	16	15.4	50	19.2
15. januar 2006	06:41	38.1	22.2	17	15.9	40	25.5
18. januar 2006	03:01	42.1	23.6	19	18.6	40	28.5
26. januar 2006	08:31	41.1	29.4	12	11.7	30	24.0
26. mars 2006	06:56	41.1	24.5	17	16.6	90	11.3
20. april 2006	08:06	49.0	33.7	16	15.3	40	24.0
21. april 2006	09:26	48.4	33.7	15	14.7	40	22.5
25. april 2006	00:06	46.8	29.9	17	16.9	80	12.8
29. april 2006	00:06	54.5	36.6	18	17.9	30	36.0
3. juli 2006	23:54	40.1	28.4	12	11.7	40	18.0
4. juli 2006	20:04	42.1	31.5	11	10.6	30	22.0
14. juli 2006	20:04	49.0	34.7	15	14.3	30	30.0
15. juli 2006	12:54	48.4	36.6	12	11.8	40	18.0
15. september 2006	17:43	38.1	23.6	15	14.5	90	10.0
17. september 2006	06:53	43.2	27.4	16	15.8	50	19.2
20. september 2006	00:13	37.6	22.2	16	15.4	40	24.0
13. oktober 2006	20:02	39.1	29.4	10	9.7	30	20.0
16. oktober 2006	20:02	44.7	33.2	12	11.5	30	24.0
17. oktober 2006	21:00	51.2	36.6	15	14.6	40	22.5
18. oktober 2006	21:00	40.6	26.4	14	14.2	40	21.0
28. oktober 2006	21:50	43.2	32.6	11	10.6	20	33.0
30. oktober 2006	00:10	38.6	23.6	15	15.0	50	18.0
3. november 2006	06:20	43.7	32.6	11	11.1	30	22.0
4. november 2006	15:50	51.7	37.6	14	14.1	20	42.0
9. november 2006	22:00	53.4	27.4	26	26.0	110	14.2
14. november 2006	19:50	42.1	26.4	16	15.8	70	13.7
21. november 2006	22:10	44.2	31.5	13	12.7	70	11.1
5. desember 2006	17:59	43.2	24.5	19	18.7	110	10.4
6. desember 2006	17:59	34.2	21.8	13	12.4	40	19.5
13. desember 2006	18:59	39.6	27.4	12	12.2	50	14.4
18. desember 2006	16:09	42.6	25.4	17	17.2	30	34.0
Gjennomsnitt		43.5	28.9	14.9	14.6	48.4	21.4
Standardavvik		5.1	4.9	3.2	3.2	24.5	7.8

Appendikstabell 3. Identifiserte vannføringsreduksjoner som gir senkingshastigheter på mer enn 10 cm/time ved Skjermo 2007. Nedtappingshastigheten er beregnet for hele nedtappingsforløpet.

