

# Udvandringen af ørred- (*Salmo trutta*) og laksesmolt (*Salmo salar*) fra Skjern Å 2002.

Effekter af Skjern Å's restaurering på smoltmigrationen undersøgt ved radiotelemetri.



Specialerapport

Henrik Baktoft

Biologisk Institut  
Århus Universitet  
September 2003

Ekstern vejleder: Anders Koed (DFU, Silkeborg)

Intern vejleder: Peter Grønkjær (Afd. for Marin Økologi, Århus Universitet)

## Forord

Denne rapport markerer (forhåbentlig) afslutningen på min kandidatuddannelse i biologi ved Biologisk Institut, Århus Universitet. Arbejdet er udført ved Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri, Silkeborg. Peter Grønkjær, Afdeling for Marin Økologi, Biologisk Institut, Århus Universitet har været intern vejleder, mens Anders Koed, DFU, Silkeborg har været fungerende og ekstern vejleder.

I forbindelse med feltarbejdet og den efterfølgende afrapportering skal en lang række personer takkes:

Anders Koed takkes for uvurderlig hjælp, kritik og idéer under såvel den praktiske udførelse som den efterfølgende resultatbehandling og afrapportering samt for altid at have haft tid til et par opklarende spørgsmål.

Peter Grønkjær takkes for positiv kritisk gennemlæsning af rapporten, gode idéer samt håndtering af alt det formelle.

Stig Pedersen og Jes Dolby, DFU Silkeborg takkes begge for utallige køreture til og fra Silkeborg. Stig takkes desuden for altid at have den reference jeg lige stod og manglede. Jes skal endvidere takkes for hans hjælp i forbindelse med dataloggerne samt fremstilling af kort.

Jørgen Skole Mikkelsen, Hans-Jørn Christensen, Morten Carøe og Knud Jørgensen, DFU, Silkeborg takkes alle for deres store indsats i forbindelse med tømning og rensning af smoltfælden. Birgit Therkildsen, DFU, Silkeborg takkes for aflæsning af skælprøver og hjælp med diverse oplysninger. Finn Sivebæk Jensen, DFU, Silkeborg takkes for hjælp med diverse oplysninger samt for behagelige afbrud fra skrivearbejdet. Derudover takkes alle andre ved DFU, Silkeborg for at gøre det til et rart sted at være.

Kim Iversen og Kasper Falck-Rasmussen takkes for godt selskab i 'det øde Vestjylland' i foråret 2002.

Derudover takkes Thomas Bregnballe, DMU for oplysninger om skarver, Christian Nielsen, Biologisk Institut, Odense Universitet for analyse af  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -ATPase-aktivitet i gælleprøver samt Keld Jessen, Ringkøbing Amt for diverse vandføringsdata. Skov- og Naturstyrelsen takkes for lån af Lønborggård.

Familie og venner takkes for opbakning og tiltro og for uafsladeligt at stille spørgsmålet: "Hvornår er det, du bliver færdig?".

Tak for overbærenhed og interesse fra de lystfiskere, der uvægerligt blev forstyrret i deres fiskeri, mens jeg sejlede rundt og pejlede fisk.

Endelig takkes min kæreste Karen for overbærenhed, gennemlæsning, ~~korrektur~~ korrektur og moralsk opbakning.

Silkeborg d. 24. september 2003

Henrik Baktoft



## Resume

Nærværende undersøgelse blev gennemført under udtrækket af ørred- og laksesmolt fra Skjern Å i foråret 2002. To rotary screw traps med garnrader på hver side dækkede ca. 2/3 af åen ved Borriskrog Bro ca. 23 km opstrøms udløbet i Ringkøbing Fjord. Fælterne fiskede i perioden 28. marts – 31. maj og blev tømt og rensat hver dag. Størrelsen af smoltudtrækket blev estimeret med den modificerede Petersen-metode, baseret på fangst-mærkning-genfangst. Baseret på daglige fældefangster er betydningen af vandtemperatur og vandføring på smoltenes udtræksmønster vurderet. Endvidere er overlevelse, hastighed og adfærd i forbindelse med migrationen undersøgt med radiotelemetri. Resultaterne er sammenlignet med en undersøgelse gennemført i år 2000 for at vurdere effekterne af Skjern Å Naturprojektet på åens bestande af ørred og laks.

Udvandringen af smolt i foråret 2002 blev estimeret til hhv. 7.072 (95 %-konf.int.: 4.630 – 9.514) ørreder og 26.199 (95 %-konf.int.: 23.600 – 28.798) laks. I forhold til tidligere undersøgelser er dette et meget stort antal laksesmolt, mens antallet af ørredsmolt er forholdsvis konstant.

Vandtemperaturen havde stor indflydelse på det daglige antal fangne smolt. Derudover sås effekter af stigende vandføring på dagsfangsterne af ørred.

Ved telemetriundersøgelsen blev det dokumenteret, at minimum 19 % af de radiomærkede ørreder og 43 % af de radiomærkede laks blev præderet, hvilket er samme niveau som ved undersøgelsen i år 2000. Prædationen fandt hovedsageligt sted, efter smoltene var udvandret til Ringkøbing Fjord og forårsagedes fortrinsvis af skarver fra kolonierne på Olsens og Vinterleje Polde.

I forhold til undersøgelsen i år 2000 blev der konstateret en øget dødelighed af laksesmolt i åen. Denne øgede dødelighed blev især forårsaget af skarver, der gennem etableringen af Hestholm Sø, har fået større fourageringsmuligheder i Skjern Å, idet de kan benytte søen som refugium. Dødeligheden af ørredsmolt i åen var uændret.

---

# Indhold

<b>Forord</b>	1
<b>Resume</b>	3
<b>Indhold</b>	4
<b>Indledning</b>	6
<b>Generelt om smoltifikation hos ørred og laks</b>	7
<b>Kapitel 1. Smoltudtrækket fra Skjern Å foråret 2002</b>	
1.1    Introduktion	11
1.2    Materiale og metode	12
1.2.1    Skjern Å	12
1.2.2    Smoltfælden	13
1.2.3    Fiskene	15
1.2.4    Beregninger	16
1.2.5    Fysiske faktorer	17
1.2.6    Nedbør og lufttemperatur	17
1.3    Resultater	18
1.3.1    Ørred	19
1.3.2    Laks	20
1.3.3    Størrelsen af smoltudtrækket	21
1.3.4    Udsatte rødmærkede fisk	22
1.4    Diskussion	23
1.4.1    Metode	23
1.4.2    Udtræksmønster	26
1.4.3    Udtræksestimat	29
1.5    Konklusion	33
1.6    Referencer	34
1.7    Appendiks	39
1.7.1    Oversigt over middellængder af fangsterne	39
1.7.2    Andre arter fanget i fælden	40

---

<b>Kapitel 2. Adfærd og dødelighed under smoltenes migration – effekter af Skjern Å Naturprojektet</b>	
2.1	Introduktion _____ 43
2.2	Materiale og metode _____ 44
2.2.1	Radiomærkning og gællebiopsi _____ 44
2.2.2	Manuel pejling _____ 46
2.2.3	Dataloggerne _____ 46
2.2.4	Statistik og analyser _____ 48
2.2.5	Definitioner _____ 49
2.3	Resultater _____ 50
2.3.1	Fiskene _____ 50
2.3.2	Migrationsadfærd _____ 51
2.3.3	Migrationshastighed _____ 56
2.3.4	Migrationsadfærd og –hastighed fundet ved manuel pejling _____ 64
2.3.5	Sæsonmæssig variation _____ 65
2.3.6	Prædation _____ 66
2.3.7	Effekter af Skjern Å Naturprojektet _____ 68
2.4	Diskussion _____ 71
2.4.1	Metode _____ 71
2.4.2	Smoltenes nedstrøms migration _____ 74
2.4.3	Effekter af Skjern Å Naturprojektet på smoltoverlevelsen _____ 78
2.5	Konklusion _____ 83
2.6	Referencer _____ 84
2.7	Appendiks _____ 88
2.7.1	Oversigt over fisk fulgt med manuel pejling _____ 88
2.7.2	Logbog over radiomærkede fisk _____ 91
<b>Kapitel 3. Sammenfatning og perspektivering _____ 97</b>	

## Indledning

Siden starten af det 20. århundrede er bestandene af ørred og laks i Skjern Å reduceret kraftigt (Nyhedsbrev nr. 1, 2000). Dette skyldes hovedsageligt etableringen af engvandingsanlæg og dambrug, der gennem kanaliseringer og opstemninger har ødelagt fiskenes opvækstområder og hindret fiskenes passage til gydeområderne. Gennem de seneste årtier har en øget bevidsthed om 'naturens sande tilstand' medført en række tiltag, der søger at genskabe kvalitet og mangfoldighed i den danske natur; herunder også de danske vandløb. Skjern Å Naturgenopretningsprojektet er det foreløbig mest omfattende danske initiativ i den forbindelse. Allerede i 1987 vedtog et stort flertal i Folketinget, at der skulle gennemføres et projekt til genetablering af Skjern Å systemet. Udførelsen blev påbegyndt i juni 1999 og fortsatte frem til august 2002, hvor projektet var fuldent. De yderste ca. 20 km af Skjern Å samt et omkringliggende område på ca. 2200 hektar er dermed ændret fra homogene kanaler og drænedede marker til en 'naturligt' slynget å med omkransende eng og sumpområder. Herved blev åens længde på de yderste strækninger øget fra de daværende ca. 20 km til ca. 26 km i dag (kilde: Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside [www.sns.dk](http://www.sns.dk)). Et af formålene med projektet var at skabe forbedrede vilkår for åens fisk – ikke mindst den trængte 'Skjern Å-laks', der er en af de få tilbageværende vilde bestande af laks i Danmark (Hansen & Nielsen 2000). Desuden blev der i 1996 indført reguleringer i fiskeriet i Ringkøbing Fjord for at sikre både de udvandrende smolt og de tilbagevendende adulte fisk en fri passage gennem fjorden (Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. 651 af 3. juli 1996 om fiskeri og fredningsbælter i Ringkøbing Fjord, Stadil Fjord og Von Å).

Sideløbende med ovenstående blev der i 1998 indledt et myndighedssamarbejde om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum fjorde, der bl.a. fokuserer på bestandene af laksefisk. Et af de centrale spørgsmål i den forbindelse er, hvorvidt der kan konstateres effekter af fiskerireguleringen og naturgenopretningsprojektet på Skjern Å's bestande af ørred og laks. For at have et vurderingsgrundlag til dette, blev der i foråret 2000 gennemført en undersøgelse af ørred- og laksesmoltudtrækkets størrelse suppleret med en radiotelemetrisk undersøgelse af smoltenes adfærd og overlevelse i forbindelse med udvandringen til havet (Bak 2002). Som umiddelbar opfølgning på denne undersøgelse (Bak 2002) blev nærværende undersøgelse gennemført i foråret 2002. Naturgenopretningsprojektet var på dette tidspunkt ikke færdiggjort, hvorfor forsøgstrækningen fra Borriskrog Bro til udløbet kun var øget med ca. 2,5 km fra ca. 20,5 km i 2000 (Bak 2002) til ca. 23 km i 2002 (egen opmåling). Hovedformålet med denne undersøgelse var at vurdere, hvorvidt åens restaurering har haft nogle umiddelbare konsekvenser for bestandene af ørred og laks.

Rapporten indeholder to mere eller mindre adskilte undersøgelser: en estimering af størrelsen af smoltudtrækket samt en undersøgelse af smoltenes overlevelse og adfærd under migrationen. Hovedvægten er lagt på sidstnævnte. Indledningsvis gennemgås smoltifikationsprocessen hos ørred og laks kort. Rapporten afsluttes med en kortfattet sammenfatning og perspektivering.

## Generelt om smoltifikation hos ørred og laks

Hovedparten af laksefisk gyder i ferskvand. Æggene klækkes typisk i løbet af foråret og ynglen lever efterfølgende kortere eller længere tid i ferskvand, hvorefter en varierende del migrerer til havet. Nogle arter fuldender deres livscyklus i ferskvand mens andre forlader det ferske miljø efter kort tid (Crisp 2000). Indenfor de to arter, Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) og ørred (*S. trutta* L.), der behandles her, ses ligeledes store variationer.

Atlantisk laks er i reglen anadrome, om end dette ikke er obligatorisk. En del hanner forbliver således i åen og kønsmodnes direkte fra parr-stadiet; såkaldte dværghanner. Der findes desuden levedygtige populationer, som udelukkende lever i ferskvand; f.eks. en bestand i Väneren. Bortset fra disse undtagelser migrerer hovedparten til havet, bl.a. for at udnytte de bedre fødemuligheder der.

Hos ørred ses derimod ofte residente og migrerende individer indenfor samme population, kaldet hhv. bæk- og havørred. Hvor forholdene tillader det, ses en tredje form kaldet søørred. Hvor stor en del, der forbliver i åen som residente afhænger bl.a. af fødemuligheder, graden af intraspecifik konkurrence samt de fysiske forhold i det enkelte vandløb (Klemetsen et al. 2003).

### Smoltifikation

Følgende gennemgang er ment som en kort introduktion til smoltifikationsprocessen hos Atlantisk laks og ørred. Artsspecifikke forskelle er derfor udeladt af hensyn til overblikket.

De fisk, der, af den ene eller anden grund, 'vælger' at migrere til havet, oplever et radikalt skift i habitat. Fra åens strømmende, ferske vand til havets salte og mere stillestående vand. Derudover møder fiskene nye fødeemner, muligheder for skjul og ikke mindst prædatorer. Som forberedelse til dette skifte, gennemgår fiskene en proces kaldet smoltifikation. I den forbindelse tilpasses både morfologi, adfærd samt fysiologi til de nye omgivelser.

Den mest synlige forandring som følge af parr-smolt transformationen er en sølvfarvning af kroppen, der skyldes aflejring af guanin- og hypoxanthin-krystaller i huden. Derudover bliver især bryst- og bugfinner mørkere og fisken bliver slankere og mere strømlinet. Sidstnævnte skyldes et fald i konditionsfaktor (vægt:længde forholdet) som følge af dels et skift i vækstmønster, hvor smoltificerende fisk vokser forholdsvis mere i længde end i vægt (McCormick et al. 1998) og dels et forbrug af oplagrede metaboliske reserver (Boeuf 1993). Disse ændringer medfører, at fisken morfologisk tilpasses den nye levevis i det marine miljø, hvor den lever pelagisk i modsætning til dens tætte tilknytning til bunden i åen.

Skiftet fra bundorienteret til pelagisk orienteret fisk starter (i stil med de andre adfærdsmæssige ændringer) inden og fortsætter under den nedstrøms migration, formodentlig som følge af bl.a. en øget svømmeblærevolume (Saunders 1965; Pinder & Eales 1969). Gibson (1983) fandt, at den øgede opdrift i samspil med stigende vandføring er en nødvendig faktor i forbindelse med migrationen. I forbindelse med smoltifikationen ses desuden et skift fra positiv til negativ rheotaksi (Eriksson & Lundqvist 1982; Lundqvist & Eriksson 1985) samt en stigende præference for saltvand



(McInerney 1964)). Sideløbende mindskes den territoriehævdende adfærd og fiskene danner i nogle tilfælde stimer inden de når havet (Kalleberg 1958; Bakshanskiy et al. 1988).

Den fysiologiske tilpasning til det marine miljø sker gennem en række gennemgribende ændringer, der bl.a. medfører en udskiftning af visuelle pigmenter til en form, der er karakteristisk for marine fisk (Alexander et al. 1994), ændring af hæmoglobin til adulte isoformer (Koch, 1982) samt øget iltoptag, metabolisme og vækstrate (Saunders & Henderson, 1970). Derudover udvikler fisken en øget osmoregulatorisk evne og derigennem øget saltvandtolerance; en meget væsentlig faktor for overlevelsen i saltvand.

Den øgede saltvandtolerance, der opnås gennem en antalsforøgelse af chlorid-celler placeret i gælle-epithelet samt en opregulering af  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -ATPase-aktiviteten i disse, er en af de vigtigste ændringer i forbindelse med smoltifikationen (Foskett & Scheffey 1982; Langdon & Thorpe 1985; Lubin et al. 1991). Aktiviteten af denne ion-pumpe er i høj grad afgørende for fiskens osmoregulatoriske evne, idet den faciliterer udskillelse af overskydende monovalente ioner (især  $\text{Na}^+$  og  $\text{Cl}^-$ ). I løbet af smoltifikationen 3 til 4-dobles aktiviteten og når et toppunkt i april-maj. Efterfølgende ses et fald som følge af begyndende desmoltifikation (se senere).

Som kompensation for den passive transport af vand over gællerne i det hyperosmotiske marine miljø, begynder fisken i stigende grad aktivt at drikke vand, der absorberes over tarmen; inklusiv  $\text{Na}^+$ - og  $\text{Cl}^-$ -ioner (Boeuf 1993). Af samme årsag skifter nyren fra produktion af en stor mængde ukoncentreret urin, til en lille mængde isotont urin, førstnævnte kendetegner ferskvandsfisk mens sidstnævnte er karakteristisk for saltvandsfisk (Boeuf 1993).

Disse tilpasninger til livet i saltvand udvikles i høj grad mens fisken endnu befinder sig i åen. Fisk, der har nået en vis længde (ofte ca. 12 cm under danske forhold) vil i slutningen af vinteren påbegynde smoltifikationsprocessen. Forhold som temperatur, konkurrence og fourageringsmuligheder i opvækstperioden er derfor afgørende for hvornår fiskene når denne kritiske længde. Hos laks ses ofte en bimodal længdefordeling af parr inden for samme årgang (Thorpe et al. 1982), de længste og de mindste tilhørende hhv. 'upper-mode' (UM) og 'lower-mode' (LM). Fisk fra UM vil typisk opnå den kritiske længde som 2+ eller 3+ under danske forhold, mens LM-fisk vil tilbringe endnu et år i ferskvand inden de smoltificerer.

Fisk, der har nået den kritiske længde, vil som nævnt begynde smoltifikationen i slutningen af vinteren. Initieringen kontrolleres af en circannual rytme med en periode på ca. 10 måneder, der synkroniseres af eksterne stimuli (Eriksson & Lundqvist 1982). Den eksterne synkronisering medfører dels en tidsmæssig optimering af selve smoltifikationen samt sikrer en korrekt indbyrdes timing af de forskellige involverede processer (Eriksson & Lundqvist 1982).

Fotoperioden (stigende dagslængder i løbet af foråret) menes, gennem påvirkning af hypothalamus og hypofyse at være den væsentligste faktor i denne forbindelse (Hoar 1988; Duston & Saunders 1990). Således kan tidspunktet for smoltifikation manipuleres kraftigt vha. kontrollerede lysforhold (Saunders et al. 1985; Thrush et al. 1994; Duston & Saunders 1995). Det neuroendocrine system, der ligger bag selve smoltifikationsprocessen igangsættes ved lysets stimulering af hypofysen og medfører radikale ændringer i fiskenes hormonspejl (se Hoar 1988 for grundig gennemgang).

Temperaturen har ligeledes en indflydelse på synkroniseringen og forløbet af smoltifikationen. Generelt vil højere temperaturer medføre en tidligere og hurtigere smoltifikation (Hoar 1988;

Solbakken et al. 1994). For eksempel fandt McCormick et al. (2000), at graden af det fysiologiske respons på øget dagslængde hos laks var væsentlig lavere ved den naturlige temperatur (2 °C), end ved en hævet temperatur (10 °C). Indenfor opdræt af laksefisk til konsum er det desuden kendt praksis at hæve temperaturen i vinterperioden, hvorved smoltifikationstidspunktet og -processen kan fremskyndes med adskillige måneder (Sedgwick 1988). Årsagerne til denne temperaturafhængighed skal sandsynligvis findes i det faktum, at hastigheden af biokemiske processer er afhængig af omgivelsernes temperatur hos koldblodede dyr. Betydningen af fotoperiode og temperatur kan bl.a. ses i geografiske variationer af smoltifikationen. Fisk på vores breddegrader smoltificerer ofte om foråret som 2+ eller 3+, mens fisk fra den nordlige del af udbredelsesområdet smoltificerer midt på sommeren som 5+ eller 6+ (Wedemeyer et al. 1980; Økland et al. 1993).

Således afhængigt af fotoperiode og temperatur bliver fiskene præadapteret til livet i saltvand, mens de endnu lever i ferskvand. Efterfølgende er det af afgørende betydning, at de når havet inden for en ret begrænset tidsperiode; det såkaldte 'smoltvindue'. Selve migrationen mod havet foregår i løbet af foråret og initieres og synkroniseres i lighed med smoltifikationen af eksterne stimuli. Temperatur og vandføring samt variationer i disse anses for de væsentligste faktorer i den forbindelse. En yderligere diskussion af initieringen af den nedstrøms migration findes i senere afsnit.

Hvis fisken ikke når havet i rette tid (indenfor 'smoltvinduet'), vil den desmoltificere; en proces, der i store træk er en omvendt smoltifikation (Duston et al. 1991; McCormick et al. 1999). For eksempel skifter farven fra sølvblank til parr-agtig,  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -ATPase-aktiviteten nedsættes til præsmolt niveau med deraf følgende nedsat saltvandtolerance og den negative rheotaksi skifter til positiv (Eriksson & Lundqvist 1982). Desmoltifikationen er ofte forbundet med store dødeligheder (McCormick et al. 1998). Hvis fisken ikke dør, opholder den sig endnu et år i ferskvand, hvorefter den det følgende forår igen kan undergå smoltifikation og søge mod havet. De stigende temperaturer menes at spille en væsentlig rolle i forbindelse med initieringen af desmoltifikationen (McCormick et al. 1999). Dette kan have stor betydning i forbindelse med passage af nyanlagte søer samt opstemninger ved f.eks. dambrug og vandkraftværker, hvor fiskene kan blive forsinket i en sådan grad, at de ikke når havet indenfor 'smoltvinduet'.



# 1. Smoltudtrækket fra Skjern Å foråret 2002

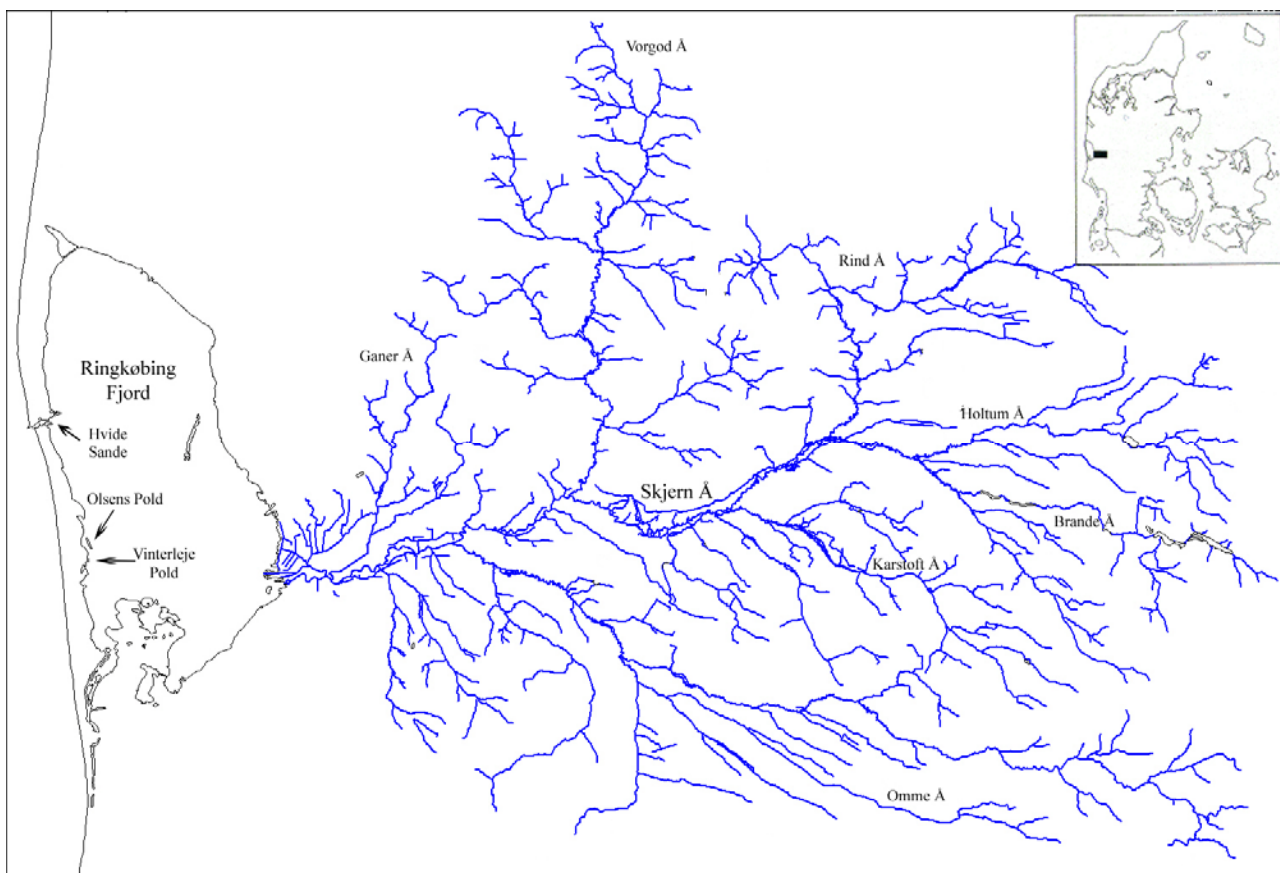
## 1.1 Introduktion

Om foråret trækker ørred- (*Salmo trutta*) og laksesmolt (*S. salar*) fra deres opvækstområder i vandløb ud i havet. Inden da har de gennemgået en lang række fysiologiske ændringer, der præadapeterer dem til saltvand. Denne præadaptering initieres og synkroniseres hovedsageligt af fotoperioden (Hoar 1988; Duston & Saunders 1990), men også vandtemperaturen har nogen indflydelse (Hoar 1988; Solbakken et al. 1994). Vandtemperatur og lysindstråling er desuden vigtige faktorer i forbindelse med initieringen af selve migrationen, hvor også vandføring spiller en rolle (Jonsson 1991; Greenstreet 1992). Nærværende undersøgelse analyserer disse fysiske faktoreres effekter på smoltmigrationen fra Skjern Å i foråret 2002. Daglige fældefangster af smolt blev registreret gennem migrationsperioden og danner grundlaget analyserne. Endvidere blev størrelsen af ørred- og laksesmoltudtrækket estimeret ved den modificerede Petersen-metode (Ricker 1975). Undersøgelsen danner baggrund for en vurdering af de umiddelbare konsekvenser af Skjern Å Naturprojektet samt fiskerireguleringerne i Ringkøbing Fjord på bestandene af ørred og laks.

## 1.2 Materiale og metode

### 1.2.1 Skjern å

Skjern å har sit udspring i Tinnet krat. Herfra løber den ca. 94 km mod vest inden den munder ud i en lavvandet del af Ringkøbing Fjord (se figur 1). Åen afvander et område på ca. 2.490 km<sup>2</sup>, og modtager undervejs vand fra bl.a. Karstoft, Vorgod, Rind, Omme og Holtum åer. Fra kilde til udløb falder terrænet, som hovedsageligt består af sandet opdyrket jord, i alt 138 m. Med en gennemsnitlig årlig afstrømning på ca. 36 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (Svendsen et al. 1997) er den Danmarks vandrigeste å.



Figur 1. Oversigtskort over Skjern Å systemet samt Ringkøbing Fjord.

Ringkøbing Fjords eneste forbindelse til Vesterhavet er gennem slusen ved Hvide Sande, der således er bestemmende for vandets opholdstid i fjorden samt saltholdigheden. I fjordens vestlige del findes to fuglekolonier (Vinterleje Pold og Olsens Pold), der tilsammen huser ca. 2500 skarvreder (Eskildsen 2001) samt et mindre antal sølvmåge- og svanereeder. Desuden findes yderligere to mindre skarv-kolonier i fjorden, Høje Sande og Klægbanken, beliggende tæt på åens udløb.

## 1.2.2 Smoltfælden

I 1994 gennemførtes en undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å vha. konventionelle bundgarn og armruser placeret ved åens udmunding i Ringkøbing Fjord (Koed, 1995). I forsøg på at undgå en relativ høj smoltdødelighed og betjeningsmæssige problemer, der kan være forbundet med disse fangstredskaber, indkøbte man to 'rotary screw traps' (RST, konstrueret af Pisces Research Corps, British Columbia, Canada) til en undersøgelse af smoltudtrækket i år 2000 (Bak, 2002). Disse fælder er anvendt ved nærværende undersøgelse. Fælderne fiskede i perioden 28. marts – 31. maj.

### Opbygning og funktion

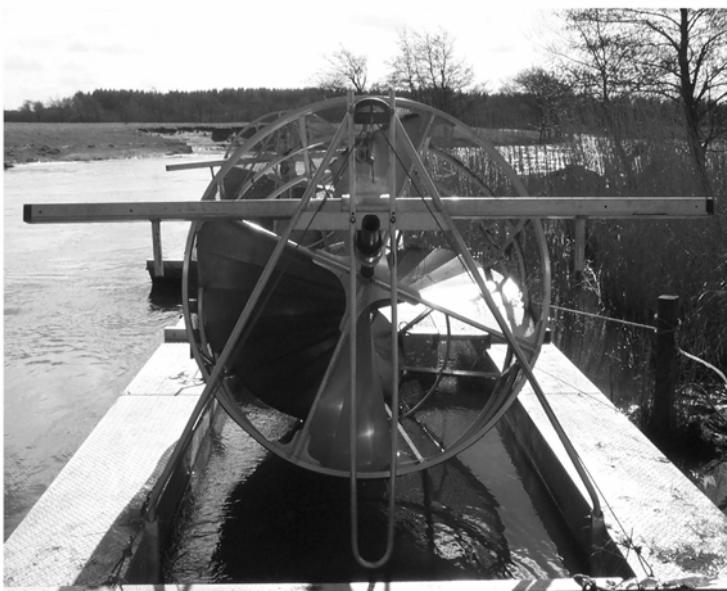
De to RSTer blev spændt sammen (side mod side) til én enhed (se figur 2). Hver RST består af to pontoner (luft-fyldte aluminiumskasser), der sørger for fældens flydeevne. Mellem disse er en tragtformet snegl, som vha. strømmen roterer og derved 'fanger' fisk, der kommer indenfor tragtens åbning. Tragtens måler ca. 180 cm ved åbningen og ca. 30 cm i bunden. Tragtens sider bestående af et trådnet (maskestørrelse 13 mm), tillader vandet at flyde ud, hvilket er nødvendigt for fældens funktion. Fiskene bliver af sneglen skubbet bagud og ender i en fangstkasse placeret ved tragtens snævre ende. Fangstkassen, en 120x120x40 cm trådnetkasse, var indvendigt forsynet med et aftageligt net (maskestørrelse: 6 mm), der gjorde det muligt let at opfange hovedparten af fiskene.

For at øge fældens effektivitet, monteredes fastsiddende garn-rader (højde: 2½ m; længde hhv. 40 og 25 m; maskestørrelse: 12 mm) på hver side. Raderne udgik fra fælden i en vinkel på ca. 20° og dækkede over ca. 2/3 af vandløbets bredde fra overflade til bund. Desuden blev der monteret en kile ca. en meter foran midten af fælden, hvorved vandet (og fiskene), der ellers ville løbe mellem de to snegle, i nogen grad blev ledt ind i fælden.

### Placering

Fælden var placeret ved Borriskrog Bro ca. 23 km fra udløbet; samme sted som ved undersøgelsen i år 2000 (Bak, 2002). Hermed dækkes hovedparten af smoltudtrækket, idet hovedløbet har få tilløb (bl.a. Omme Å og Ganer Å) nedstrøms Borriskrog Bro. Disse forventes dog ikke at bidrage væsentligt til det samlede smoltudtræk fra Skjern Å; som følge af bl.a. dårlige passageforhold ved dambrug.

Fælden blev holdt på en fikseret position vha. metalrør sat fast i bunden og tov bundet til træer på hver side samt den opstrøms beliggende bro. Åbningerne af de to tragte var placeret på 'ryggen' af en kraftig stigning i bunden. Dette øger effektiviteten, idet afstanden fra bunden til sneglen minimeres, hvorved fiskene har mindre mulighed for at passere under. Endvidere giver disse bundforhold en kraftig strøm, der gennem høj omdrejningshastighed af sneglen øger effektiviteten. Den kraftige strøm betyder desuden, at fiskene har sværere ved at undslippe opstrøms eller til siderne, når de opdager fælden.



Figur 2. Smoltfælden ved Borriskrog Bro. *Øverst:* De to sammenspændte fælder med rader set fra Borriskrog Bro. *Midt:* En af fælderne med ophejst snegl; fangstkassen findes bag sneglen. *Nederst:* Fælde set forfra med ophejst snegl.

## Arbejdsgang

Den 21. marts 2002 blev fælden blev sat i vandet og samlet. I løbet af den følgende uge blev der gjort forskellige tiltag til forbedring af fældens effektivitet. Den var således færdigmonteret med kile og rader d. 28. marts. I hele perioden frem til fiskeriets afslutning d. 31. maj fiskede den med samme opstilling.

Fælden samt raderne blev tømt og rensed hver dag gennem hele perioden. Fisk indenfor nettene i fangstkasserne blev opfanget og flyttet til kar, hvorefter nettet blev fjernet og fangstkassen grundigt gennemfisket vha. el-fiskeri (600 W ensrettet vekselstrøm). Rensning af fælden bestod i at fjerne nedstrøms-drivende makrofyter fra sneglens sider samt fangstkassen. Herved sikredes en fortsat maksimal vandgennemstrømning af både snegl og fangstasse, der er essentiel for fældens effektivitet. Raderne blev taget op og ligeledes rensed for makrofyter, hvorefter de blev sat igen. Ved hjælp af en bådshage blev radernes blyline presset ned til bunden, så hele vandsøjlen blev befisket.

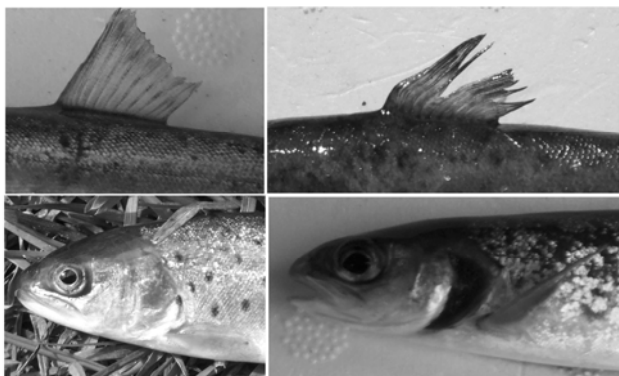
## Problemer

Trådnettet på sneglens sider kunne i perioder med meget drivende grøde, stoppe mere eller mindre til. Dette medførte, foruden nedsat omdrejningshastighed af sneglene, stuvning af vandet foran fælden. Det formodes, at disse to ting kunne nedsætte fældens effektivitet betragteligt. Dette var især problematisk i dagene 22. – 24. april samt 28. april. Endvidere havde en

træstamme stoppet venstre fælde både d. 22. og 23. april, hvorved fiskene kunne undslippe. Det skal nævnes, at vandføringen i forbindelse med grødetilstopningen 22. – 24. april ikke var nævneværdig høj. Den megen grøde medførte desuden et stort vandpres på raderne, hvilket sammen med uhensigtsmæssigt brug af bådshagen resulterede i forholdsvis små huller (op til 1 m). Disse blev løbende repareret for at holde effektiviteten optimal.

### 1.2.3 Fiskene

Siden 1930 er der foretaget mere eller mindre systematiske udsætninger af laks baseret på moderfisk fra Skjern Å (Jørgensen 1993). Ligeledes er der gennem en længere årrække sat ørreder ud; disse har i nogen grad været baseret på deciderede dambrugsstammer. Da disse udsatte fisk ikke længere mærkes ved finneklipping, benyttede vi en skønsmæssig vurdering af ydre morfologiske karakterer til bestemmelse af deres opvækst (vild eller udsat). Fisk med afvigende karakterer såsom 'krølle' på ryg- og/eller brystfinner, helt eller delvist manglende brystfinner, svært beskadigede halefinner og/eller forkortede gællelåg blev vurderet som 'udsatte' fisk (se figur 3).



Figur 3. Eksempler på finner og gællelåg vurderet som hhv. 'vilde' (venstre side) og 'dambrug' (højre side).

Frem til d. 9. april blev der ikke skelnet mellem vilde og dambrug/udsatte fisk, pga. manglende konsensus. I estimeringen af smoltudtrækket er disse fisk fordelt på 'vilde' og 'dambrug' i samme forhold som disse optræder i den resterende del af undersøgelsesperioden. I beregninger, hvor der skelnes mellem 'vilde' og 'dambrug' fremgår det af teksten hvorvidt disse 'ukendte' fisk indgår for sig selv eller slet ikke.

Fiskene blev bedøvet (20-30 fisk ad gangen) i en 0,04% benzokain-opløsning. Herefter blev fiskene målt til nærmeste mm, mærket med blå

panjet (Alcian Blue) på den ene side af haleroden. Fisk fanget i perioden 28. marts – 1. maj blev mærket på venstre side, mens fangster i perioden 2. maj – 15. maj blev mærket på højre side. Denne opdeling muliggør en tidsmæssig opløsning af fældens effektivitet.

I perioden 22. april – 2. maj nødvendiggjorde en kombination af mange fisk og varmt vejr en hurtigere håndtering af fiskene. Derfor blev der i denne periode kun mærket en mindre del af laksene. Mængden af ørreder var gennem hele perioden forholdsvis beskeden, hvorfor alle ørreder fanget til og med 15. maj blev panjettet.

Efter rensning af fælden blev de panjettede fisk udsat ved udløbet af Vorgod å, ca. 1 km opstrøms fælden. Denne strækning vurderes at være tilstrækkelig til at fiskene ville fordele sig som de førstegangsfangede fisk i åen, inden de igen nåede Borriskrog Bro.

Eventuelle genfangster blev registreret med længde og opvækst, hvorefter de blev udsat ca. 500 m nedstrøms fælden.



Fra en del (ca. 400 stk.) af de 'vilde' fisk blev der taget en skælprøve til senere bestemmelse af aldersgrupper.

Alle andre arter blev målt (afrundet ned til nærmeste halve cm), registreret og straks genudsat bag fælden.

Den 11. april blev 528 ørreder (middellængde 15,6 cm; N = 58) og 537 laks (middellængde 13,2; N = 52) fra Albæk Dambrug mærket med rød panjet og udsat ved udløbet af Vorgod å. Formålet var at få et ekstra estimat for fældens effektivitet ud fra antallet af genfangster.

## 1.2.4 Beregninger

Smoltudtrækket beregnes ud fra forholdet mellem mærkede og umærkede fisk i fangsten, vha. den modificerede Petersen-metode, som beskrevet i Ricker (1975):

$$N = \frac{(M + 1)(C + 1)}{(R + 1)}$$

hvor: N = det estimerede smoltudtræk  
M = antal mærkede smolt  
C = antal fangede smolt  
R = antal genfangster

For at opnå det bedst mulige estimat af det samlede smoltudtræk, beregnes et separat estimat for hver af de to perioder i undersøgelsen, således at  $N_{\text{total}} = N_{\text{per. I}} + N_{\text{per. II}}$ . 95 %-konfidensintervaller for  $N_{\text{total}}$  beregnes ud fra variansen af denne.

Fælden effektivitet (P) beregnes som (antal genfangster) / (antal mærkede fisk).

Ved analyser for korrelationer mellem de fysiske faktorer og dagsfangsterne af fisk er anvendt lineær regression (backward elimination;  $P \geq 0,10$  for elimination) med et signifikansniveau på 0,05. De fysiske faktorer, der testes for er: døgnmiddeltemperatur v. Borriskrog Bro, døgnmiddelvandføring v. Gjaldbæk Bro samt dag-til-dag variationer i disse. Der testes for korrelationer med både det daglige absolutte antal fisk samt den enkelte dagsfangst vægtede bidrag til den totale udtrækkende population (vægtet dagsfangst). Sidstnævnte fundet som (antal fisk fanget en given dag) / (antal fisk tilbage i åen dagen før) (Bohlin et al. 1993a). Data er efterfølgende arcsin-transformeret. Metoden korrigerer for det forhold, at fisk fanget først i perioden stammer fra en væsentligt større pulje end de senere fangede. Resultatet bliver et bedre mål for den enkelte fisks bidrag til det samlede udtræk. Metoden medfører dog, at betydningen af de sidst fangede fisk bliver stærkt overvurderet som følge af den faldende pulje af tilbageblivende fisk. For at modvirke denne overrepræsentation er data fra og med 16. maj udeladt (disse data udgør hhv. 5 % og 1 % af det samlede antal ørred og laks).

Statistiske analyser er foretaget i SPSS ver. 10.0 og de anvendte test fremgår af teksten. Forskelle er vurderet på 0,05 signifikansniveau.

### 1.2.5 Fysiske faktorer

Vandets temperatur blev målt hver ½ time vha. en StowAway TidbiT® datalogger placeret ved bunden af åen under Borriskrog Bro, således placeret i skygge.

Vandføringsdata er stillet til rådighed af DMU. Disse er fundet ud fra en kendt sammenhæng mellem vandføring og vandstand samt løbende registreringer af vandstanden.

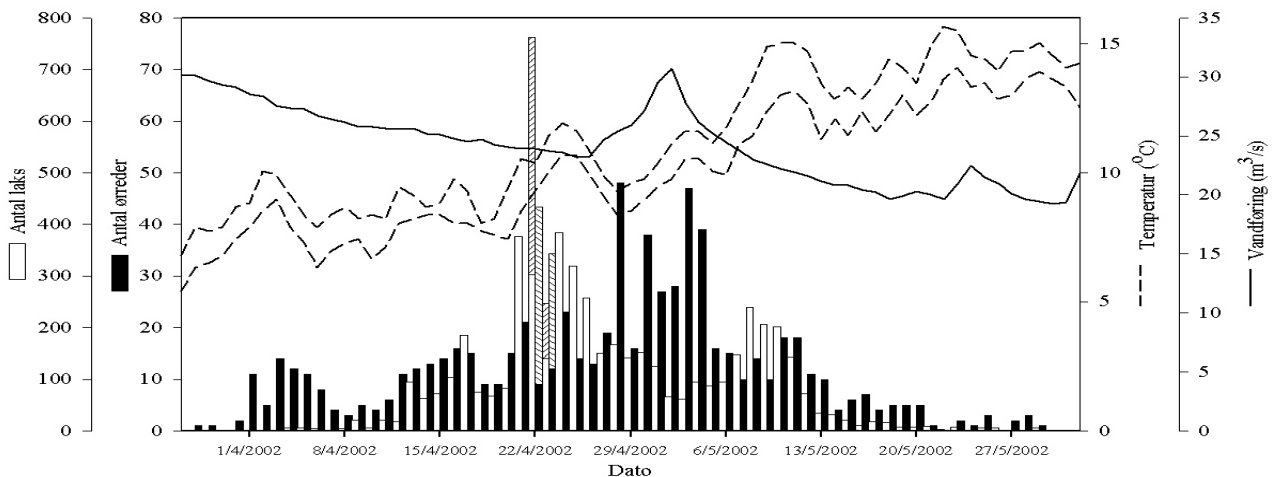
Vandføring samt maksimum- og minimumtemperatur fremgår af figur 4.

### 1.2.6 Nedbør & lufttemperatur

Perioden marts – maj var præget af fhv. tørt og varmt vejr (data fra [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk)). Således lå den samlede månedsnedbør i alle tre måneder 4-10 mm under normalen, mens lufttemperaturen lå et par grader over. Derimod var februar en meget våd (132 mm mod normalt 43 mm i Ringkøbing Amt), men stadig varm måned. Nedbøren i forsøgsperioden lå koncentreret omkring følgende dage: 5. – 10. + 17. marts, 26. april – 2 .maj, samt 22. maj.

## 1.3 Resultater

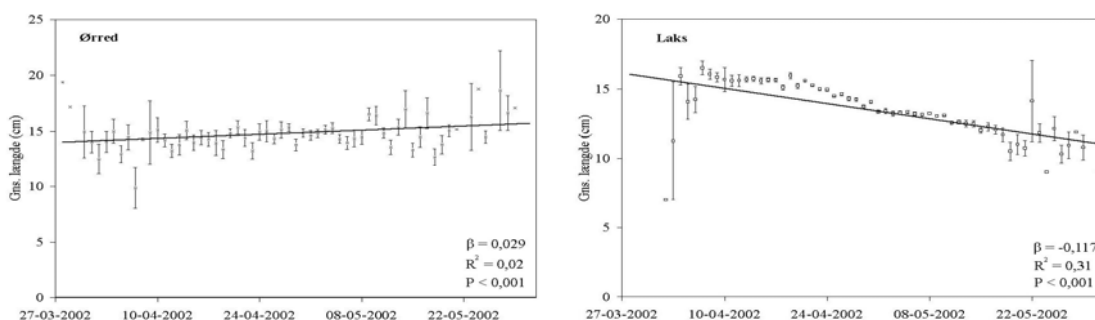
Den samlede fangst af ørred og laks samt temperatur og vandføring fremgår af figur 4. I alt blev der fanget 726 ørreder og 4.951 laks. Disse tal inkluderer ikke genfangster af hverken de mærkede fisk fra fælden (70 ørreder og 631 laks) eller de udsatte rødmærkede dambrugsfisk (82 ørreder og 55 laks). Oversigt over de samlede fangster findes i appendiks.



Figur 4. Samlet fangst af ørred og laks samt maksimum- og minimum-vandtemperaturer (Borriskrog Bro) og vandføring (Gjaldbæk Bro). De skraverede søjler angiver de estimerede antal fisk de to dage hvor venstre del af fælden var stoppet af træstammer. Bemærk forskellige enheder for ørred og laks. Fangster af udsatte rødmærkede fisk samt gengangster er ikke medregnet.

Gennem hele perioden ses en signifikant lineær sammenhæng mellem antallet af laks i højre og venstre side (venstre =  $1,5 * \text{højre}$ ;  $P < 0,001$ ;  $R^2 = 0,89$ ). For ørred ses en lignende sammenhæng (venstre =  $1,2 * \text{højre}$ ;  $P < 0,001$ ;  $R^2 = 0,55$ ). Antallet af fisk i venstre del de to dage, hvor denne var stoppet, er derfor estimeret ud fra antallet i højre. I beregningerne er udeladt data fra d. 22. – 24. april.

Gennemsnitslængden af dagsfangsterne (se figur 5) af ørred er signifikant positivt korreleret med datoen ( $\beta = 0,029$ ;  $R^2 = 0,02$ ;  $P < 0,001$ ). Det omvendte ses hos laksene, idet længderne af disse er negativt korreleret med datoen ( $\beta = -0,117$ ;  $R^2 = 0,31$ ;  $P < 0,001$ ). Data fra 2. og 3. april (de to første dage med fangst af laks) er udeladt fra regressionen hos laksene, idet de adskiller sig væsentligt fra de øvrige data (outliers).



Figur 5. Gennemsnitslængder af ørred og laks  $\pm$  SE i løbet af forsøgsperioden.

### 1.3.1 Ørred

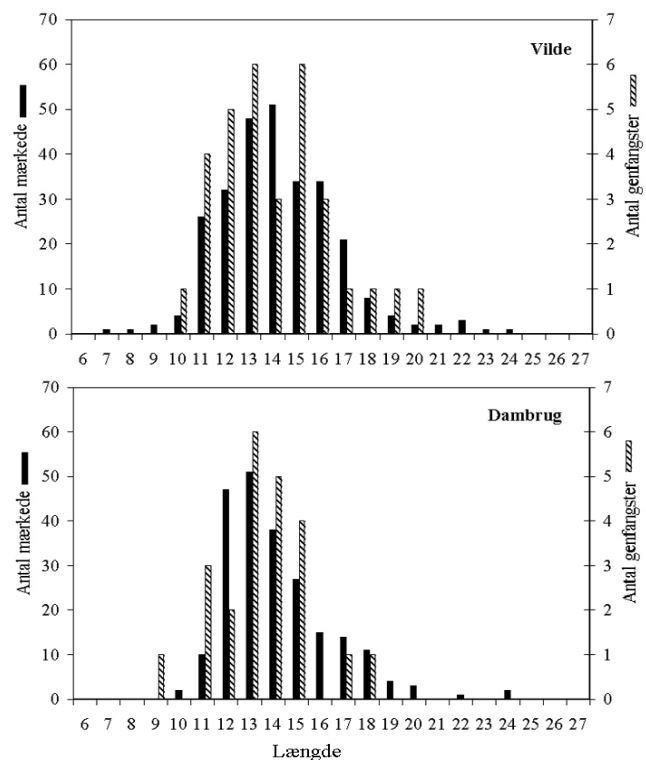
Ørrederne blev fanget i perioden 28. marts – 29. maj (62 døgn). Hovedudtrækket fandt sted d. 31. marts – 20. maj og var koncentreret (80 %) i perioden 9. april – 11. maj (32 døgn). Den gennemsnitlige dagsfangst under hovedudtrækket lå på 14 fisk (min. 2, maks. 48).

I perioden 31. marts – 20. maj ses en signifikant sammenhæng mellem antal ørreder og vandføring (Lineær regression;  $\beta = 1,29$ ;  $R^2 = 0,089$ ;  $P < 0,05$ ). Denne korrelation skyldes dog udelukkende dagene 28. april – 4. maj, hvor dagsfangster langt over gennemsnittet (gns. 33 for denne periode) faldt sammen med en kraftigt øget vandføring.

Vandtemperaturen synes ikke umiddelbart at have nogen indflydelse på dagsfangsterne (Lineær regression;  $P > 0,05$ ) når hele hovedudtrækket betragtes (31. marts – 20. maj). Derimod er dagsfangsterne i perioden 31. marts – 26. april i nogen grad korreleret til døgnmiddeltemperaturen (Lineær regression;  $\beta = 3,2$ ;  $R^2 = 0,47$ ;  $P < 0,001$ ). Denne periode betragtes separat, idet vandføringens eventuelle effekt på udtrækket sandsynligvis er negligerbar pga. dens jævnt faldende udvikling med forholdsvis små dag-til-dag variationer. Variationer i den vægtede dagsfangst i perioden 31. marts – 15. maj kan derimod i høj grad forklares af temperaturen (Lineær regression;  $\beta = 3,00$ ;  $R^2 = 0,67$ ;  $P < 0,001$ ), mens vandføringen tilsyneladende er uden betydning.

Den første ørred blev fanget ved en døgnmiddelvandtemperatur på  $7,2^\circ\text{C}$ , mens hovedudtrækket begyndte ved  $8,0^\circ\text{C}$ .

Længdefordelingen af ørrederne fremgår af figur 6. Der ses ingen forskelle på længderne af mærkede og genfangede ørreder, når de to mærkningsperioder betragtes separat. Dog ses en tendens til, at de mærkede fisk er større end genfangsterne (tabel 1).



Figur 6. Længdefordeling af mærkede og genfangne ørreder vurderet som 'vilde' og 'dambrug'.

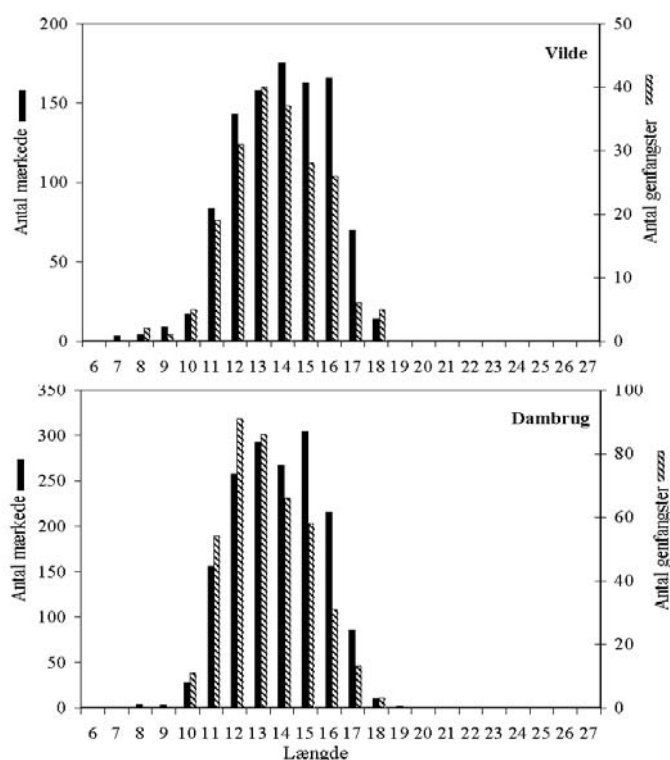
### 1.3.2 Laks

Laksene blev fanget i perioden 2. april – 31. maj (59 døgn). Hovedudtrækket fandt sted d. 4. april – 21. maj, mens hovedparten (80 %) blev fanget i perioden 17. april – 10. maj (23 døgn). Den gennemsnitlige dagsfangst under hovedudtrækket lå på 114 fisk (min. 2; maks. 762).

Der ses en markant top i perioden 21. april – 26. april, hvor døgn gennemsnittet lå på 391. Desuden ses en mindre markant top i dagene 7. – 11. maj (gns. 189 pr. døgn).

De regelmæssige fangster af laks begyndte omkring d. 4. april ved en døgnmiddelvandtemperatur på ca. 9° C. Den forudgående periode var præget af generelt stigende vandtemperaturer og jævnt faldende vandføring. Denne tendens fortsatte frem til 26. april, hvor en regnvejrshændelse medførte en kraftig stigning i vandføringen. Variationen i dagsfangster i denne periode (4. – 26. april) kan til dels forklares af vandtemperaturen (Lineær regression;  $\beta = 114$ ;  $R^2 = 0,54$ ;  $P < 0,001$ ), mens der ikke ses nogen sammenhæng når hovedudtrækket betragtes. Vandføringen havde tilsyneladende ingen effekt på udtrækket af laks. Som hos ørrederne er variationer i den vægtede dagsfangst, i modsætning til den absolutte, stærkt korreleret med temperaturen under hovedudtrækket (4. april – 15. maj betragtes) (Lineær regression;  $\beta = 4,67$ ;  $R^2 = 0,87$ ;  $P < 0,001$ ).

Længdefordelingen af laksene fremgår af figur 7. Med undtagelse af de vilde laks i sidste periode er gennemsnitslængden af de mærkede fisk større end genfangsterne; dette er dog ikke signifikant (se tabel 1).



Figur 7. Længdefordeling af mærkede og genfangne laks vurderet som 'vilde' og 'dambrug'.

Tabel 1. Gennemsnitslængder (cm)  $\pm$  SD af mærkede fisk og genfangster af disse. Antal fisk er angivet i parentes. I alt blev der mærket 558 ørreder og 2.785 laks (heraf 58 ørreder og 152 laks, hvis opvækst ikke blev vurderet). Af disse blev der genfanget 70 ørreder og 632 laks (heraf 15 ørreder og 18 laks, hvis opvækst ikke blev vurderet). De 'ukendte' fisk er ikke medtaget i oversigten.

	28. marts – 1. maj		t-test P	2. maj – 31. maj		t-test P
	Mærkede	Genfangst		Mærkede	Genfangst	
Ørred, vild	14,31 $\pm$ 2,55 (158)	14,29 $\pm$ 2,30 (26)	0,969	14,98 $\pm$ 2,34 (117)	14,80 $\pm$ 2,70 (6)	0,852
Ørred, dam	14,28 $\pm$ 2,06 (125)	13,74 $\pm$ 1,76 (17)	0,310	14,78 $\pm$ 2,61 (100)	14,10 $\pm$ 2,53 (6)	0,538
Laks, vild	15,14 $\pm$ 1,77 (648)	15,03 $\pm$ 2,04 (101)	0,566	12,89 $\pm$ 1,36 (358)	13,03 $\pm$ 1,24 (99)	0,334
Laks, dam	15,69 $\pm$ 1,22 (703)	15,51 $\pm$ 1,28 (120)	0,134	13,08 $\pm$ 1,28 (924)	12,97 $\pm$ 1,21 (293)	0,171

### 1.3.3 Størrelsen af smoltudtrækket

Det estimerede smoltudtræk, beregnet på basis af fældefangsterne, fremgår af tabel 2. Det totale udtræk af ørred- og laksesmolt er estimeret til hhv. 7.072 stk. og 26.199 stk.

Tabel 2. Det estimerede smoltudtræk af ørred og laks. 'Ukendte' fisk er fordelt på 'vilde' og 'dambrug' i forhold til antallet af disse.

	Periode	Fanget C	Mærket M	Genfanget R	Pop. str. N	Varians	Total	95 % konf. int.	Fælde-effek. P
Ørred, vild	28/3 – 1/5	260	190	35	1385	45918			0,18
Ørred, vild	2/5 – 31/5	161	117	6	2731	1019334			0,05
Ørred, vild	28/3 – 31/5						4116	2093 – 6139	
Ørred, dam	28/3 – 1/5	181	151	23	1153	48060			0,15
Ørred, dam	2/5 – 31/5	124	100	6	1804	438673			0,06
Ørred, dam	28/3 – 31/5						2956	1589 – 4324	
<b>Ørred, total</b>	<b>28/3 – 31/5</b>						<b>7072</b>	<b>4630 – 9514</b>	<b>0,13</b>
Laks, vild	28/3 – 1/5	1598	721	109	10495	932480			0,15
Laks, vild	2/5 – 31/5	429	358	99	1544	18288			0,28
Laks, vild	28/3 – 31/5						12039	10128 – 13950	
Laks, dam	28/3 – 1/5	1749	782	130	10460	772671			0,17
Laks, dam	2/5 – 31/5	1175	924	293	3700	34923			0,32
Laks, dam	28/3 – 31/5						14160	12399 – 15921	
<b>Laks, total</b>	<b>28/3 – 31/5</b>						<b>26199</b>	<b>23600 – 28798</b>	<b>0,23</b>

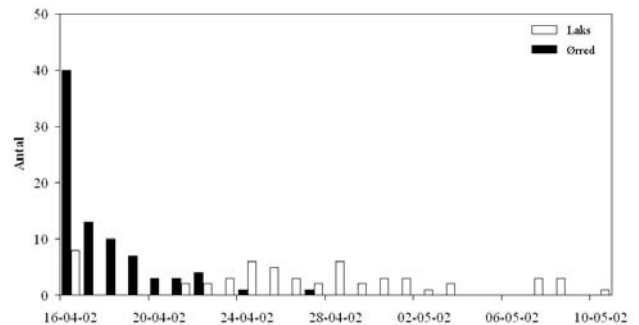
I den første periode var fældens effektivitet stort set ens for ørred og laks. I forhold til dette faldt effektiviteten til ca. det halve for ørred, mens den steg til ca. det dobbelte for laks i sidste periode. Der ses ikke umiddelbart nogen forskel på effektiviteten overfor 'vilde' i forhold til 'dambrugs' fisk.

### 1.3.4 Udsatte rødmærkede fisk

Af de 528 ørreder og 537 laks, der blev mærket med rød panjet og udsat ved Vorgod Å's udløb 11. april, blev i alt 82 ørreder og 55 laks fanget i fælden. De daglige fangster fremgår af figur 8.

Fangsten af ørred startede og toppede d. 16. april og faldt herefter jævnt. Den sidste rødmærkede ørred blev fanget 27. april. Fangsten af laks startede ligeledes 16. april og var jævnt fordelt frem til 10. maj, uden egentlig top. De fangede laks var signifikant større end de udsatte (tabel 3), mens der hos ørrederne ses en ikke-signifikant tendens til det modsatte (tabel 3).

På basis af tallene fås en fældeeffektivitet på 16 % for ørred og 10 % for laks (tabel 4). For ørredernes vedkommende bekræfter dette effektiviteten fundet ud fra udtrækket af 'vilde' og 'udsatte' (tabel 4). Hos laksene ligger effektiviteten fundet ud fra de 'udsatte rødmærkede' derimod signifikant under hvad der ses ved de 'vilde' og 'udsatte' (tabel 4).



Figur 8. Fangst af udsatte rødmærkede laks og ørred.

Tabel 3. Middellængder (cm)  $\pm$  SD af udsatte og fangede rødmærkede laks og ørred. Tal i parentes angiver antal målte fisk.

	Udsatte		Fangede		t-test
Ørred	15,59 $\pm$ 1,61	(58)	15,05 $\pm$ 1,59	(82)	P = 0,054
Laks	13,24 $\pm$ 1,26	(52)	13,73 $\pm$ 0,95	(55)	P = 0,024

Tabel 4. Sammenligning af fældens effektivitet fundet ud fra fangsterne af de 'udsatte rødmærkede' fisk samt udtrækket af 'vilde' og 'udsatte' fisk.