Dato	Tids- punkt	Startvann- føring (m3/s)	Sluttvann- føring (m3/s)	Vannstands- senkning (cm)	Vannførings- reduksjon (m3/s)	Total tid (min)	cm / time
6. januar 2007	02:09	48.4	36.6	12	11.8	40	18.0
6. januar 2007	23:09	45.3	33.7	12	11.5	50	14.4
7. januar 2007	22:59	40.1	27.4	13	12.7	50	15.6
8. januar 2007	16:09	41.1	26.4	15	14.7	40	22.5
8. januar 2007	23:19	51.2	27.9	23	23.3	110	12.5
9. januar 2007	14:59	39.6	24.5	15	15.1	90	10.0
9. januar 2007	22:09	39.1	23.6	16	15.5	40	24.0
12. januar 2007	01:09	41.1	23.6	18	17.5	30	36.0
1. februar 2007	07:29	50.6	31.5	19	19.1	40	28.5
20. mars 2007	07:58	46.8	34.7	13	12.2	40	19.5
3. april 2007	12:18	62.6	29.4	32	33.2	70	27.4
14. mai 2007	07:58	63.7	31.5	31	32.2	100	18.6
27. mai 2007	03:59	57.9	33.7	24.0	24	60.0	24
4. juni 2007	07:31	57.9	27.4	30.0	31	110.0	16
10. juni 2007	02:05	52.8	39.6	13	13.2	50	15.6
8. juli 2007	00:04	38.6	23.6	15	15.0	60	15.0
11. juli 2007	02:34	43.7	26.4	17.0	17	90.0	11
13. juli 2007	02:00	43.2	25.4	18	17.8	110	9.8
17. juli 2007	03:00	44.7	24.9	20	19.8	110	10.9
19. juli 2007	20:19	64.9	36.6	27	28.3	130	12.5
5. august 2007	01:59	43.2	24.5	19	18.7	110	10.4
17. august 2007	01:09	42.1	23.6	19	18.6	100	11.4
24. oktober 2007	13:48	53.9	19.7	35	34.3	60	35.0
2. desember 2007	05:26	45.8	27.4	19	18.4	70	16.3
9. desember 2007	02:06	45.3	27.4	18	17.9	100	10.8
19. desember 2007	11:16	68.5	31.5	35	37.0	100	21.0
19. desember 2007	16:06	63.7	31.0	31	32.8	120	15.5
27. desember 2007	19:06	39.1	23.6	16	15.5	40	24.0
31. desember 2007	19:15	46.8	34.7	13	12.2	40	19.5
Gjennomsnitt		49.0	28.7	20.3	20.4	74.5	18.2
Standardavvik		9.0	5.0	7.2	7.8	31.2	7.2

Appendikstabell 4. Identifiserte vannføringsreduksjoner som gir senkingshastigheter på mer enn 10 cm/time ved Skjermo 2008. Nedtappingshastigheten er beregnet for hele nedtappingsforløpet. Utfallet 27. juli er inkludert.

Dato	Tids- punkt	Startvann- føring (m3/s)	Sluttvann- føring (m3/s)	Vannstands- senkning (cm)	Vannførings- reduksjon (m3/s)	Total tid (min)	cm / time
4. januar 2008	02:15	41.1	26.4	15	14.7	50	18.0
6. januar 2008	18:45	40.1	23.6	17	16.5	80	12.8
21. januar 2008	21:35	41.1	24.9	16	16.2	70	13.7
27. januar 2008	19:05	41.1	29.9	11	11.2	40	16.5
30. januar 2008	20:05	45.3	33.7	12	11.5	40	18.0
3. februar 2008	23:55	42.1	29.4	13	12.7	60	13.0
9. februar 2008	20:05	41.6	26.4	15	15.2	60	15.0
24. februar 2008	01:35	56.8	31.5	25	25.3	120	12.5
20. juli 2008	23:47	40.1	27.4	13	12.7	30	26.0
26. juli 2008	02:47	39.6	23.1	16	16.5	80	12.0
27. juli 2008	06:57	20.9	3.2	34	17.8	100	20.0
31. juli 2008	02:57	41.1	24.5	17	16.6	80	12.8
4. august 2008	16:27	50.1	36.6	14	13.5	30	28.0
4. august 2008	23:37	51.2	32.6	19	18.6	50	22.8
7. august 2008	01:57	51.2	35.6	16	15.5	80	12.0
10. august 2008	04:47	40.6	24.5	16	16.1	70	13.7
1. september 2008	18:16	46.3	34.2	12	12.1	20	36.0
22. september 2008	00:06	41.1	23.6	18	17.5	100	10.8
1. oktober 2008	00:06	49.5	28.9	20	20.7	70	17.1
Gjennomsnitt		43.2	27.4	16.8	15.8	64.2	17.5
Standardavvik		7.4	7.3	5.3	3.4	25.9	6.7

NINA Rapport 435

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2001-9



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