	Ørred			Laks		
	'vilde' og 'udsatte'	Rødmærkede	$\chi^2$	'vilde' og 'udsatte'	Rødmærkede	$\chi^2$
Mærket	558	528		2785	537	
Genfangst	70	82		631	55	
Effektivitet	0.13	0.16	P > 0,10	0.23	0.10	P < 0,001

---

## 1.4 Diskussion

### 1.4.1 Metode

#### Fælden

Effektiviteten af den anvendte fælde er afhængig af flere faktorer. Blandt de vigtigste er vandføringen. Stigende vandføring formodes at sænke effektiviteten, idet en mindre del af åens tværsnitsareal bliver filtreret. Desuden medfører en stigende vandføring ofte, at store mængder grøde løsriver og driver nedstrøms. Når dette fanges i fælden vil det forårsage vandstuvning foran fælden og derved nedsætte effektiviteten. I denne undersøgelse medførte perioden med øget vandføring dog ikke væsentligt mere grøde i fælden. Endelig medfører en øget vandstand, at fælden hæves i forhold til bunden, hvorved fiskene i større grad kan svømme under. Bakshtanskiy et al. (1980) observerede at migrerende stimedannende laksesmolt, hovedsageligt opholder sig ved overfladen, mens enlige fisk og løse grupper opholder sig ved bunden. Hvor udbredt stimedannelse under nedstrøms migration er i Skjern Å vides ikke. I tilfælde hvor stigende vandføring ikke medfører øget transport af grøde kan fældens effektivitet formodes at øges, idet en større strømhastighed vil bevirke, at fiskene i mindre grad kan undvige fælden. Det har i denne undersøgelse ikke været muligt at kvantificere disse modsatrettede effekter af øget vandføring.

Der kunne ikke konstateres signifikante forskelle på længderne af de mærkede fisk og af genfangsterne, hvorfor det formodes, at fælden ikke har været størrelses-selektiv indenfor det observerede størrelsesinterval.

Størrelsesfordelingerne er desuden sammenlignelige med resultaterne fra en undersøgelse af smoltudtrækket fra en række Vestjyske åer (DFU-rapport nr. 40-97). Endelig viser bifangsterne, at fælden var i stand til at tilbageholde fisk ned til 3 cm (3-pigget hundestejle) samt regnbueørreder op til 65 cm.

#### Udregninger

For korrekt estimering af smoltudtrækket vha. den modificerede Petersen-metode (mærkning-genfangst) stilles en række forudsætninger. Fangbarheden af individerne indenfor hver art skal være ens. F.eks. skal fangbarheden af førstegangsfangster og genfangster skal være ens. Hvis mærkede fisk lærer at undgå fælden (eller aktivt opsøger den) vil dette kriterium ikke være opfyldt. En størrelsesselektiv fælde vil ligeledes medføre uens fangbarhed.

Dødeligheden i forbindelse med mærkning og genudsætning samt i perioden indtil en eventuel genfangst skal være negligerbar. Hvis dette ikke opfyldes og der er en overdødelighed af mærkede fisk, vil smoltudtrækket sandsynligvis blive overestimeret. Mærkning af ørred og laks med Alcian Blue er en udbredt metode og anses generelt for ikke at forårsage overdødelighed. Dette bekræftes af Thedinga et al. (1994), der rapporterer 100 % overlevelse af mærkede coho-lakse-parr efter 6 uger. Endelig kræves det, at de mærkede fisk blander sig tilfældigt med de tilstedeværende inden de igen når fælden. Hvis dette ikke sker, vil kravet om ens fangbarhed ikke være opfyldt.



Undersøgelser har vist, at øget ophold i ferskvand kan forårsage desmoltifikation hos *Salmo* sp. (Hoar, 1976). Hvis dette indtræffer inden en eventuel genfangst vil dette individ være at betragte som 'død' i forbindelse med genfangstestimatet. Ligeledes vil en opstrøms genudsætning alt andet lige medføre øget prædationsrisiko for de mærkede smolt. Ved flere lejligheder blev der observeret fouragerende skarv på strækningen mellem genudsætningsstedet og fælden.

Hvis fiskene 'taber' mærkerne eller nogle mærker bliver overset ved kontrol for genfangster vil det medføre et overestimat af udtrækket. Cane (1981) fandt, at Alcian Blue-mærker på regnbueørred var genkendelige efter et år. Antallet af oversete mærker er sandsynligvis minimalt, idet hver enkelt fisk blev grundigt undersøgt.

Det forudsættes desuden, at fældens effektivitet er konstant gennem længere tid. Da denne som nævnt er afhængig af især vandføringen, delte vi mærkningen op i to adskilte perioder i forsøg på at opnå et mere præcist estimat. Fældens effektivitet var forskellig mellem de to perioder sandsynligvis primært pga. forskellige vandføringsforhold mellem perioderne. En højere tidsmæssig opløsning er hensigtsmæssig, men samtidig temmelig ressourcekrævende, da flere mærkningssystemer er nødvendige for at kunne skelne fiskene fra forskellige mærkninger og genudsætninger.

Endelig forudsætter metoden, at rekrutteringen af nye individer er minimal under forsøgsperioden. Dette er selvsagt opfyldt, idet populationen af potentielt migrerende smolt et givent år er veldefineret som følge af smoltifikationsprocessens tidsmæssige synkronisering.

Forudsætningerne for mærkning-genfangstmetoden antages alle at være opfyldte i tilstrækkelig grad til at give pålidelige bestandsestimater. Herunder antages det, at fældens effektivitet i de to adskilte perioder har været nogenlunde konstant.

## Bedømmelse af 'vilde' og 'dambrug'

Fiskenes opvækstbaggrund blev vurderet ud fra ydre morfologiske karakterer, idet fisk med afvigende finner og/eller forkortede gællelåg blev vurderet som 'udsatte'. Denne metode indebærer en vis usikkerhed; ikke mindst fordi der er tale om et subjektivt skøn af den enkelte fisk. Af samme grund er det ikke sikkert, at bedømmelsen er konsekvent ved en evt. genfangst. Derudover fandt Lund et al. (1989), at bølgede finnestråler i ryg- og bugfinne også forekommer hos vilde laksesmolt (hhv. 0,9 - 17 % og 0,2 - 8 %). Derimod blev forkortede gællelåg ikke påvist hos vildfisk. Ved elfiskeri i Karstoft Å, hvor der ikke udsættes laks, fandt vi ingen tilfælde af afvigende karakterer (N = 69).

Forkortede gællelåg skyldes antageligt fysiske faktorer i dambrugs-miljøet (Lund et al. 1989), mens defekte finner primært opstår ved sultinduceret aggressivitet som følge af underfodring (Storebakken & Austreng, 1987).

Ud fra genfangster af udsatte laksesmolt fandt Lund et al. (1989) desuden en vis regenerering af defekte ryg- og brystfinner, mens Coombs et al. (1990) fandt betydelig regenerering af bugfinner. Lund et al. (1989) kunne derimod ikke konstatere regenerering af forkortede gællelåg.

De to foregående år blev der udsat ½-års (2000: 81.250 stk.; 2001: 68.750 stk.) og 1-års (2001: 41.500 stk.) laks i Skjern Å systemet; af ørreder blev der ligeledes udsat yngel (yngel: 1999: 0 stk.; 2000: 47.300 stk.; 2001: 46.200 stk.; ½-års: 2000: 24.600 stk.; 2001: 24.600stk.; 1-års: 2000: 29.350 stk.; 2001: 28.000 stk.). De udsatte fisk, der trak ud som smolt i år 2002 formodes at tilhøre grupperne af ½-års fisk fra år 2000 og 1-års fisk fra år 2001, hvilket til dels bekræftes af skælprøverne fra de 'vilde' fisk. Jævnfør ovenstående er det sandsynligt, at en del af de udsatte fisk, efter 1-2 år i åen, har regenereret evt. beskadigede finner i en sådan grad, at det ikke blev opdaget ved registrering af fangsterne. Dertil kommer, at de udsatte fisk ikke nødvendigvis besidder disse afvigende karakterer, idet deres udtryksgrad og -rate er afhængige af forholdene ved det enkelte dambrug.

Konsekvenserne af dette er sandsynligvis et overestimat af antallet af vilde smolt, samt et tilsvarende underestimat af antallet af udsatte smolt.

### Udsatte rødmærkede fisk

De rødmærkede fisk, der blev udsat d. 11. april, skulle, sammen med lignende efterfølgende udsætninger, give et ekstra mål for fældens effektivitet. De efterfølgende udsætninger blev dog opgivet pga. det forholdsvis store arbejde forbundet med mærkning og udsætning af disse.

## 1.4.2 Udtræksmønster

I forbindelse med nedenstående diskussion skal det pointeres, at smoltudtrækket fra Skjern å 'altid' forekommer i løbet af foråret. Effekterne af temperatur og vandføring under og i perioden inden udtrækket er i den sammenhæng uden betydning, idet fiskene (der i løbet af vinteren er blevet disponeret til migration) under alle omstændigheder vil migrere i denne periode (se tidligere afsnit for diskussion af smoltifikation). Ekstreme temperaturer og/eller vandføringer kan forventeligt fremskynde eller udskyde udtrækket ca. 10 dage. Det interessante er derimod, hvordan faktorerne influerer på den daglige variation i løbet af udtrækket. I den forbindelse findes mange ligheder mellem ørreder og laks (Leonko & Chernitskiy 1986), hvorfor ikke alle forhold er diskuteret i samme grad under hver art. Diskussionen er derfor gældende for begge arter, hvor det ikke tydeligt fremgår, at en detalje er artsspecifik.

### Ørred

Udtrækket af ørred i år 2002 blev tilsyneladende initieret af den stigende vandtemperatur. Det samme var tilfældet ved undersøgelserne i 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002), om end der ved sidstnævnte blev registreret en begrænset tidlig udvandring af ørreder sammenfaldende med en stigning i vandføring. I alle tre undersøgelser begyndte et regelmæssigt udtræk af ørred når vandtemperaturen oversteg ca. 8° C. Andre undersøgelser har fundet, at stigninger i såvel vandtemperatur som vandføring har en indvirkning på udtrækket (Jonsson 1991; Bohlin et al. 1993a; Hembre et al. 2001). Effekten af stigende vandføring ses ligeledes i denne undersøgelse, idet den eneste egentlige stigning i vandføring medførte en markant top i antallet af fangede ørreder. Den signifikante sammenhæng mellem dagsfangsterne og vandføringen skyldes udelukkende dette sammenfald og forklarer derfor ikke den daglige variation. Ved de foregående undersøgelser i Skjern Å blev der ikke fundet nogen umiddelbar effekt af vandføringen. Det skyldes formentlig, at ingen af disse indeholdt en kraftig stigning i vandføring inden hovedudtrækket forekom. Den indbyrdes betydning af vandtemperatur og vandføring på initieringen af udtrækket diskuteres yderligere i afsnittet om laksenes udtræksmønster.

I perioden 31. marts – 26. april kunne den daglige variation i dagsfangster i nogen grad forklares af vandtemperaturen ( $R^2 = 0,47$ ). Samme tendens ses i undersøgelserne fra 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002). Disse undersøgelser angiver dog ikke hvorvidt sammenhængen er statistisk signifikant. Denne sammenhæng bekræftes yderligere af den tætte korrelation ( $R^2 = 0,67$ ) mellem vandtemperaturen og vægtede dagsfangster i perioden 31. marts – 15. maj. Hembre et al. (2001) fandt tilsvarende en positiv korrelation mellem vandtemperatur og udtrækket, men også en positiv effekt af vandføringen.

Normalt ses en negativ korrelation mellem migrationstidspunkt og størrelse på de migrerende ørreder, hvor de største fisk migrerer først (Bohlin et al. 1993b; Bohlin et al. 1996; Nielsen 1996). At det modsatte umiddelbart ses i denne undersøgelse kan sandsynligvis tilskrives tilfældigheder. Den forholdsvis begrænsede samlede fangst af ørreder ( $N = 726$ ) samt den ringe (men signifikante) positive korrelation ( $\beta = 0,029$ ;  $R^2 = 0,02$ ) danner ikke grundlag for en sikker konklusion, der modstrider det normalt observerede.

## Laks

Udtrækket af laks fra Skjern Å i foråret 2002 synes at være startet af den stigende temperatur. Dette var også tilfældet i 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002) og støttes tillige af Fried et al. (1978); McCleave (1978) og Antonsson & Gudjonsson (2002). Ved sidstnævnte undersøgelser fandt man, at en vandtemperatur over en vis tærskel starter smoltudtrækket. Jonsson & Ruud-Hansen (1985) fandt imidlertid, at det netop ikke er en bestemt tærskel, men derimod en kombination af temperaturstigninger og det generelle temperaturniveau i løbet af foråret, der var afgørende. I modsætning til dette fandt Youngston et al. (1983) og Hesthagen & Garnås (1986), at stigninger i vandføringen var den væsentligste faktor til initiering af udtrækket, hvilket dog modsiges af Riley et al. (2002). Hvorvidt vandføringen kan have en sådan betydning i Skjern Å kan ikke umiddelbart konkluderes ud fra de tre undersøgelser, idet ingen af disse omfattede hændelser med en stor stigning i vandføring inden hovedudtrækket af laks forekom. Desuden er variationen i vandføringen (i forhold til vandtemperaturen) under alle tre undersøgelser meget begrænset, hvilket ikke giver samme potentiale for indflydelse.

Jonsson (1991) og Greenstreet (1992) foreslår en hierarkisk betydning af de fysiske faktorer i forbindelse med initieringen af smoltudtrækket, hvor øget vandføring (eller forhold i forbindelse med dette som øget turbiditet) kan overskygge betydningen af stigende vandtemperatur. Udtrækket af ørredsmolt synes at bekræfte denne teori, mens der som nævnt ikke kan konkluderes noget mht. laksene. Efterfølgende undersøgelser i Skjern Å, der præges af en tidlig flom kan evt. kaste yderligere lys over dette.

Den daglige variation i fangsterne kunne i perioden 5. – 26. april til dels forklares af vandtemperaturen ( $R^2 = 0,54$ ). Derudover var variationen i den vægtede dagsfangst i perioden 4. april – 15. maj i høj grad korreleret med vandtemperaturen ( $R^2 = 0,87$ ). Den samme tendens ses i de foregående undersøgelser og støttes desuden af White (1939) og Solomon (1978), men modstrides af Fried et al. (1978) og Riley et al. (2002). I alle tre Skjern Å undersøgelser var vandføringen, i perioden frem til fangsterne toppede, jævnt faldende med relativt små dag-til-dag variationer og formodes derfor ikke at have påvirket udtrækket nævneværdigt. Det er tvivlsomt, om vandtemperaturen vil have samme effekt på den daglige variation, hvis perioden havde indeholdt en stigning i vandføring, jvf. Jonsson (1991) og Greenstreet (1992).

Som det fremgår, er mekanismerne, hvorved de eksterne faktorer stimulerer fiskene til nedstrøms migration endnu ikke forklaret fyldestgørende. Billedet kompliceres yderligere af, at fiskenes fysiologiske udvikling i forbindelse med smoltifikationen, og dermed de fysiske og biologiske forhold under deres opvækst, har betydning for responset på de eksterne stimuli (Whalen et al. 1999; Aarestrup et al. 2000).

Det er dog generelt accepteret, at migrationen hovedsageligt foregår om natten (Hoar 1976; Thorpe & Morgan 1978; Thorpe et al. 1981; Hansen & Jonsson 1985; Thorpe et al. 1988; Moore et al. 1985; Koed 1995; Aarestrup et al. 2002; Bak 2002). Mod slutningen af smoltudtrækket ses dog en stigende tendens til migration i døgnets lyse timer (Lundqvist & Eriksson 1985; Moore et al. 1995). Ifølge Riley et al. (2002) starter hovedparten af fiskene migrationen 1 – 2 timer efter mørkets frembrud. Riley et al. (2002) viste desuden, at fiskene forlader deres etablerede territorier enkeltvis, hvorfor den ofte observerede stimedannelse (Fångstam et al. 1993; McCormick et al. 1998) må foregå længere nedstrøms. Dette bekræftes af Bakshtanskiy et al. (1980) og Bakshtanskiy et al. (1988).

Nærværende undersøgelse af smoltudtrækket muliggør (pga. relativ lav tidsmæssig opløsning) ikke en vurdering af hvorvidt migrationen foregik om natten eller dagen. Under den manuelle pejling af de radiomærkede fisk blev der dog udelukkende registreret natlig migration.

Udtræksmønsteret ligner i store træk, hvad der blev observeret i år 2000 (Bak 2002), hvor der sås to adskilte toppe, begge sammenfaldne med kraftige vandtemperaturstigninger. Perioden mellem de to toppe var i både 2000 (Bak 2002) og 2002 præget af en kraftigt øget vandføring. I modsætning hertil sås kun en top i undersøgelsen fra 1994 (Koed 1995), hvor vandføringen var svagt faldende gennem hele forsøgsperioden.

De to toppe, der sås i 2000 (Bak 2002) og 2002 kan muligvis forklares af de eksterne stimuli, der initierer migrationen. Det er muligt, at den første top blev udløst idet vandtemperaturen overskred en hvis tærskel, mens fiskene, der udgjorde den sidste top reagerede på effekterne af den kraftige stigning i vandføring. Dette kan desuden forklare, at der kun sås en top i 1994 (Koed 1995).

Forskelle i afstanden fra fiskenes opvækstområde til Borriskrog Bro kan ligeledes forklare de to toppe. Denne hypotetiske forklaring forudsætter dog, at fiskene blev stimuleret til migration på ca. samme tidspunkt, hvilket langt fra er sikkert. Derudover er afstandene i Skjern Å-systemet næppe af en sådan grad, der kan medføre en sådan forsinkelse.

Det synes mere sandsynligt, at de to toppe afspejler en tidsmæssig forskydning af fiskenes respons på de eksterne initierende stimuli. Smoltifikationsprocessens initiering og udvikling afhænger af bl.a. fotoperiode, vandtemperatur og fourageringsmuligheder under fiskenes opvækst som tidligere beskrevet. Især de to sidstnævnte kan variere mellem de enkelte dele af å-systemet, hvorved denne tidsmæssige forskydning kan opstå. De to toppe kan således udgøres af fisk fra separate dele af å-systemet som følge af forskelle i de nævnte forhold under opvæksten.

Gennem forsøgsperioden faldt den daglige gennemsnitslængde af laksesmoltene. Dette mønster ses ofte hos både ørred- og laksesmolt (Jonsson et al. 1990). Det afspejler muligvis, at de større fisk i højere grad er fysiologisk parate til migrationen og dermed mere modtagelige overfor de eksterne stimuli. De mindre fisk er enten endnu ikke, eller i mindre grad modtagelige. Derfor begynder de først udtrækket når de enten bliver modtagelige eller når intensiteten af de eksterne stimuli øges.

### 1.4.3 Udtræksestimat

#### Ørred

Udtrækket af ørredsmolt blev estimeret til 7.358 stk.; heraf 4.116 stk. 'vilde' og 2.956 stk. 'udsatte'.

De kompensatoriske udsætninger af ørreder, der formodes at have bidraget til dette udtræk bestod af 47.300 yngel (år 2000), 24.600 ½-års (år 2000) samt 28.000 1-års (2001). Viden angående overlevelsen af disse udsatte fisk er meget begrænset. Ved udarbejdelse af udsætningsplaner for ørred antages overlevelserne at være hhv. 2,5 %, 10 % og 25 % for yngel, ½- og 1-års (Birgit Therkildsen, DFU, pers. kom.). Gyldigheden af disse tal er dog diskutabel og udviser sandsynligvis betragtelig geografisk og årsvariation. Overlevelsen af de udsatte fisk er, udover forhold som inter- og intraspecifik konkurrence, også afhængig af de producerede fisks 'kvalitet'. Hvis tallene, trods alt, benyttes, forventes et udtræk af 10.643 stk. 'udsatte' ørredsmolt; altså langt over det observerede. En del af forklaringen kan findes i bedømmelsen af fiskenes opvækst, idet et underestimat af de 'udsatte' fisks andel er sandsynlig, jvf. tidligere afsnit. Dette kan dog ikke til fulde forklare det meget lave estimat.

I forhold til undersøgelserne fra 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002) er antallet af 'vilde' smolt steget med faktor 1,6-1,8. Hvorvidt dette afspejler en øget smoltproduktion, fejlagtige bedømmelser af fiskenes opvækst, statistiske usikkerheder, eller andet vides ikke. Rekrutteringsgrundlaget for produktionen af vilde smolt kendes ikke, idet der ikke findes pålidelige estimater af ørredopgangen i år 1999 og 2000 (Bisgaard 2000). Baseret på skælprøverne fra de vilde ørreder stammede hovedparten af smoltene fra disse to årgange.

Samlet ses en negativ tendens i antallet af udtrækkende ørreder i forhold til de tidligere undersøgelser [ca. 11.000 og ca. 8.500 i hhv. 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002)]. Dette er bemærkelsesværdigt, idet der i slutningen af 1990'erne blev gennemført adskillige habitatforbedrende tiltag i især de øvre dele af Skjern Å-systemet (DFU-rapport nr. 66-99). Disse inkluderer bl.a. forbedring af vandkvaliteten i form af okkerrensningfaciliteter i Vorgod Å og Holtum Å. Der er etableret væsentligt forbedrede passageforhold ved opstemninger i bl.a. Holtum Å, Karstoft Å og Omme Å, mens i alt fem dambrug er nedlagt i Brande Å. Derudover er der foretaget gennemgravning af tilsandende gydebanks i Skjern Å og Vorgod Å samt udlagt i alt 14 nye gydebanks i bl.a. Holtum Å og Karstoft Å. Det er forventeligt, at disse tiltag vil medføre en øget smoltproduktion hos især ørred, idet de i høj grad benytter de øverste dele af å-systemet til gydning og opvækst. Hvorvidt tiltagenes forventede effekter er udeblevet eller den lave smoltproduktion skyldes naturlige fluktuationer, vides ikke.

## Laks

Det estimerede udtræk af laks i år 2002 var på 26.210 stk. Heraf blev 12.039 vurderet som 'vilde' og 14.160 som 'udsatte'. Sidstnævnte antages hovedsageligt at stamme fra udsætningerne af 81.250 stk. ½-års i 2000 samt 41.500 stk. 1-års i 2001 (DCV 2000). Det skal nævnes, at et evt. bidrag fra den nederste del af Skjern Å inkl. tilløb (bl.a. Omme Å og Ganer Å) naturligvis ikke er registreret som følge af fældens placering.

Viden angående overlevelsen af disse udsatte fisk er om muligt mere begrænset end for ørredernes vedkommende. Hvis tallene for udsatte ørreders forventede overlevelse overføres til laks, bliver det forventede smoltudbytte af udsætningerne 18.500 stk., hvilket stemmer overens med det observerede. Dette kan dog bero på tilfældigheder. Tallene bekræftes dog af Orciari et al. (1994), der fandt yngel – smolt overlevelsesserater på 2,6 – 3,2 % ved forsøg på reintroduktion af Atlantisk laks i et Nordamerikansk å-system.

Udsætningerne, der formodentlig bidrog til det samlede udtræk på 5.774 stk. i år 2000 (Bak 2002), bestod af 68.000 stk. yngel (1998) samt 46.500 stk. 1-årslaks (1999). Hvis de førnævnte overlevelsesserater benyttes fås et forventet udtræk på 13.325 stk., hvilket illustrerer usikkerheden, der er forbundet med disse overlevelsesserater. I alle tilfælde generede disse udsætninger et væsentligt mindre smoltudtræk i forhold til det forventede, end det observerede i år 2002.

Udsætningerne, der bidrog til udtrækket i år 2000, bestod altså af yngel og 1-års fisk, mens udtrækket i år 2002 hovedsageligt udgjordes af fisk udsat som ½-års og 1-års fisk. Denne ændrede praksis kan være af afgørende betydning for overlevelsen og dermed smoltudtrækkets størrelse. Den store forskel i smoltudbyttet kan desuden skyldes naturlig år til år variation i overlevelsen af de udsatte fisk.

Produktionen af vilde smolt var ligeledes stor i år 2002 i forhold til de tidligere undersøgelser (Koed 1995; Bak 2002). I årene 1996 og 1997 blev antallet af opgangsfisk estimeret til ca. 200 stk. pr. år mod ca. 500 og 1.200 stk. i årene 1998 og 1999 (Bisgaard 2000), hvilket antalsmæssigt betyder en potentiel firdobling af smoltproduktionen. Skælprøverne viste, at den overvejende del af smoltene i år 2002 stammede fra gydeårgangene 1998 og 1999. Denne stigning i opgangen af gydemodne laks er formentlig bl.a. et resultat af de restriktioner i fiskeriet i Ringkjøbing Fjord, der blev indført i 1996. Det synes klart, at den øgede mængde opgangsfisk samt de tidligere nævnte forbedringer af bl.a. passageforhold, der ifølge Bak (2002) ikke var slået igennem i år 2000, vil medføre en større fremtidig produktion af vilde smolt.

Vandløbsforbedringerne spiller sandsynligvis også en rolle i forbindelse med den forholdsvis store overlevelse af de udsatte fisk. Her kan faktorer som 'kvaliteten' af fiskene samt stress i forbindelse med selve udsætningen dog have stor indflydelse på overlevelsen i ugerne efter udsætning. Som følge af dette kan man derfor forvente store, mere eller mindre tilfældige, udsving i overlevelsen af disse fisk.

Den store forskel kan naturligvis også afspejle naturlige fluktuationer i smoltproduktionen. Faktorer som temperatur og fødegrundlag under fiskenes opvækst har stor betydning for overlevelse og udvikling. Lav vækst som følge af manglende føde og/eller lave temperaturer et givent år kan formentlig betyde, at hovedparten af en årgang ikke når den kritiske længde og derfor ikke

smoltificerer dette år. Hvis forholdene efterfølgende forbedres vil det givetvis medføre en stor smoltproduktion det følgende år.

Det er ikke forventeligt, at Skjern Å Naturprojektet har haft indflydelse på det observerede smoltudtræk; ikke mindst fordi fældens placering var 3 - 4 km opstrøms projektområdet. Derudover var de udvandrende 'vilde' smolt hovedsageligt årgang 2+ og 3+ og stammer altså fra gydningen i årene 1999 og 1998. Gravearbejdet i forbindelse med projektet startede i juni 1999, men de nye åløb blev først indviet i efteråret 2000.

Under alle omstændigheder er udtrækket i 2002 væsentligt højere end hvad der blev observeret i 1994 (Koed 1995) og 2000 (Bak 2002) (hhv. 7.431 & 5.774 stk.) hvad angår mængden af både 'vilde' og 'udsatte' laks.





## 1.5 Konklusion

Nærværende undersøgelse af ørred- og laksesmoltudtrækket fra Skjern Å i foråret 2002 viste en kraftig stigning i antallet af migrerende laksesmolt i forhold til år 2000 (Bak 2002). Fremgangen kan skyldes, at rekrutteringsgrundlaget er forøget væsentligt, muligvis som følge af de indførte fiskerireguleringer i Ringkøbing Fjord. Derudover er det muligt, at overlevelsen af de udsatte fisk, der bidrog til smoltudtrækket i år 2002 har været større end tilfældet var i år 2000.

Antallet af ørredsmolt var på samme niveau som ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002). Det er forventeligt, at de habitatforbedrende tiltag i å-systemets øvre dele samt fiskerireguleringerne i Ringkøbing Fjord på sigt vil resultere i et øget antal ørredsmolt.

Ved undersøgelsen blev det fundet, at vandtemperaturen havde stor betydning i forbindelse med smoltenes migration. Således var de daglige fældefangster af både ørred og laks i høj grad korreleret med vandtemperaturen. Derudover sås øgede dagsfangster af ørred sammenfaldende med kraftige stigninger i vandføringen. Vandføringen havde tilsyneladende ingen effekt på dagsfangsterne af laks.

## 1.6 Referencer

- Aarestrup, K., Nielsen, C. & Koed, A. (2002). Net ground speed of downstream migrating radio tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) smolts in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 483: 95-102.
- Aarestrup, K., Nielsen, C. & Madsen, S.S. (2000). Relationship between gill Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase activity and downstream movement in domesticated and first-generation offspring of wild anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2086-2095.
- Alexander, G., Sweeting, R. & McKeown, B. (1994). The shift in visual pigment dominance in the retinae of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): an indicator of smolt status. *J. Exp. Biol.* 195: 185-197.
- Antonsson, T., Gudjonsson, S. (2002). Variability in timing and characteristics of Atlantic salmon smolt in Icelandic rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 643-655.
- Bak, B.D. (2002). Udvandring, adfærd og dødelighed for lakse- (*Salmo salar*) og ørredsmolt (*S. trutta*) i et reguleret vandløb. Specialrapport, Aarhus Universitet, 70 sider.
- Bakhtanskiy, E.L., Nesterov, V.S. & Neklyudov, M.N. (1980). The Behavior of Young Atlantic Salmon, *Salmo salar*, during Downstream Migration. *J. Ichthyol.* 20: 93-100.
- Bakhtanskiy, E.L., Nesterov, V.S. & Neklyudov, M.N. (1988). Development of schooling behavior in Atlantic salmon, *Salmo salar*, during seaward migration. *J. Ichthyol.* 28: 91-101.
- Bisgaard, J. (2000). Opgangsundersøgelser af laks og havørred i Skjern Å 2000. Notat fra Ringkjøbing Amt.
- Boeuf, G. (1993). Salmonid smolting: a pre-adaptation to the oceanic environment. I: *Fish Ecophysiology*. Redigeret af Rankin, J.C. & Jensen, F.B.. Chapman & Hall. London.
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. (1993a). Timing of Sea-run Brown Trout (*Salmo trutta*) Smolt Migration: Effects of Climatic Variation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1132-1136.
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. (1993b). Optimal time and size for smolt migration in wild sea trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 224-232
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. (1996). Date of smolt migration depends on body-size but not age in wild sea-run brown trout. *Journal of Fish Biology* 49: 157-164.
- Cane, A. (1981). Tests of some batch-marking techniques for rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Fish. Mgmt.* 12: 1-8.
- Coombs, K.A., Bailey, J.K., Herbinger, C.M. & Friars, G.W. (1990). Evaluation of various external markings techniques for atlantic salmon. *Am. Fish. Soc. Symp.* 7: 142-146.
- Crisp, D.T. (2000). Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation. Fishing News Books. London.
- DCV (2000). Dansk Center for Vildlaks, årsrapport 2000.
- DFU-rapport nr. 40-97 (1997). Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet - Teknisk rapport. Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt.
- DFU-rapport nr. 66-99 (1999). Status for Laksehandlingsplanen. Udarbejdet af Koed, A., Aarestrup, K., Nielsen, E.E. & Glüsing, H.
- Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.-F., Pedersen, M.I. & Pedersen, S. (2002). Predation on Atlantic salmon and sea trout during the first days as postsmolt. *Journal of Fish Biology* 61: 848-852.

- Duston, J. & Saunders, R.L. (1990). The entrainment role of photoperiod on hypoosmoregulatory and growth-related aspects of smolting in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Zool.* 68: 707-715.
- Duston, J. & Saunders, R.L. (1995). Advancing smolting to autumn in age 0+ Atlantic salmon by photoperiod, and long-term performance in sea water. *Aquaculture* 135: 295-309.
- Duston, J., Saunders, R.L. & Knox, D.E. (1991). Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 164-169.
- Eriksson, L.-O. & Lundqvist, H. (1982). Circannual rhythms and photoperiod regulation of growth and smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 28: 113-121.
- Eskildsen, J. (2001). Skarver 2001. Danmark. Naturovervågning. – Danmarks Miljøundersøgelser. 47 s. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 154.
- Fängstam, H., Berglund, I., Sjöberg, M. & Lundqvist, H. (1993). Effects of size and early sexual maturity on downstream migration during smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Fish Biology* 43: 517-529.
- Foskett, J.K. & Scheffey, C. (1982). The chloride cell: definitive identification as the salt-secretory cell in teleost. *Science* 215: 164-166.
- Fried, S.M., McCleave, J.D. & LaBar, G.W. (1978). Seaward migration of hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts in the Penobscot river estuary, Maine: riverine movements. *J. Fish. Res. Board. Can.* 35: 76-87.
- Gibson, R.J. (1983). Water velocity as a factor in the change from aggressive to schooling behaviour and subsequent migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Nat. Can.* 110: 143-148.
- Greenstreet, S.P.R. (1992). Migration of hatchery reared juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., down a release ladder. 1: Environmental effects on migratory activity. *Journal of Fish Biology* 40: 655-666.
- Hansen, L.P. & Jonsson, B. (1985). Downstream migration of hatchery-reared smolt of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the river Imsa, Norway. *Aquaculture* 45: 237-248.
- Hansen, M.M. & Nielsen, E.E. (2000). Populationsgenetik i fiskeplejen: Erfaringer fra Karup Å. *Fisk & Hav* 51: 64-71.
- Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abée, J.H. (2001). Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecology Of Freshwater Fish* 20: 61-64.
- Hesthagen, T. & Garnås, E. (1986). Migration of Atlantic salmon in River Orkla of central Norway in relation to management of a hydroelectric station. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 376-382.
- Hoar, W.S. (1976). Smolt transformation: evolution, behavior, and physiology. *J. Fish. Res. Board. Can.* 33: 1233-1251.
- Hoar, W.S. (1988). The physiology of smolting salmonids. I: *Fish Physiology vol. XIB*. Redigeret af Hoar, W.S. & Randall, D.J. Academic Press Inc, London.
- Hvidsten, N.A., Jensen, A., Vivås, H., Bakke, Ø. & Heggberget, T.G. (1995). Downstream migration of Atlantic salmon smolt in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. *Nordic. J. Freshwater Res.* 70: 38-48.
- Jonsson, B. & Ruud-Hansen, J. (1985). Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. fish. Sci.* 42: 593-595.
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nord. J. Freshw.* 66: 20-35.

- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. (1990). Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. *Anim. Behav.* 40: 313-321.
- Jørgensen, J. (1993). Handlingsplan for ophjælpning og retablering af de danske laksebestande. Udarbejdet af: Ribe Amt, Ringkøbing Amtskommune, Sønderjyllands Amt, Viborg Amt, Vejle Amt, Aarhus Amt og Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje. IFF rapport nr. 10. 57 pp. + bilag.
- Kalleberg, H. (1958). Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Inst. Freshwater Res., Drottningholm* 39: 55-98.
- 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.
- Koch, H.J.A. (1982). Hemoglobin changes with size in the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 28: 231-240.
- Koed, A. (1995). Status over fiskebestanden i Skjern Å's hovedløb med hovedvægt på ørred- og laksesmoltudtrækket fra Skjern Å. IFF-rapport nr.35. Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg. 41 sider.
- Langdon, J.S. & Thorpe, J.E. (1985). The ontogeny of smoltification: developmental patterns of gill Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>-ATPase, SDH, and chloride cells in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture* 45: 83-96.
- Leonko, A.A. & Chernitskiy, A.G. (1986). Comparative analyses of smolt migration of Atlantic salmon, *Salmo salar*, and sea trout, *Salmo trutta*. *J. Ichthyol.* 26: 113-120.
- Lubin, R.T., Rourke, A.W. & Saunders, R.L. (1991). Influence of photoperiod on the number and ultrastructure of gill chloride cells of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) before and during smoltification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1302-1307.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. (1989). Identifisering av oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. *NINA Forskningsrapport* 1: 1-54.
- Lundqvist, H. & Eriksson, L.O. (1985). Annual rhythms of swimming behavior and seawater adaptation in young Baltic Salmon (*Salmo salar* L.) associated with smolting. *Environmental Biology of Fishes* 4: 259-267.
- McCleave, J.D. (1978). Rhythmic aspects of estuarine migration of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Journal of Fish Biology* 12: 559-570.
- McCormick, S.D. (1993). Methods for Nonlethal Gill Biopsy and Measurement of Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase Activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 656-658.
- McCormick, S.D., Cunjak, R.A., Dempson, B., O'Dea, M.F. & Carey, J.B. (1999). Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon in the wild. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1649-1658.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P. & Saunders, R.L. (1998). Movement, migration and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 77-92.
- McCormick, S.D., Moriyama, S. & Björnsson, B.T. (2000). Low temperature limits photoperiod control of smolting in Atlantic salmon through endocrine mechanisms. *Am. J. Physiol. Regulatory Integrative Comp. Physiol.* 278: 1352-1361.
- McInerney, J.E. (1964). Salinity preference: An orientation mechanism in salmon migration. *J. Fish. Res. Board. Can.* 21: 995-1018.
- Moore, A., Potter, E.C.E., Milner, N.J. & Bamber, S. (1995). The migratory behaviour of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the estuary of the River Conwy, North Wales. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1923-1935.

- Moore, A., Russell, J.C. & Potter, E.C.E. (1990). The effects of intraperitoneally implanted dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 37: 713-721.
- Nielsen, T.B. (1996). Populationsdynamik og smoltmigration hos ørred (*Salmo trutta* L.) i Stokkebækken. Specialrapport, Odense Universitet, 75 sider.
- Nyhedsbrev nr. 1, 2000. Nyhedsbrev for myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Udarbejdet af Ringkjøbing Amt, Skov- og Naturstyrelsen og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 8 sider.
- Orciari, R.D., Leonard, G.H., Mysling, D.J. & Schluntz, E.C. (1994). Survival, growth, and smolt production of Atlantic salmon stocked as fry in a southern New England stream. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 588-606.
- Pedersen, L.-F. (2001). Økofysiologiske undersøgelser af vilde og dambrugsopdrættede ørred- (*S. trutta*) og laksesmolt (*S. salar*) fra Skjern Å. Specialrapport, Århus Universitet, 109 sider.
- Pinder, L.J. & Eales, J.G. (1969). Seasonal buoyancy changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and smolt. *J. Fish. Res. Board. Can.* 26: 2093-2100.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* 191.
- Riley, W.D., Eagle, M.O. & Ives, S.J. (2002). The onset of downstream movement of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a chalk stream. *Fish. Manage. Ecol.* 9: 87-94.
- Rodgers, J.D., Ewing, R.D. & Hall, J.D. (1987). Physiological Changes during Seaward Migration of Wild Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 452-457.
- Saunders, R.L. (1965). Adjustment of buoyancy in young Atlantic salmon and brook trout by changes in swimbladder volume. *J. Fish. Res. Board. Can.* 22: 335-352.
- Saunders, R.L. & Henderson, E.B. (1970). Influence of photoperiod on smolt development and growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J. Fish. Res. Board. Can.* 27: 1295-1311.
- Saunders, R.L., Henderson, E.B. & Harmon, P.R. (1985). Effects of photoperiod on juvenile growth and smolting of Atlantic salmon and subsequent survival and growth in sea cages. *Aquaculture* 45: 55-66.
- Sedgwick, S.D. (1988). Salmon Farming Handbook. Fishing News Books Ltd. Surrey. England.
- Solbakken, V.A., Hansen, T. & Stefansson, S.O. (1994). Effects of photoperiod and temperature on growth and parr-smolt transformation in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and subsequent performance in seawater. *Aquaculture* 121: 13-27.
- Solomon, D.J. (1978). Some observations on salmon smolt migration in a chalkstream. *Journal of Fish Biology* 12: 571-574.
- Storebakken, T., Austreng, E. (1987). Ration level for salmonids. I. Growth, survival, body composition, and feed conversion in Atlantic salmon fry and fingerlings. *Aquaculture* 60: 189-206.
- Svendsen, L.M. & Hansen, H.O. (red.) (1997). Skjern Å. Sammenfatning af den eksisterende viden om de fysiske, kemiske og biologiske forhold i den nedre del af Skjern Å-systemet. Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. 198 sider.
- Tanguy, J.M., Ombredane, D., Baglinière, J.L. & Prunet, P. (1994). Aspects of parr-smolt transformation in anadromous and resident forms of brown trout (*Salmo trutta*) in comparison with Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 121: 51-63.

- 
- Thedinga, J.F., Murphy, M.L., Johnson, S.W., Lorenz, J.M. & Koski, K.V. (1994). Determination of Salmonid Smolt Yield with Rotary-Screw Traps in the Situk River, Alaska, to Predict Effects of Glacial Flooding. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 837-851.
- Thorpe, J.E. & Morgan, R.I.G. (1978). Periodicity in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolt migration. *Journal of Fish Biology* 12: 541-548.
- Thorpe, J.E., Morgan, R.I.G., Pretswell, D. & Higgins, P.J. (1988). Movement rhythms in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 33: 931-940.
- Thorpe, J.E., Ross, L.G., Struthers, G. & Watts, W. (1981). Tracking Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology* 19: 519-537.
- Thorpe, J.E., Talbot, C. & Villarreal, C. (1982). Bimodality of growth and smolting in Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Aquaculture* 28: 123-132.
- Thrush, M.A., Duncan, N.J. & Bromage, N.R. (1994). The use of photoperiod in the production of out-of-season Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Aquaculture* 121: 29-44.
- Wedemeyer, G.A., Saunder, R.L. & Clarke, W.G. (1980). Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromous salmonids. *Mar. Fisheries Rev.* 42: 1-14.
- Whalen, K.G., Parrish, D.L. & McCormick, S.D. (1999). Migration timing of Atlantic salmon smolts relative to environmental and physiological factors. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 289-301.
- White, H.C. (1939). Factors influencing descent of Atlantic salmon smolts. *J. Fish. Res. Board. Can.* 4: 323-326.
- Youngston, A.F., Buck, R.J.G., Simpson, T.H. & Hay, D.W. (1983). The autumn and spring emigrations of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from the Girnock Burn, Aberdeenshire, Scotland: environmental release of migration. *Journal of Fish Biology* 23: 625-639.
- Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A.J. & Hansen, L.P. (1993). Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 42: 541-550.

## 1.7 Appendiks

### 1.7.1 Oversigt over middellængder af fangsterne

Oversigt over middellængder (cm)  $\pm$  SD af førstegangsfangster, mærkede fisk og genfangster. Tal i parentes angiver antal fisk.

	1. fangst				Samlet
	28. marts – 1. maj		2. maj – 31. maj		
	Højre fælde	Venstre fælde	Højre fælde	Venstre fælde	
Ørred, vild	14,73 $\pm$ 2,65 (83)	14,85 $\pm$ 2,73 (129)	15,02 $\pm$ 2,59 (90)	15,17 $\pm$ 2,41 (71)	14,92 $\pm$ 2,61 (373)
Ørred, dam	14,89 $\pm$ 2,81 (48)	14,05 $\pm$ 2,03 (100)	15,01 $\pm$ 2,89 (56)	14,83 $\pm$ 2,39 (68)	14,59 $\pm$ 2,48 (272)
Ørred, ukendt	13,90 $\pm$ 3,98 (31)	14,15 $\pm$ 3,34 (50)			14,05 $\pm$ 3,58 (81)
Ørred, total	14,62 $\pm$ 3,00 (162)	14,49 $\pm$ 2,65 (279)	15,01 $\pm$ 2,70 (146)	15,00 $\pm$ 2,40 (139)	14,70 $\pm$ 2,70 (726)
Laks, vild	14,76 $\pm$ 1,89 (756)	14,62 $\pm$ 1,85 (741)	12,82 $\pm$ 1,52 (181)	12,76 $\pm$ 1,49 (248)	14,26 $\pm$ 1,96 (1926)
Laks, dam	15,00 $\pm$ 1,65 (745)	15,13 $\pm$ 1,46 (894)	12,91 $\pm$ 1,47 (486)	13,12 $\pm$ 1,28 (689)	14,22 $\pm$ 1,78 (2814)
Laks, ukendt	15,19 $\pm$ 2,20 (74)	15,65 $\pm$ 1,67 (167)			15,49 $\pm$ 1,84 (212)
Laks, total	14,89 $\pm$ 1,80 (1575)	14,96 $\pm$ 1,67 (1772)	12,88 $\pm$ 1,48 (667)	13,02 $\pm$ 1,35 (937)	14,29 $\pm$ 1,87 (4951)
	Mærkede				Samlet
	28. marts – 1. maj		2. maj – 31. maj		
	Højre fælde	Venstre fælde	Højre fælde	Venstre fælde	
Ørred, vild	14,29 $\pm$ 2,56 (61)	14,32 $\pm$ 2,56 (97)	14,89 $\pm$ 2,09 (59)	15,08 $\pm$ 2,58 (58)	14,60 $\pm$ 2,48 (275)
Ørred, dam	14,69 $\pm$ 2,41 (42)	14,06 $\pm$ 1,84 (83)	14,85 $\pm$ 2,77 (45)	14,72 $\pm$ 2,49 (55)	14,49 $\pm$ 2,33 (225)
Ørred, ukendt	14,24 $\pm$ 2,94 (22)	15,02 $\pm$ 2,48 (36)			14,72 $\pm$ 2,66 (58)
Ørred, total	14,42 $\pm$ 2,57 (125)	14,34 $\pm$ 2,30 (216)	14,87 $\pm$ 2,39 (104)	14,90 $\pm$ 2,53 (113)	14,57 $\pm$ 2,44 (558)
Laks, vild	14,98 $\pm$ 1,77 (397)	15,41 $\pm$ 1,74 (251)	13,07 $\pm$ 1,26 (146)	12,76 $\pm$ 1,42 (212)	14,34 $\pm$ 1,96 (1006)
Laks, dam	15,57 $\pm$ 1,33 (352)	15,81 $\pm$ 1,09 (351)	12,97 $\pm$ 1,36 (380)	13,16 $\pm$ 1,21 (544)	14,21 $\pm$ 1,80 (1627)
Laks, ukendt	15,24 $\pm$ 1,89 (64)	15,95 $\pm$ 1,28 (88)			15,65 $\pm$ 1,60 (152)
Laks, total	15,25 $\pm$ 1,63 (813)	15,68 $\pm$ 1,40 (690)	13,00 $\pm$ 1,33 (526)	13,05 $\pm$ 1,28 (756)	14,33 $\pm$ 1,88 (2785)
	Genfangst				Samlet
	28. marts – 1. maj		2. maj – 31. maj		
	Højre fælde	Venstre fælde	Højre fælde	Venstre fælde	
Ørred, vild	13,57 $\pm$ 2,02 (10)	14,95 $\pm$ 2,48 (13)	16,18 $\pm$ 1,15 (5)	12,33 $\pm$ 1,87 (4)	14,38 $\pm$ 2,34 (32)
Ørred, dam	13,40 $\pm$ 2,39 (7)	13,97 $\pm$ 1,25 (10)	14,50 $\pm$ 3,68 (3)	13,70 $\pm$ 1,40 (3)	13,83 $\pm$ 1,93 (23)
Ørred, ukendt	12,84 $\pm$ 2,92 (8)	13,13 $\pm$ 2,29 (7)			12,97 $\pm$ 2,56 (15)
Ørred, total	13,29 $\pm$ 2,35 (25)	14,20 $\pm$ 2,16 (30)	15,55 $\pm$ 2,32 (8)	12,91 $\pm$ 1,72 (7)	13,90 $\pm$ 2,30 (70)
Laks, vild	15,47 $\pm$ 2,27 (41)	14,73 $\pm$ 1,82 (60)	12,96 $\pm$ 1,19 (43)	13,09 $\pm$ 1,28 (56)	14,04 $\pm$ 1,96 (200)
Laks, dam	15,72 $\pm$ 1,17 (53)	15,34 $\pm$ 1,35 (67)	13,05 $\pm$ 1,27 (144)	12,88 $\pm$ 1,13 (149)	13,70 $\pm$ 1,68 (413)
Laks, ukendt	14,06 $\pm$ 2,01 (5)	15,25 $\pm$ 1,38 (13)			14,92 $\pm$ 1,61 (18)
Laks, total	15,53 $\pm$ 1,77 (99)	15,07 $\pm$ 1,59 (140)	13,03 $\pm$ 1,25 (187)	12,94 $\pm$ 1,18 (205)	13,85 $\pm$ 1,79 (631)



### 1.7.2 Andre arter fanget i fælden

Foruden ørred og laks blev følgende 21 arter fanget i fælden (antal angivet i parentes):

Aborre (95); Alm. skalle (673); Brasen (126); Bæklampret (25); Elritse (5); Finnestribet ferskvandsulk (11); Fjeldørred (1); Flire (18); Flodlampret (123); Gedde (123); Grundling (14); Hork (8); Karudse (3); Løje (121); 9-pigget hundestejle (1); Regnbueørred (190); Rudskalle (8); Stalling (57); Strømskalle (690); 3-pigget hundestejle (99); Ål (191).

Derudover blev der fanget en nedfaldslaks på 90 cm. Denne er ikke medtaget i den øvrige resultatbehandling.

Størrelserne af de øvrige arter udviste stor variation: mindste fisk var en 3-pigget hundestejle på 3 cm, mens den største (foruden nedfaldslaksen) var en Regnbueørred på 65,5 cm.





## 2. Adfærd og dødelighed under smoltenes migration - effekter af Skjern Å Naturprojektet

### 2.1 Introduktion

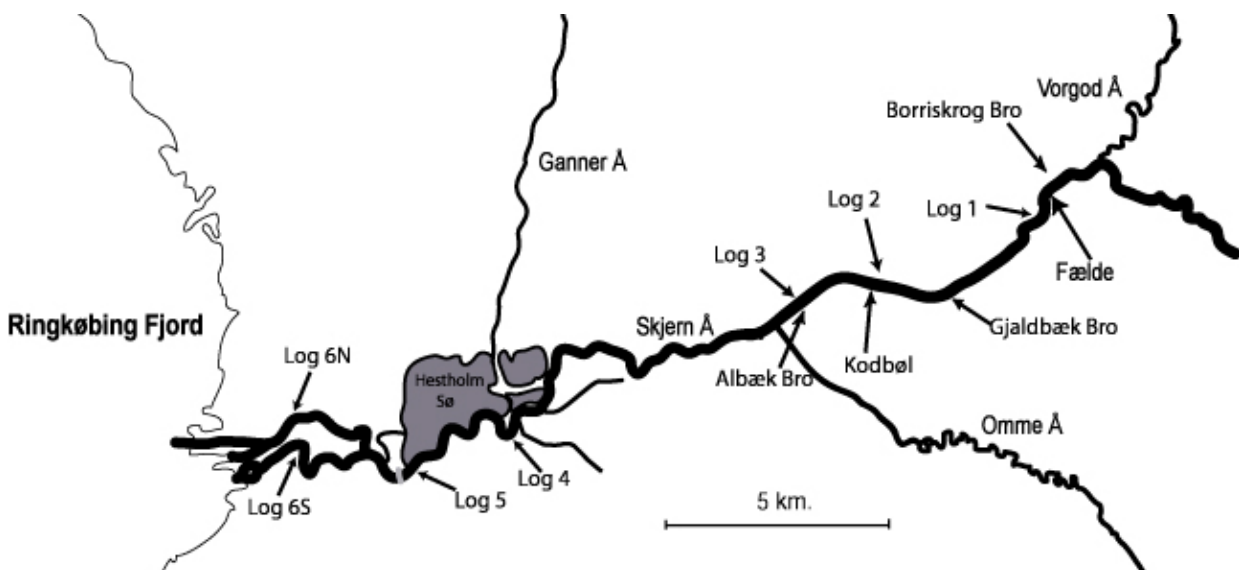
Under migrationen fra opvækstområderne i vandløbene til havet er ørred- (*Salmo trutta*) og laksesmolt (*S. salar*) ofte udsat for et kraftigt prædationstryk (Jepsen et al. 1998; Aarestrup et al. 1999), der kan have en regulerende effekt på bestandene (Larsson 1985). Prædationen forårsages hovedsageligt af fugle (bl.a. skarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*), fiskehejre (*Ardea cinerea*) og lappedykker (*Podiceps sp.*)) (Jepsen et al. 1998; Aarestrup et al. 2000; Dieperink et al. 2002; Koed et al. 2002) og fisk (f.eks. gedde (*Esox lucius*), sandart (*Stizostedion lucioperca*) og knude (*Lota lota*)) (Larsson 1985; Koed 1993; Jepsen et al. 2000; Koed et al. 2002). Det er desuden velbeskrevet, at menneskeskabte ændringer af et vandløb kan medføre yderligere smoltdødelighed; især kan passage af dambrug og søer være problematisk (Rasmussen et al. 1996; Jepsen et al. 1998; Aarestrup et al. 1999). Længerevarende ophold i migrationen medfører, foruden en forøget prædationsrisiko, muligheden for, at fiskene desmoltificerer og efterfølgende dør (Duston et al. 1991; McCormick et al. 1999).

Idet Skjern Å indeholder dokumenterede oprindelige ørred- og laksestammer (Hansen & Nielsen 2000), der er beskyttet af bl.a. Bern-Konventionen og EU's Habitatdirektiv, er det vigtigt at vurdere, hvorvidt Skjern Å Naturprojektet har haft negative konsekvenser for bestandene af disse. Konsekvenserne af åens restaurering på smoltoverlevelsen blev undersøgt ved radiotelemetri under smoltudvandringen i foråret 2002. Metoden indebærer, at enkelte individer får en radiosender implanteret i bughulen, hvorved de efterfølgende kan spores med pejleudstyr. Tidligere undersøgelser har vist, at implantering af små radiosendere i laksesmolt kun i ringe grad påvirker f.eks. smoltifikationsprocessen, dødelighed, vækst og adfærd (Moore et al. 1990). Som indikation for fiskenes smoltstatus er  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ -ATPase-aktiviteten i gællævæv målt, idet aktiviteten af denne ion-pumpe er afgørende for fiskens osmoregulatoriske kapacitet (Boeuf 1993; Aarestrup et al. 2000).

## 2.2 Materiale og metode

### 2.2.1 Radiomærkning og gællebiopsi

I perioden 3. april – 24. maj 2002 blev der løbende radiomærket ørred- og laksesmolt fanget i fælden placeret ved Borriskrog Bro (figur 9)(se desuden foregående kapitel). I alt blev 57 ørreder og 56 laks radiomærket ved Borriskrog Bro. Som supplement til disse blev der af tre omgange el-fisket og radiomærket fisk i Vorgod å og Karstoft å. Fiskene blev udvalgt på baggrund af størrelse og opvækst, idet 'vilde' fisk over 15 cm blev foretrukket ved mærkningen. Udvælgelseskriteriet blev i begrænset omfang fraveget i starten og slutning af forsøget; således blev enkelte 'udsatte' fisk (se foregående kapitel) samt fisk ned til 14,2 cm mærket. Baseret på ydre morfologiske kendetegn (f.eks. sølvfarve og mørke finner) formodes alle de mærkede fisk at være smoltificerede. Disse karakterer giver en indikation om smoltifikationsgraden, men skal dog tages med forbehold, idet de fysiologiske processer i forbindelse med smoltifikation ikke nødvendigvis er koblet med de morfologiske (se tidligere afsnit). Således "er alle smolt blanke, men alle blanke fisk er ikke smolt" (Boeuf 1993). Som supplement til vurderingen af smoltstatus, blev der taget prøver til bestemmelse af  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ -ATPase-aktiviteten fra hovedparten af de radiomærkede fisk, idet der findes en sammenhæng mellem  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ -ATPase-aktiviteten og saltvandtolerance hos både ørred (Nielsen et al. 1999) og laks (Boeuf 1993). Det faktum, at fiskene blev fanget i en fælde, indikerer desuden, at de havde påbegyndt migrationen.



Figur 9. Oversigtskort over den nederste del af Skjern Å systemet som det så ud i foråret 2002. Olsens og Vinterleje Polde ligger ca. 13 km vest for åens udløb i fjorden. Kortet er ikke målfast.

Der blev anvendt to forskellige modeller af radiosendere til indoperering i bughulen (ATS, USA, model F1420 og Titley Electronics, Australien, model LT-1), der vejede hhv. 1,3 og 0,5 g i luft og havde en forventet levetid på hhv. 30 og 14 dage. Til rådighed var 100 stk. F1420 og 30 stk. LT-1. En del sendere blev genfundet på Olsens Pold, hvilket muliggjorde mærkning af 116 fisk med F1420. Derimod blev der kun brugt 24 stk. LT-1, idet disse ikke virkede tilfredsstillende (kort levetid samt svagt signal). I alt blev der indopereret 140 radiosendere fordelt på 59 ørred og 81 laks. Af disse blev 57 ørreder og 70 laks vurderet som 'vilde' (se tabel 5).

Frekvensområdet for F1420 var 142.000-142.500 Hz, med en afstand på ca. 10 Hz mellem de enkelte sendere. Hver frekvens blev anvendt til to sendere, der havde en pulsrate på hhv. 30 og 45 slag pr. minut (bpm). Der var således 100 sendere med en unik kombination af frekvens og pulsrate. LT-1 havde frekvenser i området 143.000-143.500 Hz med et spring på min. 10 Hz mellem senderne. Alle LT-1 havde en pulsrate på 30 bpm.

Tabel 5. Oversigt over radiomærkede fisk vurderet som hhv. 'vilde' og 'udsatte'.

Sendertype	Borriskrog Bro				Karstoft å				Vorgod å			
	Ørred		Laks		Ørred		Laks		Ørred		Laks	
	Vild	Udsat	Vild	Udsat	Vild	Udsat	Vild	Udsat	Vild	Udsat	Vild	Udsat
F1420	53	1	51	5	-	-	3	-	-	1	-	2
LT-1	4	-	5	4	-	-	11	-	-	-	-	-
I alt	57	1	56	9			14			1		2

På grund af det forholdsvis beskedne antal radiomærkede 'udsatte' fisk er der i resultatbehandlingen af data fra loggerne udelukkende anvendt data fra 'vilde' fisk. Data fra de manuelle pejlinger er derimod sparsomme, hvorfor tre pejlede fisk (en ørred og to laks) vurderet som 'udsatte' ikke er ekskluderet fra behandlingen af de pejlede fisk. Kun et fåtal af de mærkede fisk fra Karstoft Å og Vorgod Å blev efterfølgende registreret på dataloggerne. Radiomærkede fisk fra disse åer er derfor udeladt fra resultatbehandlingen.

Før implantering af senderne blev fiskene enkeltvis bedøvet i en 5 mg L<sup>-1</sup> Methomidate-opløsning (Marnil<sup>TM</sup>, Wildlife Labs. Inc., Fort Collins, CO, USA) og herefter målt og vejnet (nærmeste mm og gram); desuden blev der taget en skælprøve til senere aldersbestemmelse. En radiosender blev opereret ind i fiskens bughule gennem et 8-10 mm snit, og antennen trukket skråt bagud gennem et hul i bugvæggen lavet med en modificeret kanyle. Snittet blev lukket med 1-2 sting af absorberbar sutur. Det er tidligere vist, at implantering af små radiosendere i laksesmolt kun i ringe grad påvirker f.eks. smoltifikationsprocessen, dødelighed, vækst og adfærd (Moore et al. 1990).

Inden implantering af senderen blev der taget en ikke-letal gællebiopsi, som beskrevet af McCormick (1993). Den yderste spids af 4-5 gælle-filamenter blev klippet af anden gællebue med en special-saks, overført til et 1,5 ml Eppendorf-rør med is-kølet SEI-buffer (Sucrose, EDTA og Imidazol, pH = 7,3) og frosset i flydende nitrogen. Efterfølgende blev vævets Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet bestemt af Christian Nielsen (Biologisk Institut, Odense Universitet) som beskrevet i Pedersen (2001). Undersøgelser har vist, at indgrebet ikke har signifikante effekter på fiskens overlevelse, vækst eller efterfølgende Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet (Rodgers et al. 1987; McCormick, 1993). Samtlige angivelser af Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet har enheden:  $\mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg protein}^{-1} \cdot \text{time}^{-1}$ . For overskuelighedens skyld er enheden ikke efterfølgende angivet i teksten.

Senderimplantering og gællebiopsi tog i alt 1-2 min, hvorefter fisken overførtes til en opvågningsbalje (ca. 20 L). Opvågning tog 2-5 min hvorefter alle mærkede fisk udviste normal svømmeadfærd i baljen. Fiskene blev herefter udsat ca. 50 m nedstrøms fælden i et område med jævn strøm og gode muligheder for skjul.

## 2.2.2 Manuel pejling

Fiskenes nedstrøms migration blev fulgt ved manuelle pejlinger. Til dette benyttedes en receiver (ATS, Isanti, MN, USA, model R2100) monteret med en retningsbestemt tre elements yagi-antenne, en håndholdt GPS samt en glasfiberjolle med en 10 HK motor. Pejlingerne af migrerende smolt blev foretaget om natten, hvor fiskene blev fulgt enkeltvis igennem perioder på ½ - 3 timer. Cirka hvert 5. minut blev fiskens position bestemt så nøjagtigt som muligt, hvorefter denne samt tidspunktet blev registreret. Under positioneringen af fisken blev det tilstræbt ikke at påvirke denne. Det vil i praksis sige, at sejlads og pejling foregik i en afstand på min. 5-10 m, vurderet ud fra fiskens placering og styrken af signalet fra senderen.

Mindst to gange om ugen blev hele strækningen fra Borriskrog Bro til udløbet pejlet igennem i dagtimerne, for at få et overblik over antallet af radiomærkede smolt, der stadig var i åen.

Hvis en fisk ikke havde flyttet sig gennem længere tid eller opholdt sig et 'suspekt' sted (f.eks. i Hestholm Sø), blev den forsøgt el-fisket for at fastlægge årsagen til dette. De rovfisk, der derved blev fanget (udelukkende gedder), blev målt og vejret. Ikke alle el-fiskede radiomærkede smolt var præderet. De blev efter en hurtig inspektion af operationssåret udsat samme sted.

## 2.2.3 Dataloggerne

Som supplement til de manuelle pejlinger stod syv automatiske dataloggere placeret langs med åen (se figur 9). Log 1 var placeret ca. 500 m nedstrøms udsætningsstedet og dannede grundlag for vurdering af hvornår fiskene genoptog migrationen efter mærkningen. De øvrige dataloggere var placeret med følgende afstande fra udsætningsstedet: log 2: 4.800 m; log 3: 6.700 m; log 4: 16.400 m; log 5: 18.300 m. Fiskenes udvandring til fjorden blev registreret af to dataloggere (log 6N og log 6S; begge placeret ca. 21.400 m fra udsætningsstedet), der dækkede hver sin å-arm ca. 2 km før udløbet. Der var ingen signifikant forskel på andelen af hverken ørred eller laks, der passerede hhv. log 6S og log 6N ( $\chi^2$ ; df: 1;  $P > 0,05$ ) eller på tidspunkterne for passagen (Watson-Williams F-test;  $P > 0,05$ ). Derudover kunne der ikke konstateres forskelle på migrationshastighederne på strækningerne log 5 – log 6S og log 5 – log 6N (t-test,  $P > 0,05$ ) hos hverken ørred eller laks. Endelig er forskellen i afstanden fra log 5 til de to yderste loggere negligerbar (log 5 – log 6S: 3138 m; log 5 – log 6N: 3203 m), hvorfor data fra log 6S og log 6N puljes og betegnes 'log 6'.

Dataloggerne, der hver bestod af en ni elements yagi-antenne sat i ca. 2½ m højde, en receiver (ATS, Isanti, MN, USA, model R2100) og en datalogger (ATS, Isanti, MN, USA, model D5041), var placeret på fhv. lige stykker af åen (min. 500 m lige åstrækning i antennens pejleretning). Hver logger var tilsluttet en ekstern strømkilde (12 V batteri). En af dataloggerne (log 2) var desuden forsynet med et solpanel, der opretholdt spændingen på batteriet. Loggernes følsomhed (gain) blev indstillet så de netop kunne registrere et signal fra en sender placeret i ca. 30 cm dybde på ca. 400 meters afstand i antennens pejleretning. Hver logger dækkede dermed en åstrækning på ca. 500 m, idet antennens rækkevidde bagud er begrænset (ca. 100 m). Støjgener, sandsynligvis forårsaget af militær aktivitet eller gravearbejdet i forbindelse med Naturprojektet samt landbrugsmaskiner, betød, at følsomheden måtte justeres enkelte gange i forsøgsperioden.

Gennem hele perioden kørte dataloggerne med samme indstilling: scantime = 7 sek.; time-out = 3 sek.; delay = 0 sek.. Loggerne skannede altså kontinuerlig alle 80 frekvenser igennem (delay = 0 sek.). Hvis en frekvens blev registreret indenfor 3 sek. (time-out = 3 sek.) udvidedes skanningstiden

på den pågældende frekvens til 7 sek. (scantime = 7 sek.). Tidspunkt og pulsrate (hvis denne lå i intervallet [25;35] bpm eller [40;50] bpm) blev efterfølgende lagret på dataloggeren. Registrerede frekvenser, hvis pulsrate lå udenfor disse intervaller, blev af loggeren opfattet som støj og derfor ikke lagret. Hvis der ikke blev registreret et signal på en given frekvens indenfor 3 sek. stoppede skanningen på denne (time-out = 3 sek.), hvorefter skanningscyklen fortsatte til næste frekvens. Indstillingerne betød, at en skanningscyklus af samtlige 80 frekvenser tog 240-560 sek., alt efter hvor mange frekvenser der registreredes. Hvis en fisk kom ind i området netop som dataloggeren havde skannet for dens frekvens, skulle den således migrere med en hastighed på 0,9 – 2,1 m/s for at undgå at blive registreret. Idet de registrerede middelhastigheder af de migrerende smolt var 0,73 – 1,10 m/s, formodes det ikke, at skanningscyklens længde medførte nævneværdige problemer.

Data fra loggerne blev downloadet til en bærbar PC ca. en gang om ugen. Ligeledes blev den eksterne strømkilde tilset og skiftet hvis nødvendigt. Enkelte gange havde loggerne stoppet skanningen utidigt, enten pga. manglende strøm på batteriet eller funktionsfejl. Dette medførte naturligvis 'huller' i registreringen. Data fra loggerne blev efterfølgende gennemgået, idet evt. støj blev frasortet. I de fleste tilfælde kunne en passeret fisk let genkendes som 2-10 ensartede registreringer indenfor et kort tidsrum. I tvivlstilfælde blev en registrering forkastet, hvis de to nærmeste dataloggere ikke sandsynliggjorde, at fisken rent faktisk var passeret.

Ikke alle radiomærkede fisk blev registreret på samtlige loggere, hvilket bl.a. skyldes støjgener og strømsvigt. Følgelig er data for disse fisk ikke komplette fra log 1 til log 6. Dataloggernes effektiviteter fremgår af tabel 6. Effektiviteterne er baseret på, hvorvidt en fisk, der ikke er registreret på en given datalogger, er registreret på en eller flere nedstrøms placerede loggere. Log 6's effektivitet er derfor ikke estimeret; antallet af registrerede fisk er angivet i stedet.

Tabel 6. Dataloggernes effektiviteter. Forklaring fremgår af teksten.

	Antal udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6 (N+S)
<b>Ørred</b>	57	92 %	100 %	81 %	91 %	73 %	N = 44
<b>Laks</b>	56	87 %	98 %	78 %	89 %	87 %	N = 42

Ved udregning af migrationshastigheder er alle tilfælde, hvor en fisk er registreret på to på hinanden følgende dataloggere inddraget.

For at kunne bedømme omfanget af fugleprædation på smoltene var der opsat en datalogger midt på Olsens Pold, der ligger ca. 12 km vest for åens udmunding. Loggeren bestod af to ni elements yagi-antennener, der tilsammen dækkede det meste af øen. De var tilsluttet en kombineret receiver/datalogger (Lotek Engineering Inc., Ontario, Canada, model SRX\_400), samt et solcelleanlæg, der holdt spændingen på det eksterne 12 V batteri. Derudover blev hele øen samt den nærtliggende Vinterleje Pold gennemløst med manuel pejling, ca. hver 14. dag, i alt seks gange. Genfundne sendere blev i nogen udstrækning genbrugt, i alt blev 16 af de genfundne sendere genbrugt.



## 2.2.4 Statistik og analyser

Statistiske analyser er hovedsageligt foretaget i SPSS ver. 10.0.5. Cirkulær statistik er udført i Oriana ver. 1.06, der anvender Watson-Williams F-test (Zar, J.H. 1999) til test af forskelle mellem to eller flere middel-vinkler samt Rayleigh's test for cirkulær uniformitet (Zar, J.H. 1999). Hvor andet ikke fremgår, er et signifikansniveau på 0,05 benyttet. P-værdier i intervallet 0,05 – 0,10 angives som tendenser.

### Effekt af vandhastigheden på fiskenes migrationshastighed

Der blev analyseret for en eventuel effekt af vandhastigheden på fiskenes migrationshastighed på strækningen log 2 - log 3 (lineær regression; backward elimination). Denne strækning var placeret ca. 1½ km nedstrøms Gjaldbæk Bro, hvor data til udregning af vandhastigheden blev registreret. Vandhastigheden er beregnet ud fra en estimeret sammenhæng mellem vandføring og vandhastighed baseret på tre vingemålinger foretaget af Ringkøbing Amt i forsøgsperioden. Den samlede strækning fra Gjaldbæk Bro til log 3 var i undersøgelsesperioden en meget ensartet kanal, hvorfor vandhastigheden kan formodes at være nogenlunde konstant over hele strækningen

### Effekter af strækning, kropslængde, Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og vandtemperatur på fiskenes migrationshastighed

Eventuelle effekter på migrationshastigheden af strækning, kropslængde, Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og vandtemperaturen (målt ved Borriskrog Bro) er undersøgt med GLM-analyse (Generalized Linear Model). Analysen indeholdt migrationshastigheden som afhængig parameter, strækning som fixed factor samt længde, Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og vandtemperatur som covariates. Startmodellen indeholdt samtlige interaktioner mellem faktorerne. Ikke-signifikante interaktioner er efterfølgende fjernet ved backward elimination og kun den endelige model er præsenteret. Fiskenes vægt er udeladt pga. den tætte korrelation med længden (ørred: Pearson = 0,96; P < 0,001; laks: Pearson = 0,93; P < 0,001). Vandhastigheden er ligeledes udeladt fra GLM-analysen, idet den som ovenfor nævnt kun kunne estimeres på en enkelt strækning. GLM-analysen er foretaget med migrationshastigheden angivet som både centimeter pr. sekund (cm/s) og kropslængder pr. sekund (bl/s).

## Pauser under migrationen

Fiskene opdeles i 'pauserende' og 'aktivt migrerende' baseret på deres gennemsnitlige migrationshastigheder som senere beskrevet. For at vurdere evt. effekter af fiskens længde,  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet samt vandtemperatur på hvorvidt fiskene holdt pause eller ej, er der udført logistisk regression (backward stepwise selection). Udsætningsdatoen er udeladt fra denne analyse pga. vandtemperaturens tætte korrelation med denne (Pearson = 0,80;  $P < 0,001$ ).

Varigheden af pauserne er beregnet som forskellen mellem den tid det reelt tog den enkelte fisk at migrere en given strækning og den tid det ville tage hvis fisken havde opretholdt den beregnede gennemsnitshastighed af 'aktivt migrerende' fisk på den givne strækning. Ved lineær regression (backward elimination) analyseres for effekter af fiskens længde,  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet samt vandtemperatur på varigheden af pauserne.

## Sæsonmæssig variation

Den sæsonmæssige variation af de radiomærkede fisks længde, vægt, K-faktor,  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet, timer inden passage af log 1 og tidsforbruget på strækningen  $\log 1 - \log 6$  er undersøgt ved lineær regression (backward elimination) med mærkningsdatoen (angivet som antal dage efter 1. april) som uafhængig variabel.

### 2.2.5 Definitioner

Fiskene defineredes at have genoptaget deres nedstrøms migration efter senderimplanteringen, idet de passerede log 1; angivet som den sidste registrering på denne.

Døgnet mørke timer er defineret som perioden 21:00 til 06:00 (solens op- og nedgangstider d. 1. maj), idet de radiomærkede fisk migrerede i april og maj.

## 2.3 Resultater

### 2.3.1 Fiskene

Af de radiomærkede 59 ørreder og 81 laks er 57 ørreder og 56 laks inddraget i datasættet. Alle blev vurderet som 'vilde' og mærket ved Borriskrog Bro. Af disse blev 38 ørreder og 27 laks ikke registreret efter passage af log 6 og formodes derfor at have overlevet udvandringen gennem Ringkøbing Fjord, mens 11 ørreder og 24 laks blev registreret som præderet (tabel 7). En mindre del (otte ørreder og fem laks) forsvandt inden passage af log 6. Af disse blev fire ørreder og en laks ikke registreret efter udsætning, mens de øvrige forsvandt undervejs. Der redegøres yderligere for dette i senere afsnit.

Tabel 7. Oversigt over de radiomærkede fisks skæbne.

	Udsat	Overlevet (?)	Præderet	Forsvundet inden log 6
<b>Ørred</b>	57	38	11	8
<b>Laks</b>	56	27	24	5

Der ses ingen signifikante forskelle mellem ørred og laks mht. længde, vægt eller Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet (tabel 8). Konditionsfaktoren\* var signifikant højere hos ørrederne (tabel 8).

Tabel 8. Sammenligning af de radiomærkede ørreder og laks.

	Ørred		Laks		t-test
	Middel	N	Middel	N	
Længde (cm)	17,23 ± 0,23	57	17,22 ± 0,13	56	i.s.
Vægt (gram)	46,26 ± 2,09	57	42,79 ± 0,93	56	i.s.
K-faktor*	0,88 ± 0,01	57	0,83 ± 0,01	56	P < 0,001
Na <sup>+</sup> -K <sup>+</sup> -ATPase	7,89 ± 0,50	50	6,82 ± 0,51	47	i.s.

Der ses ingen signifikante sammenhænge mellem Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og længde, vægt eller K-faktor (lineær regression; backward elimination; P > 0,05).

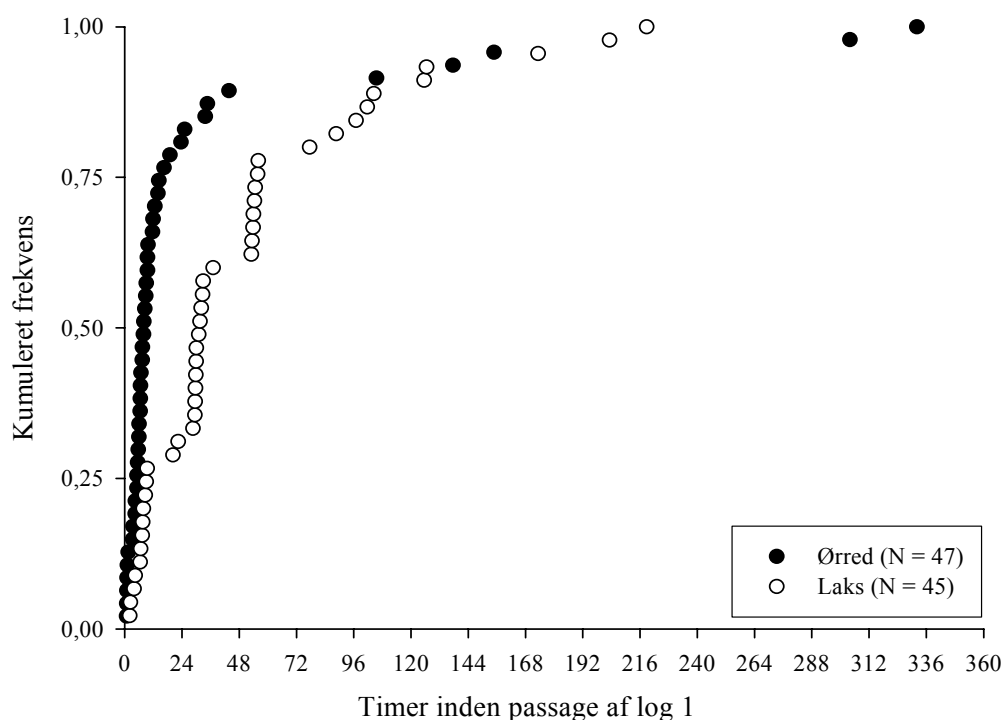
\* Fulton's konditionsfaktor:  $K = 100 \cdot \text{vægt} \cdot \text{længde}^{-3}$  (Bagenal 1978).

## 2.3.2 Migrationsadfærd

### Genoptagelse af migrationen (passage af log 1)

I alt passerede 47 ørreder og 45 laks log 1. Derudover blev fire ørreder og fire laks registreret på en eller flere af de efterfølgende dataloggere, men ikke på log 1.

Indenfor 24 timer efter mærkningen og udsætningen havde 80 % af ørrederne genoptaget migrationen. Den senest startende ørred passerede log 1 332 timer efter udsætningen. Ørrederne genoptog migration uden noget umiddelbart mønster i forhold til døgnets (figur 2). Derimod viser registreringerne af laksene, at hovedparten af disse (ca. 80 %) er passeret log 1 i et mønster, der i nogen grad følger døgnrytmen. Den senest startende laks genoptog migrationen 219 timer efter udsætning.

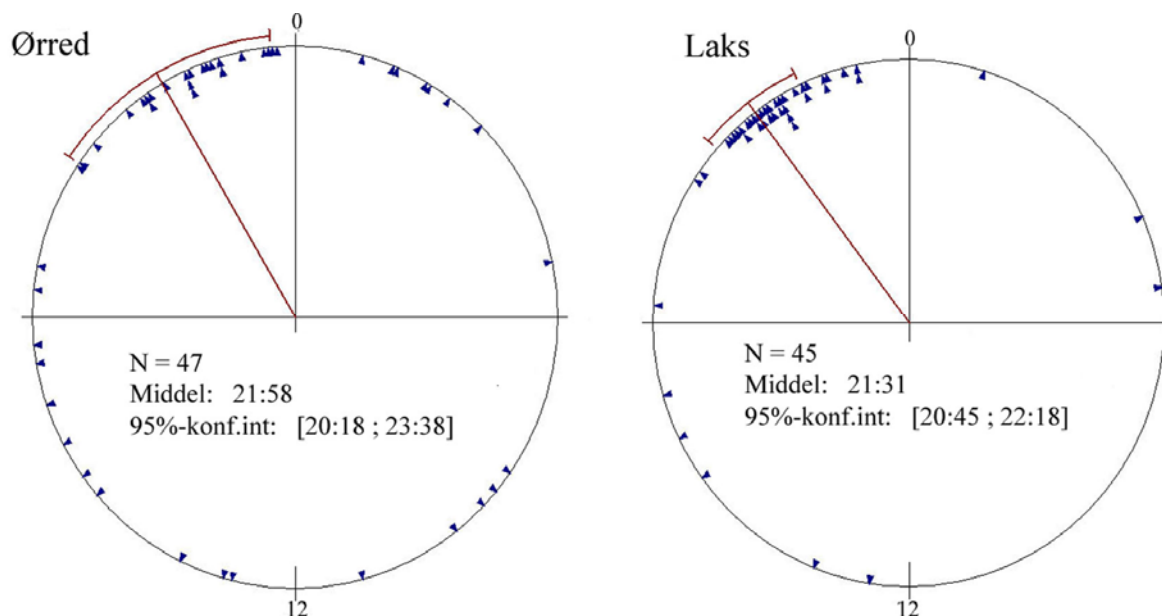


Figur 10. Tid fra mærkning og udsætning til passage af log 1.

Dette mønster antyder, at laksene genoptager migrationen indenfor et forholdsvist begrænset tidsrum på dagen, idet udsætningstidspunktet for de mærkede fisk ikke varierede synderligt (middeltidspunkt: 14:42; 95 %-konf.-int: [14:22 ; 15:01]). Dette bekræftes desuden af tidspunkterne for passage af log 1 (figur 3). Middeltidspunktet for passage var stort set ens for de to arter (ørred: 21:58 laks: 21:31), men laksenes passage var mere koncentreret omkring middeltidspunktet end ørredernes. Således passerede 62 % af laksene log 1 indenfor middeltidspunktet  $\pm$  1 time, mens kun 32 % af ørrederne gjorde dette.

Hovedparten af fiskene (60 % af ørrederne og 80 % af laksene) passerede log 1 i døgnets mørke timer ([21:00 ; 06:00]). Laksene genoptog, i højere grad end ørrederne, migrationen umiddelbart

efter mørkets frembrud (figur 3). Således passerede 49 % af laksene log 1 i timen efter mørkets frembrud ([21:00 ; 22:00]), mens kun 11 % af ørrederne gjorde det samme.

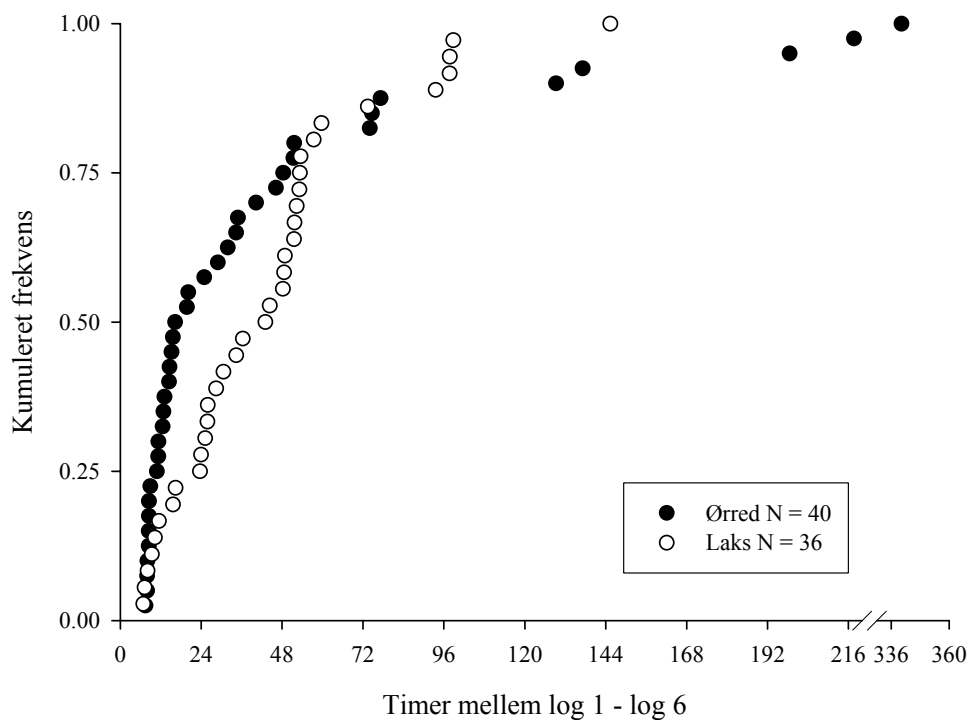


Figur 11. Tidspunkter for genoptagelse af migration efter radiomærkning (passage af log 1). Hvert mærke illustrerer en registrering.

Tidspunkterne for de to arters passage af dataloggerne udviser i alle tilfælde en ikke-tilfældig fordeling (Rayleigh's test for cirkulær uniformitet  $P < 0,01$ ).

## Migration i åen (strækningen log 1 – log 6)

Den hurtigste ørred tilbagelagde strækningen fra log 1 til log 6 på ca. otte timer; den langsomste på ca. 340 timer (figur 4). For laksenes vedkommende er de tilsvarende tal hhv. ca. syv og 145 timer.

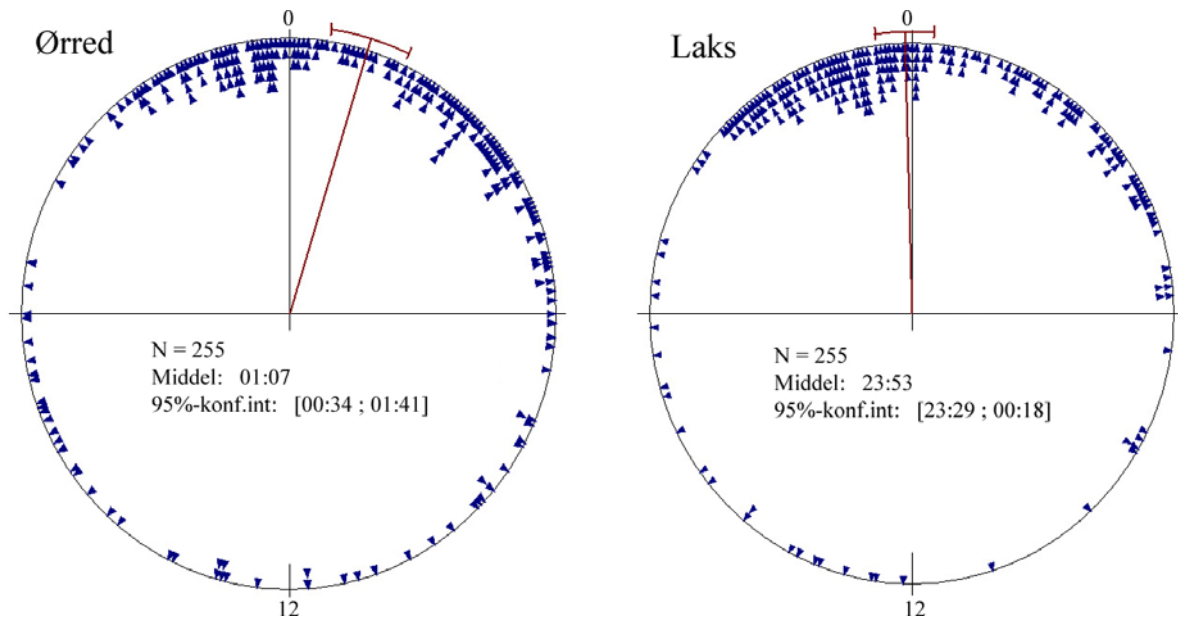


Figur 12. Timer brugt på strækningen log 1 – log 6. Grafen viser data fra fisk registreret på både log 1 og log 6.

Cirka 55 % af ørrederne passerede log 6 indenfor 24 timer efter, de havde genoptaget migrationen. For laksenes vedkommende er tallet ca. 28 % (figur 4). Dette indikerer, at laksene migrerede med en lavere gennemsnitshastighed end ørrederne, hvilket skyldes, at laksene generelt holdt flere pauser som beskrevet nedenfor.

Hovedparten af samtlige registreringer på dataloggerne fandt sted i døgnets mørke timer, 78 % af ørrederne og 86 % af laksene passerede således en datalogger i tidsrummet 21:00 - 06:00 (figur 5). Som ved passage af log 1 er laksene i højere grad end ørrederne registreret i timerne umiddelbart efter mørkets frembrud: 51 % af laksene i tidsrummet 21:00 - 00:00 mod 31 % af ørrederne.

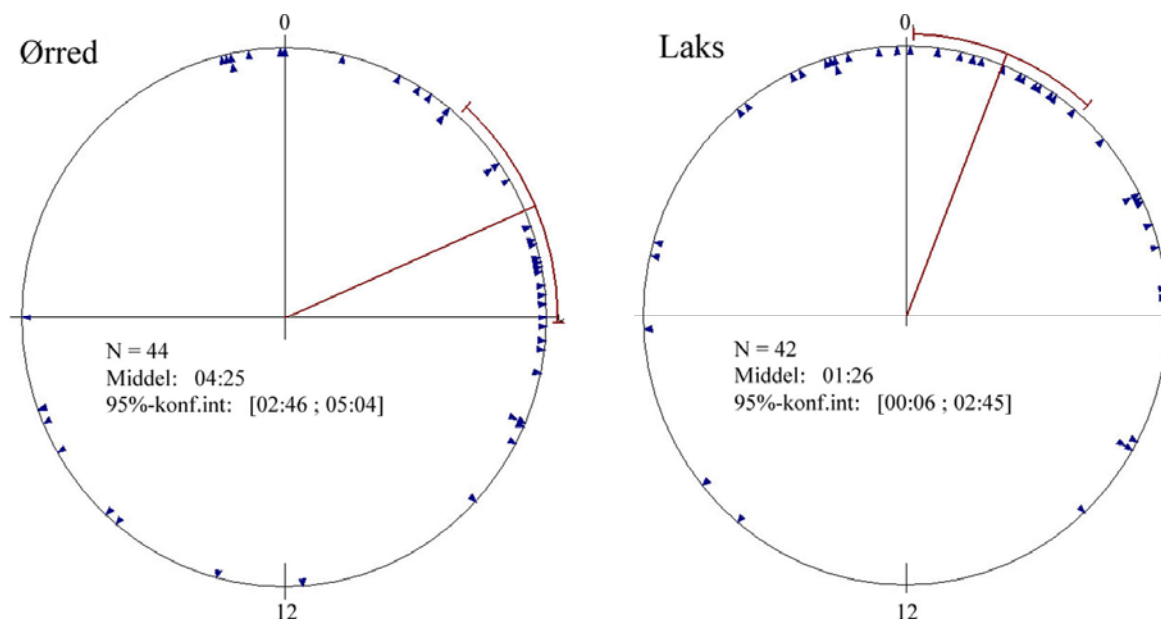
Der kan ikke konstateres forskelle mellem de to arter med hensyn til tidspunkter for passage af dataloggerne fra log 1 til og med log 5 (Watson-Williams F-test;  $P > 0,05$ ). Derimod ses en signifikant forskel ved tidspunktet for passage af log 6 (se nedenfor).



Figur 13. Tidspunkter for passage af samtlige dataloggere. Hvert mærke illustrerer en registrering.

## Udvandring til fjorden (passage af log 6)

Fiskenes udvandring til fjorden foregik, som den øvrige migration, hovedsageligt i døgnets mørke timer. Således passerede 59 % af ørrederne og 79 % af laksene log 6 i tidsrummet 21:00 - 06:00. I modsætning til passagen af de øvrige dataloggere ses en forskel på udvandringstidspunktet arterne imellem, idet ørredernes udvandring til fjorden fandt sted gennemsnitlig tre timer senere end laksenes (Watson-Williams F-test;  $P < 0,01$ ) (figur 6).



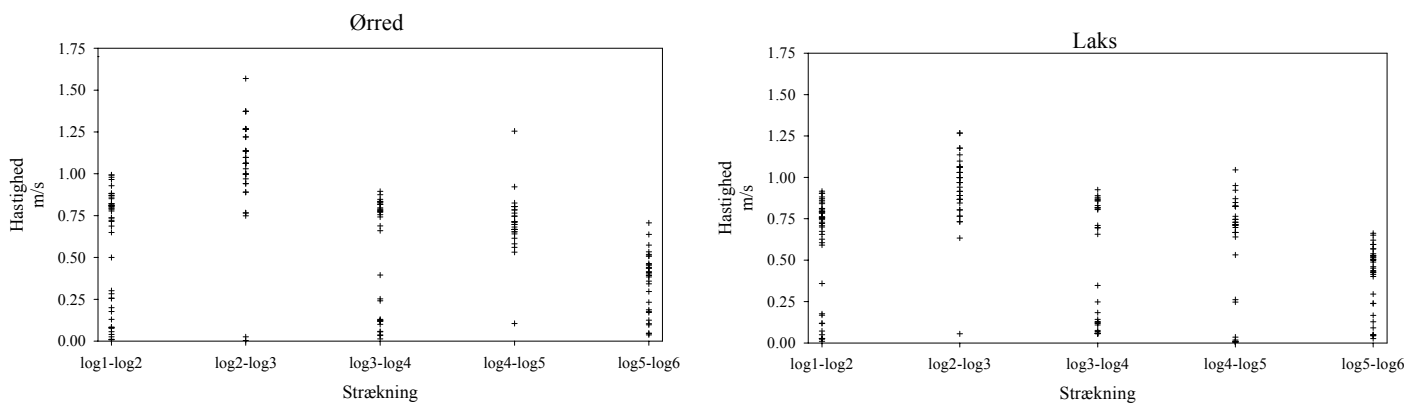
Figur 14. Tidspunkter for udvandring til Ringkøbing Fjord (passage af log 6). Hvert mærke illustrerer en registrering.



### 2.3.3 Migrationshastighed

Samtlige hastigheder registreret på dataloggerne fremgår af figur 7. Med undtagelse af strækningen log 5 – log 6 ses i alle tilfælde en klar todeling af de registrerede hastigheder i en øvre og en nedre gruppe. Grupperne med forholdsvis lave gennemsnitlige migrationshastigheder kan være fremkommet ved, at fiskene har holdt en konstant lav hastighed over strækningen. Der er dog ikke konstateret tilfælde, hvor en fisk har haft en lav migrationshastighed gennem hele udvandringen til fjorden. Således er alle fisk, der udgør grupperne med forholdsvis lav hastighed registreret med forholdsvis høj hastighed på en eller flere af de øvrige strækninger. Det antages derfor, at fiskene med tilsyneladende lav gennemsnitlig migrationshastighed reelt har holdt egentlige pauser på de givne strækninger og betragtes derfor ikke som 'aktivt migrerende' på disse strækninger. Dette bekræftes desuden af de manuelle pejlinger på strækningen log 1 – log 5, hvor migrationshastigheder under 0,6 m/s kun blev registreret i korte perioder. Ved den følgende databehandling opdeles fiskene derfor i 'pauserende' og 'aktivt migrerende' baseret på hvorvidt gennemsnitshastigheden på en given strækning var under eller over 0,55 m/s.

De registrerede hastigheder på strækningen log 5 – log 6 er, i forhold til de andre strækninger, væsentlig mere ensartede, hvilket vanskeliggør en opdeling i 'pauserende' og 'aktivt migrerende' fisk. Data fra denne strækning behandles derfor særskilt i et senere afsnit.

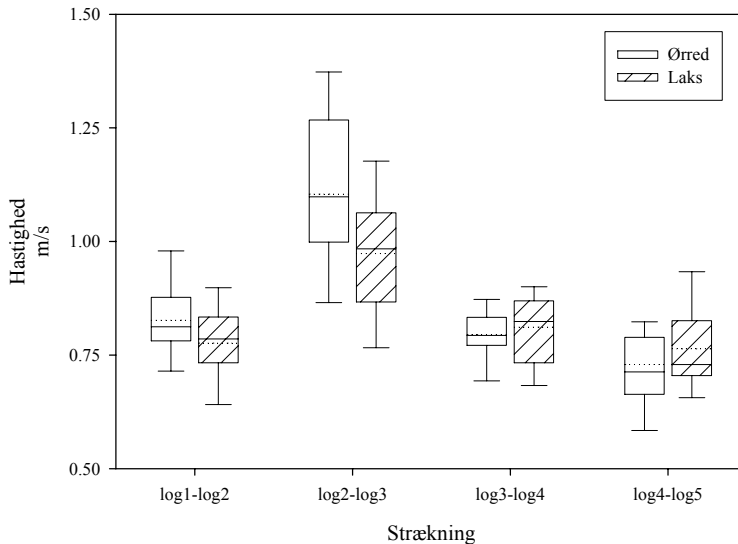


Figur 15. Samtlige registrerede hastigheder af radiomærkede fisk på alle strækningerne.

## Migrationshastigheder på strækningen log 1 – log 5

### Gennemsnitlige migrationshastigheder af aktivt migrerende fisk

Strækningen havde en signifikant effekt på migrationshastigheden hos både laks og ørred (figur 8; tabel 9). Begge arter migrerede med signifikant højere hastighed på strækningen log 2 – log 3 end på de øvrige (figur 8; tabel 10).



Figur 16. Migrationshastighed af aktivt migrerende fisk på strækningerne fra log 1 – log 5. Central linie angiver median; central stiplede linie angiver middel; box = 25- & 75-percentil; ydre streger: 10- & 90-percentil.

For begge arter var migrationshastigheden desuden afhængig af kropslængden (tabel 9). Hos ørrederne ses en signifikant negativ effekt af fiskenes kropslængde på migrationshastigheden angivet i bl/s (tabel 9). Kropslængden har en signifikant positiv effekt på laksenes migrationshastighed angivet i cm/s (tabel 9). Der ses ingen effekter af kropslængden når hastigheden angives i cm/s hos ørred og bl/s hos laks.

Derudover ses hos laksene en signifikant effekt af en interaktion mellem  $\text{Na}^+ - \text{K}^+ - \text{ATPase}$ -aktiviteten og vandtemperaturen på fiskenes migrationshastighed (angivet både som cm/s og bl/s) (tabel 9).

Vandhastigheden havde ingen indflydelse på fiskenes migrationshastighed på strækningen log 1 – log 2 (lineær regression; backward elimination;  $P \gg 0,5$ ).

Tabel 9. GLM-analyse for effekter af strækning, længde, Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og vandtemperatur på migrationshastigheden af 'aktivt migrerende' smolt (opgivet i både cm/s og bl/s). Fixed factor: strækning; covariates: længde (cm), Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet og vandtemperatur (°C). Kun den endelige model er præsenteret. Signifikante effekter er fremhævet.

	Source	Koef.	SS	df	MS	F	P
Ørred; hastighed i cm/s	Model <sup>a</sup>		23408,110	6	3901,352	21,382	,000
	Intercept	110,315	6966,774	1	6966,774	38,183	,000
	<b>STRÆKNING</b>		22570,829	3	7523,610	41,235	<b>,000</b>
	LÆNGDE	-1,017	278,435	1	278,435	1,526	,220
	ATP	-,05883	4,423	1	4,423	,024	,877
	VANDTEMP	-1,834	635,975	1	635,975	3,486	,065
	Error		16603,608	91	182,457		
	a: R <sup>2</sup> = ,585 (Adjusted R <sup>2</sup> = ,558)						
Ørred; hastighed i bl/s	Model <sup>a</sup>		108,238	6	18,040	27,127	,000
	Intercept	10,957	62,848	1	62,848	94,509	,000
	<b>STRÆKNING</b>		77,915	3	25,972	39,055	<b>,000</b>
	<b>LÆNGDE</b>	-,329	29,095	1	29,095	43,752	<b>,000</b>
	ATP	-,004212	,02267	1	,02267	,034	,854
	VANDTEMP	-,09346	1,652	1	1,652	2,485	,118
	Error		60,515	91	,665		
	a: R <sup>2</sup> = ,641 (Adjusted R <sup>2</sup> = ,618)						
Laks; hastighed i cm/s	Model <sup>a</sup>		9416,323	7	1345,189	13,215	,000
	Intercept	-7,396	,07917	1	,07917	,001	,978
	<b>STRÆKNING</b>		6454,978	3	2151,659	21,138	<b>,000</b>
	<b>LÆNGDE</b>	3,468	784,063	1	784,063	7,703	<b>,007</b>
	ATP	4,055	348,249	1	348,249	3,421	,068
	VANDTEMP	3,009	239,158	1	239,158	2,350	,129
	<b>ATP * VANDTEMP</b>	-,528	577,975	1	577,975	5,678	<b>,019</b>
	Error		8855,796	87	101,791		
a: R <sup>2</sup> = ,515 (Adjusted R <sup>2</sup> = ,476)							
Laks; hastighed i bl/s	Model <sup>a</sup>		27,108	7	3,873	11,802	,000
	Intercept	4,349	3,244	1	3,244	9,887	,002
	<b>STRÆK</b>		20,857	3	6,952	21,189	<b>,000</b>
	LÆNGDE	-,07214	,339	1	,339	1,034	,312
	ATP	,231	1,131	1	1,131	3,448	,067
	VANDTEMP	,169	,758	1	,758	2,309	,132
	<b>ATP * VANDTEMP</b>	-,03020	1,893	1	1,893	5,770	<b>,018</b>
	Error		28,546	87	,328		
a: R <sup>2</sup> = ,487 (Adjusted R <sup>2</sup> = ,446)							

Tabel 10. Post hoc test (Tukey HSD) for forskelle på migrationshastighederne på strækningerne fra log 1 til log 5.

<b>Ørred</b>						
Strækning	Middel (m/s)	N	log 1 – log 2	log 2 – log 3	log 3 – log 4	log 4 – log 5
log 1 – log 2	0,83	29	-	P < 0,001	i.s.	i.s.
log 2 – log 3	1,10	37	P < 0,001	-	P < 0,001	P < 0,001
log 3 – log 4	0,80	20	i.s.	P < 0,001	-	i.s.
log 4 – log 5	0,73	30	i.s.	P < 0,001	i.s.	-

<b>Laks</b>						
Strækning	Middel (m/s)	N	log 1 – log 2	log 2 – log 3	log 3 – log 4	log 4 – log 5
log 1 – log 2	0,77	33	-	P < 0,001	i.s.	i.s.
log 2 – log 3	0,96	37	P < 0,001	-	P < 0,05	P < 0,001
log 3 – log 4	0,81	16	i.s.	P < 0,05	-	i.s.
log 4 – log 5	0,76	25	i.s.	P < 0,001	i.s.	-

På strækningerne log 1 – log 2 og log 2 – log 3 er laksens gennemsnitlige migrationshastighed signifikant lavere end ørredernes (tabel 11). Når hele strækningen log 1 – log 5 betragtes ses en ikke signifikant tendens til det samme (t-test; P = 0,059).

Tabel 11. Sammenligning af de gennemsnitlige migrationshastigheder for 'aktivt migrerende' ørred og laks på de enkelte strækninger fra log 1 til log 5.

Strækning	<b>Ørred</b>		<b>Laks</b>		<b>t-test</b>
	Middel (m/s)	N	Middel (m/s)	N	
log 1 – log 2	0,83 ± 0,02	29	0,77 ± 0,02	33	P < 0,05
log 2 – log 3	1,10 ± 0,03	37	0,96 ± 0,02	37	P < 0,05
log 3 – log 4	0,80 ± 0,01	20	0,81 ± 0,02	16	i.s.
log 4 – log 5	0,73 ± 0,02	30	0,76 ± 0,02	25	i.s.
Samlet	0,88 ± 0,02	116	0,84 ± 0,01	111	i.s.

### Individuelle gennemsnitlige migrationshastigheder

Når den individuelle gennemsnitlige migrationshastighed på strækningen log 1 – log 5 betragtes, ses en ikke signifikant tendens til, at ørrederne er hurtigere end laksene (tabel 12). Disse beregninger er baseret på de enkelte fisks passage af log 1 og log 5, hvorfor der ikke er taget højde for eventuelle pauser undervejs. Analysen indeholder derfor data for både de 'pauserende' og de 'aktive' fisk, hvorfor tallene ikke umiddelbart kan sammenlignes med tabel 11.

Tabel 12. Sammenligning af ørred og laks' individuelle gennemsnitlige migrationshastigheder (m/s og bl/s) på strækningen log 1 – log 5. Indeholder både data for 'pauserende' og 'aktive' fisk.

	Ørred		Laks		t-test
	Middel	N	Middel	N	
log 1 – log 5	0,48 m/s	29	0,33 m/s	33	P = 0,077
log 1 – log 5	2,77 bl/s	29	1,91 bl/s	33	P = 0,077

### Pauser i migrationen på strækningen log 1 – log 5

I forhold til ørrederne holdt en signifikant større andel af laksene pause på strækningen log 4 – log 5 (tabel 13). Der ses ingen forskelle på de øvrige strækninger.

Tabel 13. Pauserende fisks andel af registrerede hastigheder på de enkelte strækninger. Sidste kolonne angiver det samlede antal fisk, der holdt pause. Tal i parentes angiver antal, der antageligt har holdt pause / antal registrerede hastigheder på den givne strækning. Forskelle er analyseret med  $\chi^2$ -test.

	log 1 – log 2	log 2 – log 3	log 3 – log 4	log 4 – log 5	log 1 – log 5
Ørred	38 % (18/47)	5 % (2/39)	43 % (15/35)	3 % (1/31)	47 % (27/57)
Laks	27 % (12/45)	3 % (1/38)	50 % (16/32)	29 % (10/35)	55 % (31/56)
$\chi^2$	i.s.	i.s.	i.s.	P < 0,01	i.s.

I alt holdt 27 ørreder og 31 laks pause en eller flere gange på strækningen log 1 – log 5 (tabel 13), mens 30 ørreder og 25 laks tilsyneladende ikke holdt pauser. Hos ørrederne holdt 18 fisk pause på en af strækningerne, mens 9 holdt pauser på to strækninger. For laksenes vedkommende er tallene hhv. 24 og 6 samt en, der holdt pause på tre strækninger.

Der ses ingen signifikante forskelle på varigheden af pauserne: hverken mellem ørred og laks (Mann-Whitney;  $P > 0,05$ ) (tabel 14) eller mellem de enkelte strækninger (Kruskal-Wallis,  $P > 0,05$ ).

Tabel 14. Varighed (median) af pauser (tt:mm) på de enkelte strækninger samt de korteste og længste registrerede pauser.

		log 1 – log 2	log 2 – log 3	log 3 – log 4	log 4 – log 5	log 1 – log 5
Ørred	N	18	2	15	1	36
	Median	12:58	75:32	18:59	04:14	18:13
	Min - max	00:57 – 142:25	20:42 – 130:21	03:27 – 202:38	-	
Laks	N	12	1	16	10	39
	Median	18:35	09:22	20:23	56:25	22:12
	Min - max	01:46 – 119:26	-	04:25 – 44:40	01:19 – 110:29	
Mann-Whitney		i.s.	-	i.s.	-	i.s.

Der ses en signifikant negativ sammenhæng mellem ørredernes  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet og deres tilbøjelighed til at holde pause, mens en positiv sammenhæng ses mellem laksenes længde og pauserne (tabel 15). Derudover ses en tendens til, at vandtemperaturen ligeledes har en negativ indflydelse på hyppigheden af ørredernes pauser (tabel 15).

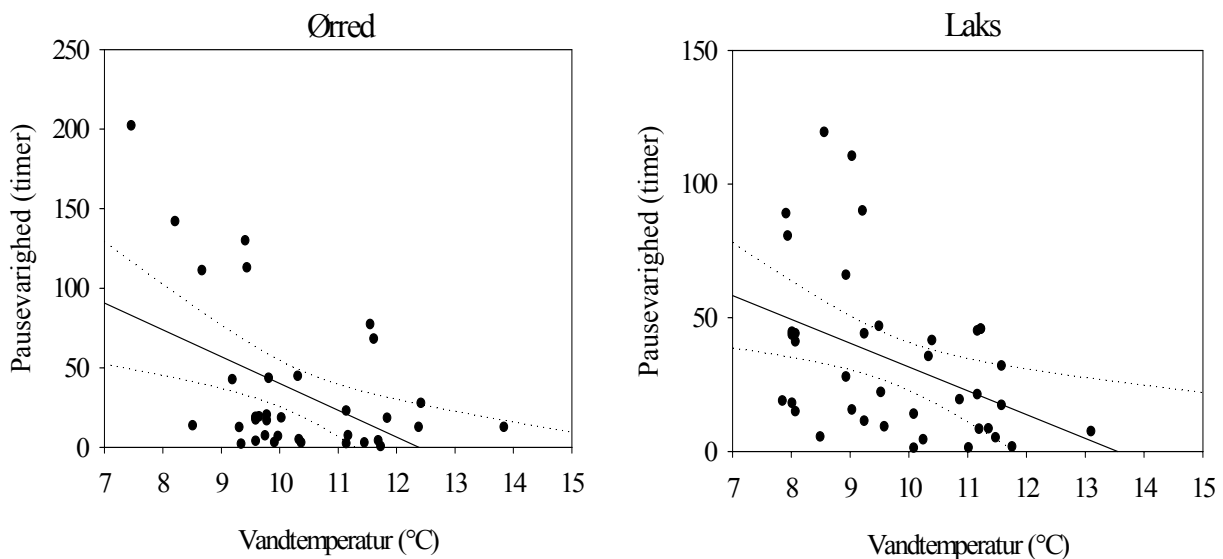
Tabel 15. Logistisk regression for test af fiskens længde (cm),  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet og vandtemperaturens ( $^{\circ}\text{C}$ ) effekt på hvorvidt fiskene holdt pauser under migrationen eller ej. Kun den endelige model er medtaget i tabellen.

		$\chi^2$	df	Sig.	$\beta$	S.E.	Sig.
Ørred:	Model:	7,074	2	0,029			
	$\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet				-0,233	0,114	0,041
	Vandtemperatur				-0,459	0,244	0,060
	Konstant				6,890	3,053	0,024
Nagelkerke $R^2 = 0,212$							
Laks:	Model:	5,586	2	0,018			
	Længde				0,988	0,485	0,042
	Konstant				-16,705	8,401	0,047
Nagelkerke $R^2 = 0,185$							

Hos laksene ses en signifikant negativ effekt af vandtemperaturen på pausernes varighed, mens der hos ørrederne ses en ikke-signifikant tendens til det samme (tabel 16; figur 9).

Tabel 16. Lineær regression (backward elimination;  $P > 0,10$  to removal) til analyse af hvorvidt fiskens længde (cm),  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet og vandtemperaturen ( $^{\circ}\text{C}$ ) havde indflydelse på pausernes varighed.

		$R^2_{\text{adjustet}}$	$\beta$	P
Ørred:	Model:	0,082		
	Længde			i.s.
	$\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet			i.s.
	Vandtemperatur		-9,20	0,062
	Konstant		125,13	0,017
Laks:	Model:	0,261		
	Længde			i.s.
	$\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet			i.s.
	Vandtemperatur		-11,78	0,001
	Konstant		151,53	< 0,001



Figur 17. Varighed af pauserne som funktion af vandtemperaturen. Bemærk forskellige y-akser.

## Migrationshastigheder på strækningen log 5 – log 6

Migrationshastighederne på strækningen log 5 – log 6 er som nævnt væsentligt mere homogene end tilfældet er for de øvrige strækninger, hvor fiskene kunne grupperes i 'pauserende' og 'aktivt migrerende' (figur 7). Laksenes migrationshastigheder på strækningen log 5 – log 6 kan dog grupperes som på de øvrige strækninger, mens der ikke er grundlag for en sådan gruppering af ørredernes migrationshastigheder. I behandlingen af fiskenes migrationshastigheder på denne strækning skelnes derfor ikke mellem 'aktive' og 'pauserende' fisk. Der kunne ikke konstateres signifikant forskel på de to arters migrationshastigheder (Mann-Whitney;  $P > 0,05$ ).

Strækningen adskiller sig fra de øvrige ved, at den er påvirket af vindinduceret vandstuvning, der medfører en reduceret vandhastighed (Jens Møller Andersen, DMU, pers. komm.). Dette skyldes dels, at åen på store dele af denne strækning løber mod den fremherskende vindretning samt, at åens fald på dette yderste stykke er forholdsvis lille. Såfremt fiskenes migration hovedsageligt foregår som passiv transport med strømmen, er det forventeligt, at vinden herigennem kan påvirke fiskenes migrationshastighed.

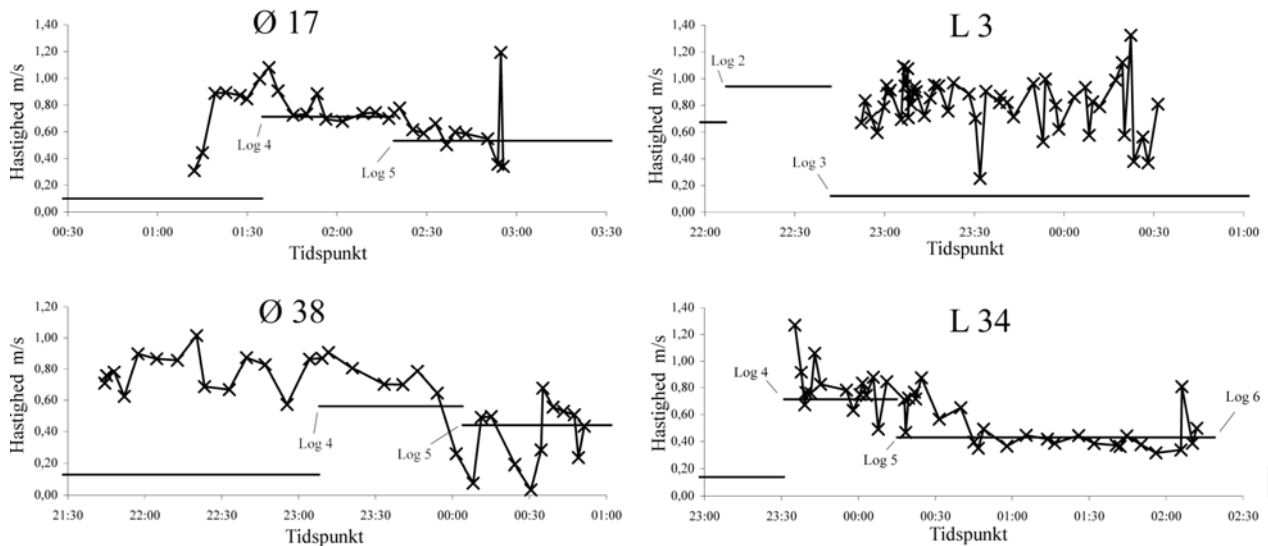
Der er derfor gennemført analyser for vindretningens eventuelle indflydelse (vægtet med vindhastigheden) på fiskenes migrationshastighed på denne strækning. Vindretningen er transformeret til en kontinuert skala løbende fra -1 ( $270^\circ$ ) til +1 ( $90^\circ$ ), da disse vindretninger formodes at have størst hhv. negativ og positiv indflydelse. Retningerne  $0^\circ$  og  $180^\circ$  forventes derimod ikke at påvirke fiskenes migrationshastighed, hvorfor 0 defineres af disse retninger. Denne skala for vindretningen er efterfølgende vægtet lineært med vindhastigheden for at opnå et index for den formodede effekt på fiskens migrationshastighed. Ved lineær regression kunne der ikke påvises effekter af dette index på hverken ørredernes eller laksenes migrationshastighed på strækningen log 5 – log 6 ( $P \gg 0,05$ ). Data vedrørende vindretning og -hastighed er erhvervet fra DMI.



### 2.3.4 Migrationsadfærd og –hastighed fundet ved manuel pejling

I alt blev syv ørreder og syv laks fulgt med manuel pejling i løbet af smoltudtrækket. Der blev hverken registreret tilfælde hvor fisk migrerede i dagslys eller opstrøms migration.

Figur 10 viser fire eksempler på registreringerne ved den manuelle pejling. Hastigheden af samtlige fulgte fisk sammenlignet med hastigheden beregnet fra registreringer på dataloggerne fremgår af appendiks 1.



Figur 18. Fire eksempler på hastigheder af radiomærkede fisk fulgt ved manuel pejling. Hvert kryds repræsenterer den registrerede middelhastighed mellem denne og den foregående positionering af fisken. Vandrette linier angiver hastigheder beregnet ud fra registreringerne på dataloggerne. Passage af dataloggere er markeret med tekst.

De fulgte fisk migrerede med hastigheder på ca. 0,50 – 1,10 m/s hovedparten af tiden. Migrationen af de fulgte fisk foregik generelt kontinuerligt i de perioder (1/2 – 3 timer), de blev pejlet manuelt. Der blev således kun observeret et tilfælde, hvor fisken tilsyneladende holdt mindre pauser (Ø 38).

Generelt ses overensstemmelse mellem migrationshastighederne estimeret ved de to forskellige metoder. I tilfælde hvor en mærket fisk er manuelt pejlet over hele strækningen mellem to dataloggere, ses således stor overensstemmelse mellem de to registreringsmetoder (Ø 17 og L 34). Desuden illustreres problematikken angående de pauserende fisk (L 3). I perioden hvor denne fisk blev fulgt, migrerede den med hastigheder på ca. 0,6 – 1,0 m/s, mens registreringerne på dataloggerne angiver en middelhastighed på ca. 0,10 m/s. Årsagen er, at fisken holdt en længerevarende pause på strækningen log 3 – log 4.

### 2.3.5 Sæsonmæssig variation

Hos begge arter ses en tendens til negativ sammenhæng mellem mærkningsdato og konditionsfaktor (tabel 17). Dette betyder, at vægten af de mærkede fisk i forhold til længden blev lavere mod slutningen af mærkningsperioden.

Laksenes  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet er tilsyneladende stigende som funktion af mærkningsdatoen, mens der ikke kan konstateres nogen sammenhæng hos ørrederne (tabel 17). Som tidligere nævnt kan der ikke konstateres korrelation mellem fiskenes længde og deres  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet. Den observerede positive effekt på  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten hos laksene skyldes derfor sandsynligvis ikke udvælgelsen af fisk til mærkning, men derimod en sæsonmæssig variation.

Opholdstiden i åen (tidsforbruget log 1 – log 6) var signifikant negativ korreleret med mærkningsdatoen hos ørrederne, mens der ses en tendens til det samme ved laksene (tabel 17). Derimod kunne der ikke konstateres sæsonmæssig variation i tiden inden fiskene genoptog migrationen efter mærkning (tabel 17).

Tabel 17. K-faktor,  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet, timer inden passage af log 1 og tidsforbruget på strækningen log 1 – log 6 som funktion af mærkningsdatoen. '÷' og '+' angiver hvorvidt mærkningsdatoen havde en negativ eller positiv effekt. Undersøgt ved lineær regression (i.s.:  $P > 0,10$ ; #:  $P < 0,10$ ; \*:  $P < 0,05$ ; \*\*:  $P < 0,01$ ).

	K-faktor	$\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet	Timer inden passage af log 1	Tidsforbrug log 1 – log 6
Ørred	÷ #	i.s.	i.s.	÷ *
Laks	÷ #	+ **	i.s.	÷ #

## 2.3.6 Prædation

Af de radiomærkede 57 ørreder og 56 laks passerede 38 (66,7 %) ørreder og 27 (48,2 %) laks en af de to yderste dataloggere (log 6) og blev ikke registreret efterfølgende. Disse fisk formodes derfor at have overlevet udvandringen til havet (tabel 18).

De manuelle pejlinger samt dataloggeren placeret på Olsens Pold dokumenterer, at i alt 11 (19,3 %) ørreder og 24 (42,9 %) laks er præderet af fugle (tabel 18). Derudover sandsynliggør registreringer på de to yderste dataloggere (log 6S og log 6N) at yderligere en ørred er præderet. Den registrerede prædation udgøres primært af to prædatorer: gedde og skarv. Endelig blev en enkelt sender pejlet til toppet lappedykker (*Podiceps cristatus*). Det skal bemærkes, at skarvkolonierne ligeledes indeholdt et mindre antal sølvmågereder (*Larus argentatus*), ved hvilke der blev genfundet enkelte sendere. Sølvmågerne har dog sandsynligvis haft svært ved at fange smoltene med mindre disse har udvist ændret adfærd som følge af radiomærkningen.

Sølvmågerne fouragerer derimod ofte på ådsler og lignende, f.eks. skarvgylp, og det er derfor muligt, at fiskene mærket med disse sendere reelt er præderet af skarv (Bregnballe, T., DMU, pers. komm.). Omtrent 80 % af de genfundne sendere blev fundet i skarvgylp, mens de resterende blev fundet ved sølvmågereder eller liggende løst i sandet.

Tabel 18. Oversigt over de radiomærkede fisks skæbne. Tal angiver det absolutte antal fisk, mens tal i parentes angiver procent af antal udsatte fisk. Overlevet: fisk, der passerede log 6 og ikke blev registreret efterfølgende; Gedde: fisk præderet af gedder, der efterfølgende blev el-fisket; Skarv: sendere fundet/pejlet på Vinterleje og Olsens Polde, samt under 'skarvtræer'; Toppet lappedykker: sender pejlet til Toppet lappedykker; Formodet præderet: vurdering baseret på data fra dataloggerne; Ukendt: løs sender fundet i Hestholm Sø; Forsvundet inden passage af log 6: fisk, der ikke er registreret på log 6 og ikke efterfølgende gjort rede for (se Tabel 19).

	Udsat	Overlevet	Præderet					Forsvundet inden passage af log 6
			Gedde	Skarv	Toppet lappedykker	Formodet præderet	Ukendt	
Ørred	57	38 (66,7 %)	1 (1,8 %)	7 (12,3 %)	1 (1,8 %)	1 (1,8 %)	1 (1,8 %)	8 (14,0 %)
Laks	56	27 (48,2 %)	3 (5,4 %)	21 (37,5 %)	-	-	-	5 (8,9 %)

De resterende otte (14,0 %) ørreder og fem (8,9 %) laks kan der ikke gøres rede for, idet registreringen af disse ophørte mens de endnu befandt sig i åen (tabel 19 angiver den sidste registrering af disse fisk). Hovedparten af disse fisk var mærket med sendere af typen F1420, der tidligere havde været anvendt og senere genfundet (3 stk.) eller af typen LT-1 (6 stk.). De resterende 4 fisk (2 ørreder forsvundet inden log 2 og log 3 samt 2 laks forsvundet inden log 2 og log 5) var mærket med nye F1420. Det er sandsynligt, at signalet fra førstnævnte sendere er ophørt pga. udbændt batteri, mens LT-1-senderne, udsendte så svage signaler, at dataloggerne tilsyneladende ikke registrerede dem. Det har ikke været muligt at dokumentere, hvorvidt registreringerne af disse fisk ophørte pga. ovenfor nævnte fejl eller pga. prædation (og efterfølgende fjernelse fra området) fra f.eks. fiskehejre, der ofte blev observeret ved åen. Ved Skjern Å findes desuden odder (*Lutra lutra*), mink (*Mustela vison*) og mår (*Martes martes*), der ligeledes kan have præderet på disse; sidstnævnte er i stand til at fjerne voksne havørreder op til 1 km. fra vandløbet (Hans Jørgen, DFU, pers. komm.).

Tabel 19. Oversigt over den sidste registrering af fisk 'forsvundet inden passage af log 6'.

Ingen registrering efter:	Ørred (antal)	Laks (antal)
udsætning	4	1
log 1	-	1
log 2	2	1
log 3	2	1
log 4	-	-
log 5	-	1

Disse 'forsvundne fisk' er ikke inddraget i antallet af præderede, hvorfor den præsenterede prædation udgør et minimumsestimat.

Den registrerede prædation fandt sted i både Skjern Å, Hestholm Sø og Ringkøbing Fjord (tabel 20). Prædationen fra gedder fandt sandsynligvis sted i åen og søen, mens skarv-prædationen tilsyneladende fandt sted i både å og fjord.

## Skjern Å

Under den nedstrøms migration fra Borriskrog Bro til log 6 blev i alt fire (7,0 %) ørreder og ni (16,1 %) laks præderet i åen (tabel 20). Ved målrettet el-fiskeri efter radiomærkede fisk, der udviste 'suspekt opførsel' blev der fanget fire gedder, der tilsammen havde præderet en radiomærket ørred (Ø 47) og tre laks (L 10, L 24 og L 26). De resterende tre ørreder (Ø 20, Ø 40 og Ø 50) og 6 laks (L 5, L 7, L 20, L 29, L 45 og L 51) er formodentlig præderet af skarv.

## Hestholm Sø

Der blev i alt registreret fire ørreder (ingen laks) i Hestholm Sø. Manuelle pejlinger sandsynliggør, at en af disse blev præderet inde i søen (se appendiks 2; fisk nr. Ø 6 for noter ang. manuelle pejlinger). Omstændighederne

antyder, at fisken blev præderet af gedde, om end dette ikke kan bekræftes. De tre øvrige har tilsyneladende overlevet opholdet i søen og har fortsat den videre migration (se appendiks 2; fisk nr. Ø 22; Ø 41 og Ø 44).

Tabel 20. Oversigt over den registrerede prædation i hhv. Skjern Å, Hestholm Sø og Ringkøbing Fjord. Skarv-prædationen i åen udgøres af fisk, der ikke er registreret på log 6 og efterfølgende registreringer sandsynliggør, at de er præderet af skarv. Fisk, der har passeret log 6, hvor efterfølgende registreringer sandsynliggør skarv-prædation formodes præderet i fjorden.

	Ørred	Laks
Skjern Å:		
Gedde	1	3
Skarv	3	6
Hestholm Sø:		
Ukendt	1*	-
Ringkøbing Fjord:		
Skarv	5	15
Ukendt:	1**	-
I alt:	11	24

## Ringkøbing Fjord

Der blev registreret 43 ørreder og 42 laks på log 6. Disse formodes at have overlevet migrationen til Ringkøbing Fjord. Af disse blev der efterfølgende registreret fem (11,6 %) ørreder og 15 (35,7 %) laks på Vinterleje og Olsens Polde. Prædationen af disse tilskrives skarv, om end det som tidligere nævnt ikke kan udelukkes, at en del af fiskene er præderet af sølvmåger.

\* Fisken blev pejlet i Hestholm Sø (ved overløbet fra åen) d. 22. april og er sandsynligvis præderet af gedde. Se appendiks 2, fisk nr. Ø 6.

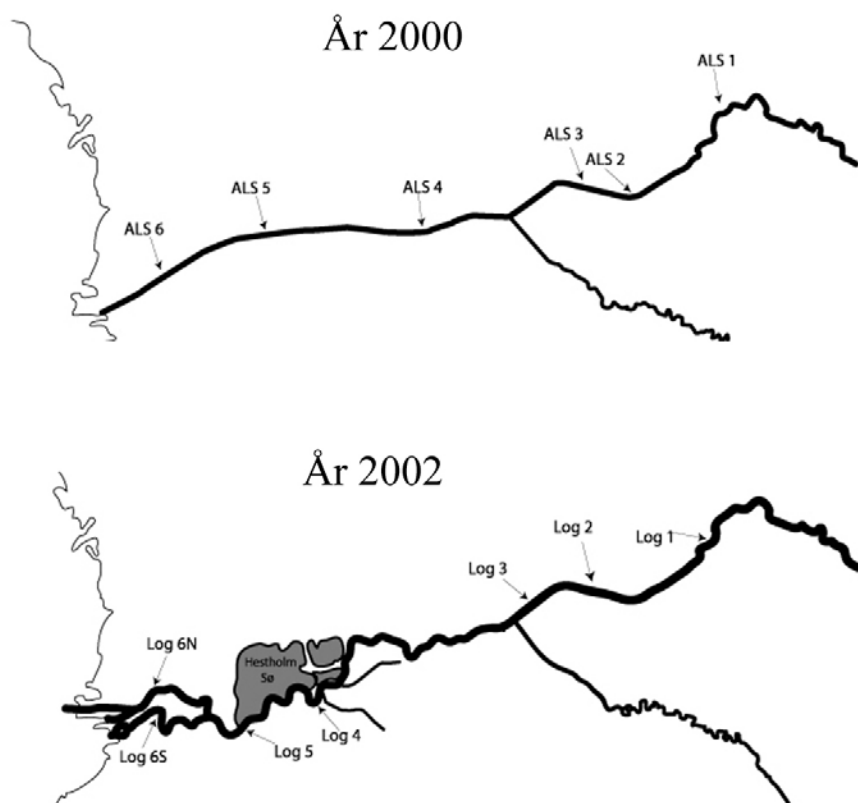
\*\* Fisken blev præderet af Toppet lappedykker; det vides ikke hvorvidt fisken blev spist i åen eller fjorden.

Der kunne ikke konstateres sammenhænge mellem hvorvidt fiskene blev præderet og fiskenes længde, Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase-aktivitet ved mærkning eller konditionsfaktoren (logistisk regression; backward: Wald; P > 0,05).

### 2.3.7 Effekter af Skjern Å Naturprojektet

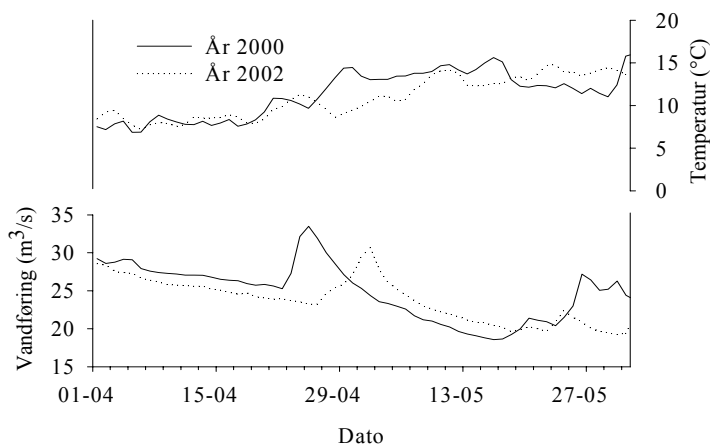
Sammenligningerne i det følgende bygger på data fra undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002). I denne blev der radiomærket 17 ørreder og 27 laks, vurderet som 'vilde' efter kriterier sammenlignelige med nærværende undersøgelse.

Placeringen af dataloggerne (kaldet ALS i forbindelse med undersøgelsen fra år 2000) samt åens udseende under de to undersøgelser fremgår af figur 11.



Figur 19. Skjern Å som den så ud i år 2000 sammenlignet med åen anno 2002. Tegningen er ikke målfast.

Der kan ikke konstateres forskelle mellem de mærkede fisk fra de to undersøgelser mht. længde, vægt og konditionsfaktor (t-test;  $P > 0,05$ ). Som det fremgår af figur 12 var vandføringen og vandtemperaturen (begge døgnmiddelt) sammenlignelige de to år; både med hensyn til mængde og mønster.



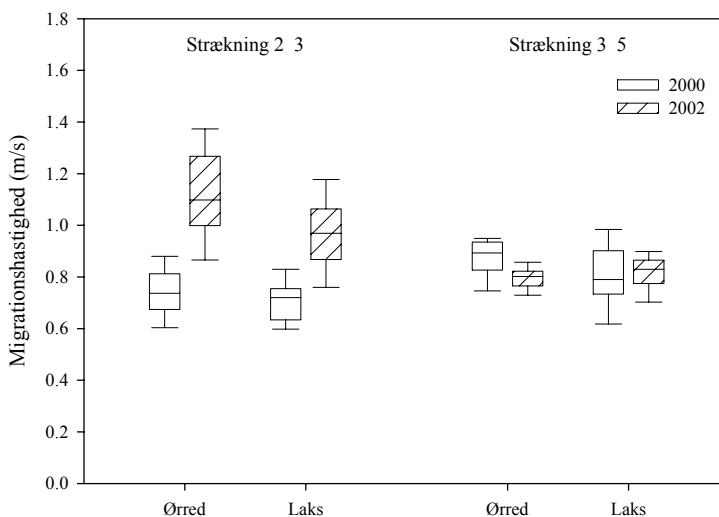
Figur 20. Vandtemperatur og vandføring for år 2000 og 2002.

## Hastigheder

Strækningerne ALS 2-3 (2000: ca. 1,9 km) og Log 2-3 (2002: ca. 2,0 km) er i høj grad sammenlignelige, idet åen ikke var genslynget på dette stykke ved undersøgelsen i år 2002 (figur 11). Derfor kan en sammenligning af migrationshastigheder på disse strækninger give et skøn over en evt. variation mellem årene.

I forhold til år 2000 blev der i år 2002 registreret en signifikant højere hastighed af de 'ikke-pauserende' ørred og laks (t-test;  $P < 0,001$ ) på denne strækning (figur 13). Dette kan som nævnt skyldes en årlig variation i fiskenes migrationshastighed, men kan dog også være forårsaget af fejlkilder i forbindelse med udregningen af migrationshastighederne. Som følge af den forholdsvis korte strækning kan forskelle i dataloggernes opsætning og effektivitet, og dermed hvor tidligt/sent de registrerer en passerende fisk, have stor indflydelse. Der kan ikke konstateres nogen årsvariation i andelen af pauserende fisk på denne strækning (tabel 21).

Strækningerne ALS 3-5 (2000: ca. 9,0 km) og Log 3-5 (2002: ca. 11,5 km) repræsenterer mere eller mindre den samme å-strækning før og efter åens genslyngning (figur 11). Begge strækninger ophører minimum 5 km før åens udløb og formodes derfor ikke at være påvirket af vindinduceret vandstuvning. En sammenligning af migrationshastighederne af de ikke-pauserende fisk på disse strækninger kan derfor give et skøn over evt. effekter af genslyngningen. Hos ørred blev der på denne strækning registreret en signifikant lavere migrationshastighed i år 2002 (t-test;  $P < 0,01$ ), mens der ikke kan konstateres nogen forskel hos laksene (t-test;  $P > 0,05$ ) (figur 13). Ved begge arter blev der registreret en signifikant højere andel af pauserende fisk på denne strækning i år 2002 (tabel 21).



Figur 21. Registrerede migrationshastigheder for ikke-pauserende fisk på strækningerne 2-3 og 3-5 for år 2000 og 2002. Central linie angiver median; box: 25- & 75-percentil; ydre streger: 10- & 90-percentil.

Tabel 21. Sammenligning af andelen af pauserende fisk. Tal i parentes angiver antal pauserende fisk / antal registrerede fisk. Antal på strækningen 3-5 er summen af antal på strækningerne 3-4 og 4-5.

	ALS 2-3 vs Log 2-3		ALS 3-5 vs Log 3-5	
	Ørred	Laks	Ørred	Laks
2000	10 % (1/10)	4 % (1/25)	8 % (2/25)	12 % (5/43)
2002	5 % (2/39)	3 % (1/38)	24 % (16/66)	39 % (26/67)
$\chi^2$	i.s.	i.s.	$P < 0,05$	$P < 0,001$

## Prædation

Der kan ikke konstateres nogle signifikante forskelle på det samlede prædationstryk mellem de to undersøgelser for hverken ørred eller laks (tabel 22). Der ses dog en stigning i prædationen på laks i åen. Dette kan ikke udelukkende tilskrives, at strækningens længde er øget, idet dødeligheden pr. km. å\* ligeledes er øget.

Tabel 22. Sammenligning af fiskenes skæbne under de to undersøgelser. Procenter er (med udtagelse af prædationen i fjorden, der er udregnet i forhold til antallet af fisk udvandret til fjorden) udregnet i forhold til antallet af mærkede fisk. Forskelle mellem de to år er analyseret med  $\chi^2$ -test.

	Ørred					Laks				
	2000		2002		$\chi^2$	2000		2002		$\chi^2$
Mærket	17	-	57	-	-	27	-	56	-	-
Overlevet	13	76 %	38	67 %	i.s.	15	56 %	27	48 %	i.s.
Stationær	1	6 %	0	-	-	1	4 %	0	-	-
Forsvundet	0	-	8	14 %	-	0	-	5	9 %	-
Udvandret til fjorden	15	88 %	43	75 %	i.s.	24	89 %	42	75 %	i.s.
Præderet										
i å	1	6 %	4	7 %	i.s.	2	7 %	9	16 %	i.s.
i fjord	2	13 %	5	12 %	i.s.	10	42 %	15	36 %	i.s.
andet	0	-	2	4 %	i.s.	0	-	0	-	-
total	3	18 %	11	19 %	i.s.	12	44 %	24	43 %	i.s.
Dødelighed pr. km. å		0,0030		0,0032	-		0,0038		0,0076	-

Ved undersøgelsen i år 2000 blev prædationen i åen udelukkende forårsaget af gedder, mens prædationen i fjorden udelukkende skyldtes fugle (Bak 2002).

\* Dødelighed pr. km. å =  $(\ln(1/(\text{overlevede}/\text{mærkede}))) / \text{antal km. å}$ .

## 2.4 Diskussion

### 2.4.1 Metode

#### Radiosenderne og implanteringen af disse

Mærkning af fisk med radiosendere er i løbet af de sidste årtier blevet en udbredt metode til diverse adfærdsundersøgelser. Herved opnåede resultater bør dog kun ekstrapoleres til en større økologisk sammenhæng, hvis adfærd og overlevelse hos de mærkede fisk ikke adskiller sig væsentligt fra det naturlige. Den teknologiske udvikling gør til stadighed denne antagelse mere gyldig, idet senderne kan laves mindre og mindre. Det er pt. batteriets størrelse, der sætter den nedre grænse, idet de elektroniske kredsløb, der udgør selve senderen er minimale. Det er derfor kravene batteriets levetid, der er afgørende for senderens fysiske størrelse og vægt. Til forholdsvis korte undersøgelser kan der derfor anvendes sendere med en totalvægt omkring et gram, hvilket muliggør mærkning af f.eks. smolt.

Winter (1983) anbefaler, at mærkets vægt i luft ikke overstiger 2 % af fiskens vægt. Dette er blevet en generelt accepteret tommelfingerregel, og støttes af undersøgelser af juvenile Atlantisk laks (McCleave & Stred 1975) og til dels af Adams et al. (1998a). Sidstnævnte undersøgte kongelaks (*Oncorhynchus tshawytscha*) mellem 11,4 – 15,9 cm, hvor mærkerne udgjorde 2,3 – 5,5 % af kropsvægten og fandt let nedsat vækstrate efter 21 dage, men ikke efter 54 dage. Der sås ingen langtidseffekt på fiskenes svømmeevne, om end denne var noget reduceret dagen efter mærkningen. Udover dette blev der ikke konstateret forskelle mellem gruppen af mærkede fisk og kontrolgruppen. Ligeledes fandt Brown et al. (1999) ingen signifikant påvirkning af svømmeevnen hos juvenile (5-10 gram) regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss*) mærket med sendere, hvis vægt udgjorde 6-12 % af fiskenes kropsvægt.

Udover senderens vægt spiller forhold som f.eks. senderens udformning og materialevalg sandsynligvis også en rolle. Dette bestemmes dog i høj grad af producenterne og man må derfor stole på deres valg. Endelig kan fiskene mærkes på forskellige måder, hver med deres fordele og ulemper. Den her anvendte metode (implantering af radiosenderen i bughulen) anbefales af bl.a. Adams et al. (1998a & 1998b) frem for gastrisk mærkning (indførelse af sender i spiserøret). Moore et al. (1990) fandt ingen væsentlige effekter efter implantering af attrapper af akustiske mærker på vækst, fødeoptag eller adfærd hos Atlantisk lakse-parr og smolt. Ekstern mærkning anbefales generelt ikke ved undersøgelser med smolt (McCleave & Stred 1975).

Ved nærværende undersøgelse udgjorde vægten af senderne i gennemsnit 2,9 % af kropsvægten hos både ørred og laks. Jævnfør ovenstående antages det derfor, at fiskene ikke har udvist væsentligt ændret adfærd som følge af mærkningen. Desuden blev der ikke observeret sammenhæng mellem fiskenes længde og dødelighed, hvilket bekræfter antagelsen. Metoden har derudover været benyttet ved adskillige tidligere undersøgelser, hvor der ikke er konstateret adfærdsmæssige ændringer som følge af mærkningen (Jepsen et al. 1998; Aarestrup et al. 1999 og Aarestrup et al. 2002).

Mængden af sammenlignende undersøgelser af prædationsrisikoen hos mærkede og ikke-mærkede smolt er begrænset. I et laboratorieforsøg fandt Adams et al. (1998b) øget prædation fra smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) på radiomærkede juvenile kongelaks. Dette tilskrives bl.a. nedsat svømmeevne og/eller, at mærkede fisk er lettere for prædatorerne at opdage. Derimod fandt Jepsen



et al. (1998) ingen overdødelighed af radiomærkede ørred- og laksesmolt under passage af Tange Sø.

I nærværende undersøgelse blev de radiomærkede fisk udsat efter ca. 5 min. opvågning for at reducere stresspåvirkningen ved yderligere tilbageholdelse. Efterfølgende blev en ørred og en laks præderet af gedder, der senere blev el-fisket lige bag udsætningsstedet, mens fire ørreder og en laks ikke efterfølgende blev registreret. Denne prædation fra gedder umiddelbart efter udsætning udgør halvdelen af den registrerede geddeprædation. Tidligere undersøgelser har antydnet, at rovfisk kan samles ved udsætningssteder som respons på den forholdsvis høje tæthed af byttefisk (Larsson 1985; Koed 2000; Jepsen et al. 2002; Koed et al. 2002). Den forholdsvis store geddeprædation ved udsætningsstedet skyldes derfor ikke nødvendigvis effekter af mærkningen. De fem 'forsvundne' fisk var mærket med enten Titley-mærker eller genbrugte ATS-mærker. Som tidligere nævnt fungerede førstnævnte ikke tilfredsstillende, mens der kan være problemer forbundet sidstnævnte, hvorfor disse fisks forsvinden ikke udelukkende kan tilskrives fugleprædation. Det er altså en rimelig antagelse, at de mærkede fisk ikke umiddelbart var udsat for forhøjet prædation.

## Dataloggerne og de manuelle pejlinger

Dataloggerne registrerede de passerende fisk med en effektivitet på 73 – 100 %. En bedre opsætning kunne muligvis have frafiltreret en del af den støj, der kan have 'skjult' passerende fisk. Derudover forårsagede strømsvigt og fejl på dataloggerne en nedsat effektivitet, hvilket især skabte problemer ved log 5. Bortset fra disse problemer fungerede systemet tilfredsstillende.

De manuelle pejlinger validerer i høj grad migrationshastighederne beregnet ud fra dataloggerne registreringer hos fisk defineret som 'aktivt migrerende'. Derudover illustreres begrænsningerne forbundet med brugen af dataloggere. Der vil altid være tale om en gennemsnitshastighed mellem to punkter med adskillige kilometers afstand. Hvis loggerne står for tæt på hinanden vil opsætningen af disse kunne medføre en forholdsvis stor fejlkilde, idet det ikke vides præcist hvor fisken reelt var da den blev registreret. Dette kan forklare, at migrationshastigheden på strækningen log 2 – log 3 var signifikant højere hos både ørred og laks end på de øvrige strækninger. Problemet anskueliggøres desuden af to fisk, der vurderet ud fra de manuelle pejlinger havde en væsentligt højere migrationshastighed end dataloggerne registrerede (Appendiks, fiskene Ø 19 og Ø 38). Ved senere studier kan en sådan fejlkilde negligeres ved at placere loggerne med større afstand, men derved åbnes for andre problemer: for eksempel øges risikoen for prædation, samt sandsynligheden for, at fisken ikke har migreret kontinuerligt på strækningen.

Hvis en fisk følges gennem længere tid med manuel pejling opnås derimod en høj tidsmæssig opløsning, der muliggør en bedre estimering af smoltenes reelle migrationshastighed. Der er dog også her tale om en gennemsnitshastighed mellem to punkter, men idet afstanden mellem disse er forholdsvis kort og fiskenes position kan bestemmes med få meters nøjagtighed, opnås et væsentligt bedre estimat end ved registreringer på dataloggere. Metoden har naturligvis også sine begrænsninger. Dels kan det ikke udelukkes, at pejlingen fra båd har påvirket fiskene på en utilsigtet måde og dermed ændret deres adfærd. Derudover er den så ressourcekrævende, at det er urealistisk at gennemføre en komplet undersøgelse med manuel pejling alene. Brugen af dataloggere bør dog altid suppleres med manuelle pejlinger af undersøgelsesområdet. Kun herved har man mulighed for troværdigt at redegøre for præderede og tilsyneladende forsvundne fisk.

De anvendte metoder er et resultat af mange års udvikling og erfaring. Gyldigheden af de opnåede resultater er som nævnt afhængig af, at de mærkede fisk ikke adskiller sig fra den øvrige population med hensyn til adfærd, overlevelse etc. En fisk på 15 cm, der udsættes for kirurgisk indgreb og efterfølgende har en 16 cm lang antenne hængende ud gennem et hul i bugvæggen kan dog ikke forventes at udvise 100 % naturlig opførsel. Metoden er altså ikke perfekt, men kan give et godt indblik i fiskenes adfærd; herunder den nedstrøms migration.

## 2.4.2 Smoltenes nedstrøms migration

Det virker sandsynligt, at smoltene foretager den nedstrøms migration på den for dem mest gunstige måde. Vigtige faktorer er korrekt timing i forhold til prædationsrisiko og energiforbrug. Som nævnt i tidligere afsnit er smoltifikationen og initieringen af den nedstrøms migration i høj grad synkroniseret og kontrolleret af lysindstråling, vandtemperatur og vandføring. I det følgende diskuteres indicier for fiskenes smoltstatus samt resultaterne af den individbaserede undersøgelse af migrationsadfærd og –hastighed.

### Fiskenes smoltstatus

Baseret på undersøgelsen af fiskenes  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet er det sandsynligt, at de mærkede fisk, havde påbegyndt/fuldendt smoltifikationen.  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten er afgørende for fiskens osmoregulatoriske evne og derfor kan benyttes som et mål for fiskens smoltstatus (Boeuf 1993; Aarestrup et al. 2000). Middelværdierne ( $\pm$  SE) for  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten var hhv.  $7,9 \pm 0,5$  og  $6,8 \pm 0,5$  for ørred og laks, hvilket er på niveau med tidligere undersøgelser fra Guden Å og Skjern Å (Aarestrup et al. 2000; Pedersen, L.F. 2001; Koed et al. 2002). Ved nærværende undersøgelse ses en sæsonbestemt stigning i  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten ved laksene. Dette ses mod forventning ikke hos ørrederne (Nielsen et al. 1999). Ligeledes mod forventning ses der ikke tegn på desmoltifikation (udtrykt som et fald i  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten) mod slutningen af mærkningsperioden. Det skal bemærkes, at datagrundlaget er noget spinkelt, idet der kun blev taget prøver af de mærkede fisk og ikke et bredt udsnit af fældefangsterne.

### Migrationsadfærd

Hovedparten af studier omhandlende smolts migrationsadfærd har fundet, at migrerende smolt overvejende udviser natlig aktivitet (f.eks. Solomon 1978; Thorpe & Morgan 1978; Hesthagen & Garnås 1986; Moore et al. 1998; Bak 2002). Migration i døgnets lyse timer forekommer dog også; ofte koncentreret på en dag med relativ høj vandtemperatur i slutningen af migrationsperioden (Thorpe & Morgan 1978; Greenstreet 1992a; Koed 1995). Denne adfærdsændring, der øger fiskenes chance for at nå havet indenfor 'smoltvinduet', kan være forårsaget af de stigende temperaturer. Smolt, der ikke når havet indenfor 'smoltvinduet' er, som tidligere nævnt, tvunget til at tilbringe endnu en sæson i ferskvand pga. desmoltifikation. Fraser et al. (1993) bemærker desuden, at fiskenes evne til at undslippe angreb fra endotherme prædatorer øges som funktion af temperaturen, mens Bakshtanskiy et al. (1980) fremhæver den camouflerende effekt af fuld sollys. Ved nærværende undersøgelse ses udpræget natlig aktivitet gennem hele migrationsperioden. Hverken de manuelle pejlinger eller dataloggerne sandsynliggør, at nogen af de mærkede fisk har foretaget decideret migration i dagslys. Den aktivitet, der blev registreret i dagslys, afspejler ikke nødvendigvis migration, men kan skyldes mindre nedstrøms bevægelse f.eks. i forbindelse med prædator-undvigelse. Følgelig blev det beskrevne sæsonrelaterede skift i aktivitetsmønster ikke registreret. Dog sænkede de stigende temperaturer tilsyneladende varigheden af fiskenes pauser. Det skal nævnes, at migrationen i nogle floder, især på nordlige breddegrader, hovedsageligt foregår i dagslys (Bakshtanskiy et al. 1980).

Den ovenfor beskrevet natlige migration er tolket som en adaptation til nedsættelse af prædationstrykket fra visuelt orienterede prædatorer som f.eks. gedde og fugle (Moore et al. 1998).

Kombineret med en stigning i vandføring (og deraf følgende vandhastighed) kan dette migrationsmønster medføre adskillige fordele for smoltene. Som nedenfor nævnt er fiskenes migrationshastighed antageligt korreleret med vandhastigheden, hvorved tiden som migrerende fisk i åen og dermed eksponeringen for prædatorerne i denne, nedsættes. Prædationsrisikoen reduceres yderligere som følge af en forøget turbiditet, der ofte ledsager øget vandføring. Endelig kan ændringer i vandføringen, initiere og dermed synkronisere udvandringen (se tidligere afsnit for diskussion af fysiske faktorerers initierende effekt på migrationen). Denne synkronisering øger muligheden for stimedannelse, der kan nedsætte den individuelle prædationsrisiko, bl.a. fordi prædatorerne kan blive 'mættet' i det korte tidsrum smoltene passerer. Hverken hos Koed (1995), Bak (2000) eller i nærværende undersøgelse blev der konstateret stimedannelse hos de radiomærkede smolt. Det skal dog bemærkes, at mængden af radiomærkede smolt, der befandt sig i åen på samme tid, i de tre undersøgelser var meget begrænset som følge af den løbende mærkning.

I modsætning til ovenstående, hvor den natlige migration tolkes som et 'bevidst' valg, mener Thorpe et al. (1988) og Greenstreet (1992b), at fiskene ubevidst føres med strømmen pga. tabt orientering i forhold til deres standplads. I så fald er det forventeligt, at fiskene ligeledes ville migrere i døgnets lyse timer i perioder med lav sigtbarhed som følge af høj vandføring, hvilket tilsyneladende ikke er udbredt.

Adskillige undersøgelser har indikeret, at passiv drift, hvor fiskene føres med strømmen, er en vigtig komponent af den nedstrøms migration (Tytler et al. 1978; Thorpe et al. 1981; Hesthagen & Garnås 1986; Thorpe et al. 1988; Aarestrup et al. 2002). Denne adfærd sætter fiskene i stand til at migrere betragtelige strækninger med et minimalt energiforbrug; potentielt op til 16 km pr. nat (9 timers mørke) ved en strømhastighed på 0,5 m/s.

Migrationen udgøres dog ikke udelukkende af passiv drift, men indeholder også en aktiv komponent. Fiskene optimerer således den passive transport, idet de aktivt undgår potentielt farlige områder samt bagvande og generelt søger den på stedet stærkeste strøm (Bakshtanskiy et al. 1980; Hansen & Jonsson 1985; Hesthagen & Garnås 1986). Derudover fandt Fångstam (1993), at laksesmolt, gennem aktiv svømning orienteret med strømmen, var i stand til at opretholde en migrationshastighed på ca. det dobbelte af vandhastigheden. Fångstams forsøg indikerede, at fiskene udførte aktiv nedstrøms svømning svarende til ca. 13 % af den migrerede strækning. Den aktive svømning forekom dog kun i relativt korte perioder, hvorfor den gennemsnitlige hastighed over et døgn var langsommere end strømmen, hvilket ligeledes er set ved feltstudier (Thorpe et al. 1981).

De natlige pejlinger bekræfter i nogen grad den ovenfor beskrevne migrationsadfærd. I forbindelse med disse drev båden ofte passivt med strømmen, med en hastighed, der var sammenlignelig med smoltenes. Der blev dog også observeret tilfælde, hvor fiskene flyttede sig væsentligt hurtigere eller langsommere end båden. Derudover blev det, ud fra sendernes signalstyrke og placering i forhold til båden, vurderet, at fiskene ind i mellem skiftede position i åen. Med det anvendte udstyr er det muligt at stedfæste en sender med forholdsvis stor præcision. Vurderingen af fiskenes placering i åens tværsnit er derfor sandsynligvis korrekt, mens det ikke vides hvorfor fiskene ændrede position i forhold til båden. Der kan følgelig ikke drages konklusioner baseret på dette, men observationerne sandsynliggør, at migrationen ikke udelukkende baseres på passiv drift.

## Migrationshastighed

Feltundersøgelser af migrationshastigheder baseres i reglen på registreringer på dataloggere. Herved kan fiskenes netto-hastighed over en længere strækning beregnes. Jævnfør det natlige aktivitetsmønster er disse hastigheder kun repræsentative for fiskenes reelle migrationshastighed på en given strækning, såfremt migrationen på denne strækning er fuldført i løbet af en enkelt nat og derfor ikke har været afbrudt af pauser. Ved nærværende undersøgelse opfyldte en forholdsvis stor andel af fiskene ikke dette kriterium, selv ved relativ korte afstande mellem dataloggerne. Moser et al. (1991) fandt ligeledes, at netto-hastigheden baseret på dataloggere var væsentligt lavere end hastigheden fundet ved manuel pejling.

Fiskene kan naturligvis også holde pause(r) i løbet af natten. Den observerede adfærd ved de manuelle pejlinger tyder dog på, at den natlige migration, når denne først er initieret, i høj grad er kontinuert. Det er derfor hovedsageligt pauserne induceret af dagslys, der medfører den ringe sammenhæng mellem fiskenes nettomigrationshastighed og den hastighed de reelt migrerede med. Da disse pauser var forholdsvis lange og derfor medførte en betragtelig nedsættelse af nettohastigheden, var det i nærværende undersøgelse muligt at opstille et pause-kriterium, der på hver strækning opdeler fiskene i 'pauserende' og 'ikke-pauserende'. Det var således muligt at vurdere effekten af forskellige fysiske parametre, f.eks. vandhastighed og –temperatur, på fiskenes reelle migrationshastighed. Derudover kunne det analyseres, hvorvidt de samme fysiske faktorer har indflydelse på fiskenes tendens til at holde pause(r) eller ej, samt varigheden af disse. Estimerne af pausernes varighed er forbundet med ret store usikkerheder, men giver dog et billede af tidsforbruget i forbindelse med pauserne. Det er således muligt at opdele netto-migrationshastigheden i tid brugt på hhv. pauser og egentlig migration.

Som ovenfor beskrevet er det muligt, at fiskene udnytter muligheden for passiv transport med strømmen. Hvis dette er tilfældet er det forventeligt, at migrationshastigheden er korreleret med vandhastigheden og/eller vandføringen. Dette blev observeret ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002), men kunne ikke konstateres i nærværende undersøgelse. Det skal i den forbindelse nævnes, at de anvendte data for vandhastigheden sandsynligvis er behæftet med forholdsvis store usikkerheder, idet den estimerede sammenhæng mellem vandføring og –hastighed er baseret på kun tre målinger. Derudover er de tilgængelige vandføringsdata døgnmiddel-værdier, hvorfor det ikke har været muligt at bestemme vandhastigheden på netop det tidspunkt en given fisk passerede strækningen.

Generelt er fisks svømmeevne og dermed potentielle hastighed afhængig af kropslængden. Hastigheder angives derfor ofte i kropslængder pr. sekund (bl/s), da dette giver et bedre grundlag for sammenligning af fisk med forskellige længder. Hvis den nedstrøms migration hovedsageligt er baseret på aktiv nedstrøms svømning, er det derfor forventeligt, at migrationshastigheden er positivt korreleret med kropslængden. Dette ses i nærværende undersøgelse hos laks og støttes af Fångstams (1993) observationer. Omvendt havde ørredernes længde tilsyneladende en negativ effekt på migrationshastigheden målt i kropslængder pr. sekund. Dette kan tyde på, at ørrederne i højere grad benytter sig af passiv drift, idet deres absolutte hastighed dermed vil være bestemt af vandhastigheden og uafhængig af kropslængden. Som nævnt var det ikke muligt at konstatere en korrelation mellem migrationshastighed og vandhastighed, der kunne støtte dette.

Laksenes migrationshastighed (både i cm/s og i bl/s) var korreleret med en interaktion mellem vandtemperaturen og fiskenes  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet ved mærkning. En mulig forklaring er, at laksenes respons på en given vandtemperatur afhænger af  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten. Det er

således muligt, at stigende vandtemperatur har større effekt på en laks, hvis denne besidder en høj  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet og dermed en høj osmoregulatorisk evne.

Ørredernes tendens til at holde pause under migrationen var tilsyneladende negativt korreleret med  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten ved mærkning. Derudover havde vandtemperaturen generelt en negativ effekt på antallet og varigheden af pauserne. Fried et al. (1978) og Moser et al. (1991) fandt ligeledes, at den nedstrøms migration intensiveres som følge af stigende temperaturer. Disse observationer kan afspejle, at ørreder, der er fysiologisk parate til mødet med saltvand, foretager en mere direkte migration, end ørreder med lavere saltvandtolerance. Det er uklart hvorvidt denne sæsonafhængige 'adfærdsændring' skyldes manglende evne til at fastholde position i vandløbet eller et 'bevidst' valg. Thorpe & Morgan (1978) argumenterede, at fiskenes svømmekapacitet nedsættes, gennem fysiologiske ændringer (i forbindelse med smoltifikationen), der nedsætter fiskenes tilpasning til ferskvand. Herefter kan fiskene ikke længere modstå vandhastigheder over to kropslængder pr. sekund, hvorfor de føres med strømmen. Senere undersøgelser har dog sat spørgsmålstegn ved Thorpe's teori. Således fandt bl.a. Moore et al. (1990) og Peake & McKinley (1998), at laksesmolt gennem længere tid kunne modstå hastigheder væsentligt over to kropslængder pr. sekund, hvorfor migrationen må indeholde et 'bevidst' valg. Peake & McKinley (1998) bemærker desuden, at fiskene ved Thorpe & Morgan (1978) udviste parr-lignende adfærd og derfor sandsynligvis ikke var repræsentative for smolt. Som det ofte ses, var fiskene i nærværende undersøgelse i stand til at modstå strømmen i døgnets lyse timer. De observerede effekter af  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktivitet og temperatur på fiskenes pauser afspejler formentlig derfor et mere eller mindre bevidst respons på hhv. et fysiologisk og et miljømæssigt 'cue'.

### 2.4.3 Effekter af Skjern Å Naturprojektet på smoltoverlevelsen

Et af hovedformålene med nærværende undersøgelse var at bidrage til en vurdering af Skjern Å Naturprojektets eventuelle effekt på åens bestande af ørred og laks. Nedenstående fokuserer på projektets effekter på dødeligheden i forbindelse med fiskenes nedstrøms migration. De præsenterede data for prædation er hovedsageligt baseret på manuelle pejlinger. Kun i enkelte tilfælde er fisk vurderet som værende præderet baseret på registreringer på dataloggerne alene. Fiskene, der tilsyneladende 'forsvandt', er ikke inkluderet i antallet af præderede fisk. Derudover er det usandsynligt, at senderne fra samtlige radiomærkede fisk præderet af skarv endte på Olsens eller Vinterleje Polde. Det estimerede prædationsniveau er derfor et minimumsestimater; det reelle niveau var formodentligt noget højere.

I og ved Skjern Å og Ringkøbing Fjord findes adskillige dyrearter, der er kendt som prædatorer på laksefisk: bl.a. knude, gedde, ål (*Anguilla anguilla*), fiskehejre, skarv, toppet lappedykker og odder (Svendsen & Hansen 1997; egne obs.). Ved nærværende undersøgelse blev der udelukkende konstateret prædation fra gedde, skarv og toppet lappedykker. Skarv udøvede den klart største prædation, mens toppet lappedykker kun kan tilskrives en enkelt præderet smolt.

#### Prædation i Skjern Å og Hestholm Sø

Ved de manuelle pejlinger blev der ofte observeret fiskehejrer ved åen, men ved en gennemsøgning af de nærmeste hejrekolonier blev der ikke konstateret radiomærker. Der er dog ingen tvivl om, at fiskehejrer spiser laksefisk (Aarestrup et al. 2000; Koed et al. 2002), hvorfor det virker sandsynligt, at en del af de 'forsvundne' fisk reelt er præderet af hejrer. Den manglende registrering af dette kan skyldes fuglens adfærd. Fiskehejrer opholder sig ikke nødvendigvis nær vandløbet og dermed indenfor pejleradius. Ydermere strejfer ikke-unglende fugle en del omkring, mens individerne i de gennempejlede kolonier sandsynligvis kun udgør en lille del af det samlede antal i området. Chancerne for at 'pejle en hejre' er derfor ret begrænsede.

Adskillige gange blev der observeret fouragerende skarver i åen, oftest i grupper på 3-10 individer. Skarverne blev observeret på hele strækningen fra Vorgod Å (ca. 1 km. opstrøms fælden) til udløbet, dog med flest observationer på den nederste strækning. Baseret på dataloggerne og pejlingerne på Olsens og Vinterleje Polde er skarvprædationen i åen estimeret til tre ørreder og seks laks (hhv. 5 % og 11 % af de radiomærkede fisk). Det synes forholdsvis sikkert, at fiskene er præderet i åen, idet hovedparten af senderne ikke blev registreret på adskillige dataloggere, men senere genfundet på typiske skarvlokalteter. Flere af fiskene blev tilsyneladende præderet på de øverste strækninger af undersøgelsesområdet; f.eks. blev Ø 40 registreret på Olsens Pold to timer efter passage af log 2. Ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002) blev to (ikke 'vilde') ud af 75 radiomærkede laks (men ingen af 51 ørreder) præderet af skarv i åen. Hvorvidt denne øgede skravprædation i åen skyldes tilfældigheder eller afspejler en decideret effekt af naturgenopretningsprojektet, er naturligvis svært at vurdere. Det virker dog sandsynligt, at etableringen af Hestholm Sø kan have udvidet skarvernes fourageringsområde. I forhold til området inden naturgenopretningen er søen en klart bedre habitat for skarver og idet den stort set er uforstyrret, kan den fungere som midlertidig eller permanent rasteplads for fuglene. Selvom etableringen af egentlige skarvkolonier i Hestholm Sø forhindres, vil tilstedeværelsen af et refugium så tæt på åen sandsynligvis medføre, at et større antal skarver søger føde i åen. De manuelle pejlinger bekræfter i nogen udstrækning denne negative effekt af Hestholm Sø. Der blev således fundet to sendere under træer, der tydeligvis havde fungeret som rasteplads for skarver, lokaliseret

hhv. i og tæt ved søen – en af disse præderede fisk blev sidst registreret på log 4, der var placeret på strækningen ved Hestholm Sø. Desuden blev der ved en sideløbende undersøgelse af geddebestanden i Hestholm Sø ofte observeret rastende skarver inde i søen (Iversen, K., DFU, pers. komm.). Foruden skarver udnytter en lang række andre fuglearter, bl.a. toppet lappedykker og fiskehejre, naturligvis også den nyanlagte sø. Det er derfor forventeligt, at antallet af individer af disse arter, der fouragerer i åen ligeledes vil være øget i forhold til situationen før etableringen af søen.

Foruden anlæggelsen af Hestholm Sø kan naturprojektets genslyngning af åen have haft en negativ effekt på smoltdødeligheden i åen. Der kunne ikke konstateres en effekt af genslyngningen på fiskenes reelle migrationshastighed (hastigheden af ikke-pauserende fisk), men derimod ses en signifikant stigning i fiskenes tendens til at holde pause under migrationen. Idet skarver udelukkende fouragerer i dagslys, er det sandsynligt, at pauserende fisk har en større samlet prædationsrisiko i forbindelse med migrationen end fisk, der holder færre pauser. Det vides ikke, hvorvidt det øgede antal pauser i år 2002 skyldes åens genslyngning eller blot skyldes tilfældigheder. Det virker dog sandsynligt, at det restaurerede vandløb udgør en bedre habitat for fiskene, med bl.a. flere rasteplasser og muligheder for skjul end den tidligere kanal. Dette bekræftes desuden af resultaterne, idet der kun kunne konstateres en signifikant øget tendens til at holde pause på de nedre genslyngede strækninger, mens andelen af pauserende fisk på de øvre strækninger, der ikke var genslynget, var ens ved de to undersøgelser (Bak 2002 og denne).

Det blev konstateret, at hhv. en og tre radiomærkede ørred og laks blev præderet af gedder i åen. Det er bemærkelsesværdigt, at tre af disse fire blev præderet på de øverste strækninger af undersøgelsesområdet, der ikke var påvirket af gravearbejdet i forbindelse med naturprojektet. Det er muligt, at de nyrestaurerede strækninger ikke indeholdt et tilstrækkeligt antal egnede geddehabitater pga. manglende makrofyt-dække og derfor ikke husede en egentlig geddebestand. Ved undersøgelsen af geddebestanden i Hestholm Sø blev strækningerne af Skjern Å nær søen el-fisket adskillige gange. Herved fremgik det, at de tilstedeværende gedder foretrak områder med veludviklet kantvegetation, hvilket i praksis vil sige Sdr. Parallelkanal, der senere blev opfyldt i forbindelse med naturprojektet (Iversen, K., DFU, pers. komm.). Det er altså forventeligt, at geddeprædationen i åen vil stige de kommende år i takt med udviklingen af egnede geddehabitater på de restaurerede strækninger. I den forbindelse kan Hestholm Sø have en negativ effekt på smoltdødeligheden i åen. Allerede et år efter anlæggelsen husede søen en stor bestand af gedder, idet gedder fra de tilstødende vande tilsyneladende gydede i søen (Nyhedsbrev nr. 4, 2002). Denne store mængde gedder kan potentielt medføre en øget geddebestand i åen.

I perioder med høj vandføring medførte et oversvømmet dige ved søens østlige ende en midlertidig indstrømning af vand fra åen. Efterfølgende blev fire radiomærkede ørreder (ingen laks) registreret inde i søen. Adskillige undersøgelser har vist, at passage af (især lavvandede) søer ofte er forbundet med betydelig smoltdødelighed (Hansen et al. 1984; Koed 1993; Rasmussen et al. 1996; Jepsen et al. 1998; Jepsen et al. 2000; Jokikokko & Mäntyniemi 2003). Der er derfor bemærkelsesværdigt, at kun en af de fire ørredsmolt tilsyneladende blev præderet i Hestholm Sø, mens de resterende formentlig overlevede passagen af søen og fortsatte migrationen. Den forholdsvis lave prædationsrate i forbindelse med passagen af søen kan skyldes, at hovedparten af gedderne var for små til at prædere på smolt. Derudover var smoltudtrækket sammenfaldende med geddernes gydeperiode, i hvilken de menes at nedsætte deres fødeindtag (Muus & Dahlstrøm 1998). Endelig er det muligt, at den kraftige gennemstrømning i søen skabte en decideret strømmende som fiskene kunne følge og dermed hurtigt passere søen. Dette sandsynliggøres til dels af registreringerne, idet to af fiskene opholdt sig i søen ca. et døgn, mens den sidste brugte ca. fem døgn på passagen af



søen. Efterfølgende blev det overløbne dige forstærket, hvorfor søens fremtidige direkte effekt på smoltudtrækket forventes minimal.

Den registrerede dødelighed i åen var noget højere end ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002), mens Koed (1993) og Rasmussen et al. (1996) ved undersøgelser i Bygholm Å og Guden Å fandt væsentligt højere dødeligheder. Resultaterne ved Rasmussen et al. (1996) var dog baseret på mærkning-genfangst-metoden, hvilket kan have resulteret i en overestimering af dødeligheden. Ved sammenligning af de to undersøgelser i Skjern Å (Bak 2002 og denne) ses umiddelbart en fordobling af laksenes dødelighed pr. km. å. Dette skyldes den kraftigt forøgede skarvprædation i åen, idet prædationen fra gedder ikke var forøget. Den registrerede dødelighed i åen er sandsynligvis underestimeret, idet 13 mærkede fisk (8 ørreder og 5 laks) tilsyneladende forsvandt under den nedstrøms migration. Som tidligere nævnt vides det ikke hvorvidt den manglende registrering af fiskene skyldes prædation og efterfølgende fjernelse fra området eller funktionsfejl ved senderne.

### Prædation i Ringkøbing Fjord

Efter udvandring til fjorden kunne de radiomærkede fisk ikke længere lokaliseres pga. vandets saltindhold. Hvis fiskene efterfølgende blev præderet af en fugl og derfor fjernet fra det forholdsvis salte fjordvand kunne signalet atter detekteres. Den registrerede prædation i fjorden udgøres som følge deraf udelukkende af fugle. Ydermere blev prædationen kun registreret hvis senderne blev fundet eller pejlet på Olsens eller Vinterleje Pold. Det samlede prædationstryk i fjorden er derfor utvivlsomt underestimeret, mens den relative betydning af skarvprædationen i forhold til prædationen fra andre arter givetvis er overestimeret.

Det registrerede prædationstryk i fjorden ved nærværende undersøgelse var ikke forskelligt fra det registrerede i år 2000 (Bak 2002). Det er bemærkelsesværdigt, at der ved begge undersøgelser ses et signifikant højere prædationstryk i fjorden på laksene end på ørrederne ( $\chi^2$ ;  $P < 0,05$ ). Der kan ikke konstateres nogen konsistent forklaring på dette ud fra de målte parametre hos fiskene. I år 2000 var laksenes længde og vægt således signifikant mindre end ørredernes, mens der ikke blev fundet forskelle i år 2002. Ved begge undersøgelser var ørredernes K-faktor signifikant højere end laksenes. Konditionsfaktoren er dog i høj grad artsspecifik, hvorfor en direkte sammenligning ikke er mulig. Endelig blev der ved nærværende undersøgelse konstateret en ikke-signifikant tendens til højere  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -ATPase-aktivitet hos ørrederne (der blev ikke taget gællebiopsier af de radiomærkede fisk i år 2000). Dette kunne antyde, at ørrederne var bedre forberedt til mødet med saltvand. Laksene var dog også udsat for et højere prædationstryk fra skarver i åen, hvorfor den store dødelighed i fjorden ikke blot kan tilskrives manglende akklimatisering til saltvand. Desuden antages laks generelt at have en bedre osmoregulatorisk evne, idet de ofte besidder en væsentlig højere  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -ATPaseaktivitet under smoltifikationen (Hoar 1976; Tanguy et al. 1994), hvilket dog ikke kunne konstateres ved nærværende undersøgelse. Endelig var saliniteten i fjorden forholdsvis lav (ca. 5 - 10\*), hvorfor fiskene antageligt ikke behøvede en egentlig akklimatiseringsperiode efter udvandringen til fjorden (Moore et al. 1994). Ved en sammenlignende undersøgelse af fiskenes fysiologi i forbindelse med smoltifikationen fandt Tanguy et al. (1994), at koncentrationen af væksthormon (GH) i laksesmolt steg til et niveau ca. ti gange højere end i ørredsmolt. En senere undersøgelse har vist, at et øget GH-niveau medfører

---

\* Kilde: Marine områder. Miljøtilstand i fjordområder. Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 2002. Rapport udgivet af Ringkøbing Amt; Teknik- og miljøområdet. Udarbejdet af Laursen, M.B., Gertz, F., Hansen, J.W., Nielsen, J.P. & Grooss, J.I.

adfærdsændringer i forbindelse med fouragering, hvilket resulterede i forhøjet prædationsrisiko hos regnbueørreder (Jönsson et al. 1996). Dette kan tjene til forklaring af laksens høje prædationstryk, men kan naturligvis ikke verificeres af de indsamlede data.

Udover de nævnte fysiologiske forskelle kan de observerede prædationstryk skyldes en adfærdsmæssig forskel mellem ørred og laks. Der kan både være forskel på arternes generelle migrationsadfærd gennem fjorden og på adfærden i forbindelse med prædatorundvigelse. Førstnævnte kan betyde, at laksene i gennemsnit oplever flere møder med skarverne, mens sidstnævnte kan medføre en lavere overlevelsesrate i forbindelse med disse møder.

Skarvkolonierne på Olsens og Vinterleje Pold bestod i foråret 2002 af ca. 2.300 ynglende par mellemskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*); ca. 600 par færre end i år 2000 (Bregnballe, T., DMU, pers. komm.). Ifølge Grémillet (1997) konsumerer ynglende storskarv (*Phalacrocorax carbo carbo*), ca. 0,8 kg fisk pr. dag. Hvis det antages, at den lidt mindre mellemskarv æder ca. 0,6 kg fisk pr. dag, var koloniernes daglige fødeindtag ca. 2.700 kg fisk pr. dag. Baseret på gennemsnitsvægten af de radiomærkede fisk havde det samlede smoltudtræk en masse på ca. 1.400 kg, hvorfor smoltene ikke kan have udgjort en særlig stor del af fuglenes føde. Koed (1995) fandt, at en meget stor mængde smelt (*Osmerus eperlanus*) (dagsfangster på 300 kg – 7.000 kg) opholdt sig på den nederste del af Skjern Å under smoltudvandringen i år 1994. Det virker sandsynligt, at så stor en koncentration af potentielle byttefisk kan have tiltrukket skarver til åens udmunding. Det er derfor muligt, at prædationen på smoltene hovedsageligt skyldes bifangster i forbindelse med fouragering på smeltene. Alternativt kan prædationen være forårsaget af forholdsvis få individer, der har 'specialiseret' sig i at æde smolt.

En anden faktor, der givetvis har betydningen for fiskenes overlevelse er opholdstiden i fjorden. Tytler et al. (1978) og Moore et al. (1994) fandt, at smolts passage af fjorde i nogen grad kan faciliteres af tidevandsstrømme i stil med den passive drift i åer. Derudover er det forventeligt, at fiskene udnytter tidevandsstrømmene til orientering under passagen af fjorde. Idet vandudskiftningen i Ringkøbing Fjord er slusereguleret og tidevandsstrømmene derfor minimale, kan smoltene have problemer med at finde fjordens udmunding. Resultatet er en forlænget opholdstid, der alt andet lige må øge risikoen for skarvprædation i fjorden.



## 2.5 Konklusion

Ved nærværende telemetriundersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å i foråret 2002 blev der konstateret en øget dødelighed af laksesmolt i åen i forhold til undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002). Denne øgede dødelighed i åen blev især forårsaget af skarver, der gennem etableringen af Hestholm Sø, har fået større fourageringsmuligheder i Skjern Å, idet de kan benytte søen som refugium. Dødeligheden af ørredsmolt i åen var uændret. Fremtidige undersøgelser kan klarlægge, hvorvidt den øgede skarvprædation på laksesmolt i åen er en reel effekt af Skjern Å Naturprojektet eller blot afspejler naturlige fluktuationer.

Det totale prædationstryk på de udtrækkende smolt er estimeret til minimum 19 % for ørrederne og 43 % for laksene, hvilket er på samme niveau som ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002). Hovedparten af den registrerede prædationen fandt sted efter, fiskene var udvandret til Ringkøbing Fjord og forårsagedes fortrinsvis af skarver fra kolonierne på Vinterleje og Olsens Polde. Skarverne var ligeledes den fremherskende årsag til prædationen registreret i åen, om end også gedder bidrog til denne. Der kunne ikke konstateres nogen sammenhænge mellem smoltenes overlevelse og fiskenes længde,  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten eller konditionsfaktor.

Både ørred og laks migrerede fortrinsvis om natten og forblev stationære i døgnets lyse timer.

De gennemsnitlige migrationshastigheder for de aktivt migrerende fisk var 0,88 m/s hos ørrederne og 0,84 m/s hos laksene i hovedløbet opstrøms den stuvningspåvirkede del af åen. Fiskenes nettomigrationshastighed (hvilket inkluderer pauserne) på samme strækning var 0,48 m/s for ørred og 0,33 m/s for laks.

Laksenes migrationshastighed var positivt korreleret med kropslængden. Desuden ses en korrelation mellem migrationshastigheden og en interaktion mellem vandtemperaturen og  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten. Dette indikerer, at laksenes respons på en given vandtemperatur afhænger af deres osmoregulatoriske kapacitet.

Hos ørrederne ses en negativ korrelation mellem migrationshastigheden angivet som kropslængder pr. sekund og kropslængden, hvilket antyder, at ørredernes migration hovedsageligt foregår ved passiv drift.

Vandtemperaturen havde en intensiverende effekt på migrationen hos begge arter, idet både antallet og varigheden af pauserne i migrationen var negativt korreleret med vandtemperaturen. Fiskene migrerede altså mere 'målrettet' ved stigende temperatur. Hos ørrederne sås derudover en negativ sammenhæng mellem tendensen til at holde pause og  $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ -aktiviteten.

## 2.6 Referencer

- Aarestrup, K., Jepsen, N., Rasmussen, G. & Økland, F. (1999). Movements of two strains of radio tagged atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts through a reservoir. *Fish. Manage. Ecol.* 6: 97-107.
- Aarestrup, K., Nielsen, C. & Koed, A. (2002). Net ground speed of downstream migrating radio tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* l.) smolts in relation to environmental factors. *Hydrobiologia*: 483: 95-102.
- Aarestrup, K., Nielsen, C. & Madsen, S.S. (2000). Relationship between gill Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase activity and downstream movement in domesticated and first-generation offspring of wild anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2086-2095.
- Adams, N.S., Rondorf, D.W., Evans, S.D. & Kelly, J.E. (1998a). Effects of surgically and gastrically implanted radio transmitters on the growth and feeding behavior of juvenile chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 128-136.
- Adams, N.S., Rondorf, D.W., Evans, S.D., Kelly, J.E. & Perry, R.W. (1998b). Effects of surgically and gastrically implanted radio transmitters on swimming performance and predator avoidance of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 781-787.
- Bagenal, T. (1978). Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters. International Biological Programme Handbook nr. 3; 3. udgave. Blackwell Scientific Publications Ltd, Oxford.
- Bak, B.D. (2002). Udvandring, adfærd og dødelighed for lakse- (*Salmo salar*) og ørredsmolt (*S. trutta*) i et reguleret vandløb. Specialrapport, Aarhus Universitet, 70 sider.
- Bakshanskiy, E.L., Nesterov, V.S. & Neklyudov, M.N. (1980). The behavior of young Atlantic salmon, *Salmo salar*, during downstream migration. *J. Ichthyol.* 20: 93-100.
- Boeuf, G. (1993). Salmonid smolting: a pre-adaptation to the oceanic environment. I: *Fish Ecophysiology*. Redigeret af Rankin, J.C. & Jensen, F.B.. Chapman & Hall. London.
- Brown, R.S., Cooke, S.J., Anderson, W.G. & McKinley, R.S. (1999). Evidence to challenge the "2% rule" for biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 867-871.
- Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.-F., Pedersen, M.I. & Pedersen, S. (2002). Predation on Atlantic salmon and sea trout during the first days as postsmolt. *Journal of Fish Biology* 61: 848-852.
- Duston, J., Saunders, R.L. & Knox, D.E. (1991). Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 164-169.
- Fängstam, H. (1993). Individual downstream swimming speed during the natural smolting period among young of Baltic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Zool.* 71: 1782-1786.
- Fraser, N.H., Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. (1993). Temperaturedependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B* 252: 135-139.
- Fried, S.M., McCleave, J.D. & LaBar, G.W. (1978). Seaward migration of hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts in the Penobscot river estuary, Maine: riverine movements. *J. Fish. Res. Board. Can.* 35: 76-87.
- Greenstreet, S.P.R. (1992a). Migration of hatchery reared juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., down a release ladder. 1: Environmental effects on migratory activity. *Journal of Fish Biology* 40: 655-666.
- Greenstreet, S.P.R. (1992b). Migration of hatchery reared juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., down a release ladder. 2. Effect of fish developmental strategy on speed and pattern of movement. *Journal of Fish Biology* 40: 667-681.

- Grémillet, D. (1997). Catch per unit effort, foraging efficiency, and parental investment in breeding great cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*). *ICES J. Mar. Sci.* 54: 635-644.
- Handeland, S.O., Järvi, T., Fernö, A. & Stefansson, S.O. (1996). Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon, (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2673-2680.
- Hansen, L.P. & Jonsson, B. (1985). Downstream migration of hatchery-reared smolt of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the river Imsa, Norway. *Aquaculture* 45: 237-248.
- Hansen, L.P., Jonsson, B. & Døving, K.B. (1984). Migration of wild and hatchery reared smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. through lakes. *Journal of Fish Biology* 25: 617-623.
- Hansen, M.M. & Nielsen, E.E. (2000). Populationsgenetik i fiskeplejen: Erfaringer fra Karup Å. *Fisk & Hav* 51: 64-71.
- Hesthagen, T. & Garnås, E. (1986). Migration of Atlantic salmon in River Orkla of central Norway in relation to management of a hydroelectric station. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 376-382.
- Hoar, W.S. (1976). Smolt transformation: evolution, behavior, and physiology. *J. Fish. Res. Board. Can.* 33: 1233-1251.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Rasmussen, G. & Økland, F. (1998). Survival of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371: 347-353.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E.B. & Baras, E. (2002). Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia* 483: 239-248.
- Jepsen, N., Pedersen, S. & Thorstad, E. (2000). Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 16: 189-198.
- Jokikokko, E. & Mäntyniemi, S. (2003). The survival of stocked Atlantic salmon smolts during sea run and the timing of migration in the river Simojoki, northern Finland. *Aquaculture* 219: 431-444.
- Jönsson, E., Johnsson, J.I. & Björnsson, B.T. (1996). Growth hormone increases predation exposure of rainbow trout. *Proc. R. Soc. Lond. B* 263: 647-651.
- Koed, A. (1993). Aspekter af geddes (*Esox lucius* L.) og sandarts (*Stizostedion lucioperca* L.) fødebiologi. Specialerapport. Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.
- Koed, A. (1995). Status over fiskebestanden i Skjern Å's hovedløb med hovedvægt på ørred- og laksesmoltudtrækket fra Skjern Å. IFF-rapport nr.35. Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg. 41 sider.
- Koed, A. (2000). River dwelling piscivorous pikeperch *Stizostedion lucioperca* (L.): some biological characteristics and their ecological consequences. Ph.D. dissertation. Københavns Universitet. 191 sider.
- Koed, A., Jepsen, N., Aarestrup, K. & Nielsen, C. (2002). Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia* 483: 31-37.
- Larsson, P.O. (1985). Predation on migrating smolt as a regulation factor in Baltic salmon, *Salmo salar*, populations. *Journal of Fish Biology* 26: 391-397.
- McCleave, J.D. & Stred, K.A. (1975). Effect of dummy telemetry transmitters on stamina of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *J. Fish. Res. Board. Can.* 32: 559-563.
- McCormick, S.D. (1993). Methods for Nonlethal Gill Biopsy and Measurement of Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase Activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 656-658.
- McCormick, S.D., Cunjak, R.A., Dempson, B., O'Dea, M.F. & Carey, J.B. (1999). Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon in the wild. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1649-1658.

- Moore, A., Ives, S., Mead, T.A. & Talks, L. (1998). The migratory behaviour of wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smelts in the River Test and Southampton Water, southern England. *Hydrobiologia* 372: 295-304.
- Moore, A., Ives, M., Scott, M. & Bamber, S. (1998). The migratory behaviour of wild sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts in the estuary of the River Conwy, North Wales. *Aquaculture* 168: 57-68.
- Moore, A. & Potter, E.C.E. (1994). The movement of wild sea trout, *Salmo trutta* L., smolts through a river estuary. *Fish. Manage. Ecol.* 1: 1-14.
- Moore, A., Russell, I.C. & Potter, E.C.E. (1990). The effects of intraperitoneally implanted dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 37: 713-721.
- Moser, M.L., Olson, A.F. & Quinn, T.P. (1991). Riverine and estuarine migratory behavior of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1670-1678.
- Muus, B.J. & Dahlstrøm, P. (1998). Ferskvandsfisk. Gads Forlag, København, Danmark.
- Nielsen, C., Madsen, S.S. & Björnsson, B.Th. (1999). Changes in branchial and intestinal osmoregulatory mechanisms and growth hormone levels during smolting in hatchery-reared and wild brown trout. *Journal of Fish Biology* 54: 799-818.
- Nyhedsbrev nr. 4, 2002. Nyhedsbrev for myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Udarbejdet af Ringkjøbing Amt, Skov- og Naturstyrelsen og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 8 sider.
- Peake, S. & McKinley, R.S. (1998). A re-evaluation of swimming performance in juvenile salmonids relative to downstream migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 682-687.
- Pedersen, L.-F. (2001). Økofysiologiske undersøgelser af vilde og dambrugsopdrættede ørred- (*S. trutta*) og laksesmolt (*S. salar*) fra Skjern Å. Specialrapport, Århus Universitet, 109 sider.
- Rasmussen, G. (2000a). Fiskepleje gennem 500 år. *Fisk & Hav* 51: 26-35.
- Rasmussen, G. (2000b). Fiskepleje i vandløb. *Fisk & Hav* 51: 36-45.
- Rasmussen, G., Aarestrup, K. & Jepsen, N. (1996). Mortality of Sea Trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic Salmon (*S. salar* L.) smolts during seaward migration through rivers and lakes in Denmark. *ICES C.M.* 1996/T:9.
- Rodgers, J.D., Ewing, R.D. & Hall, J.D. (1987). Physiological Changes during Seaward Migration of Wild Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 452-457.
- Solomon, D.J. (1978). Some observations on salmon smolt migration in a chalkstream. *Journal of Fish Biology* 12: 571-574.
- Svendsen, L.M. & Hansen, H.O. (red.) (1997). Skjern Å. Sammenfatning af den eksisterende viden om de fysiske, kemiske og biologiske forhold i den nedre del af Skjern Å-systemet. Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. 198 sider.
- Tanguy, J.M., Ombredane, D., Baglinière, J.L. & Prunet, P. (1994). Aspects of parr-smolt transformation in anadromous and resident forms of brown trout (*Salmo trutta*) in comparison with Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 121: 51-63.
- Thorpe, J.E. & Morgan, R.I.G. (1978). Periodicity in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolt migration. *Journal of Fish Biology* 12: 541-548.
- Thorpe, J.E., Morgan, R.I.G., Pretswell, D. & Higgins, P.J. (1988). Movement rhythms in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 33: 931-940.

- Thorpe, J.E., Ross, L.G., Struthers, G. & Watts, W. (1981). Tracking Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology* 19: 519-537.
- Tytler, P., Thorpe, J.E. & Shearer, W.M. (1978). Ultrasonic tracking of the movements of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L) in the estuaries of two Scottish rivers. *Journal of Fish Biology* 12: 575-586.
- Winter, J.D. (1983). Underwater biotelemetry. I: *Fisheries techniques*. Nielsen, L.A. & Johnson, D.L. (red.). American Fisheries Society, Bethesda, Md.
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. 4. udgave. Pearson Education. New Jersey, USA.

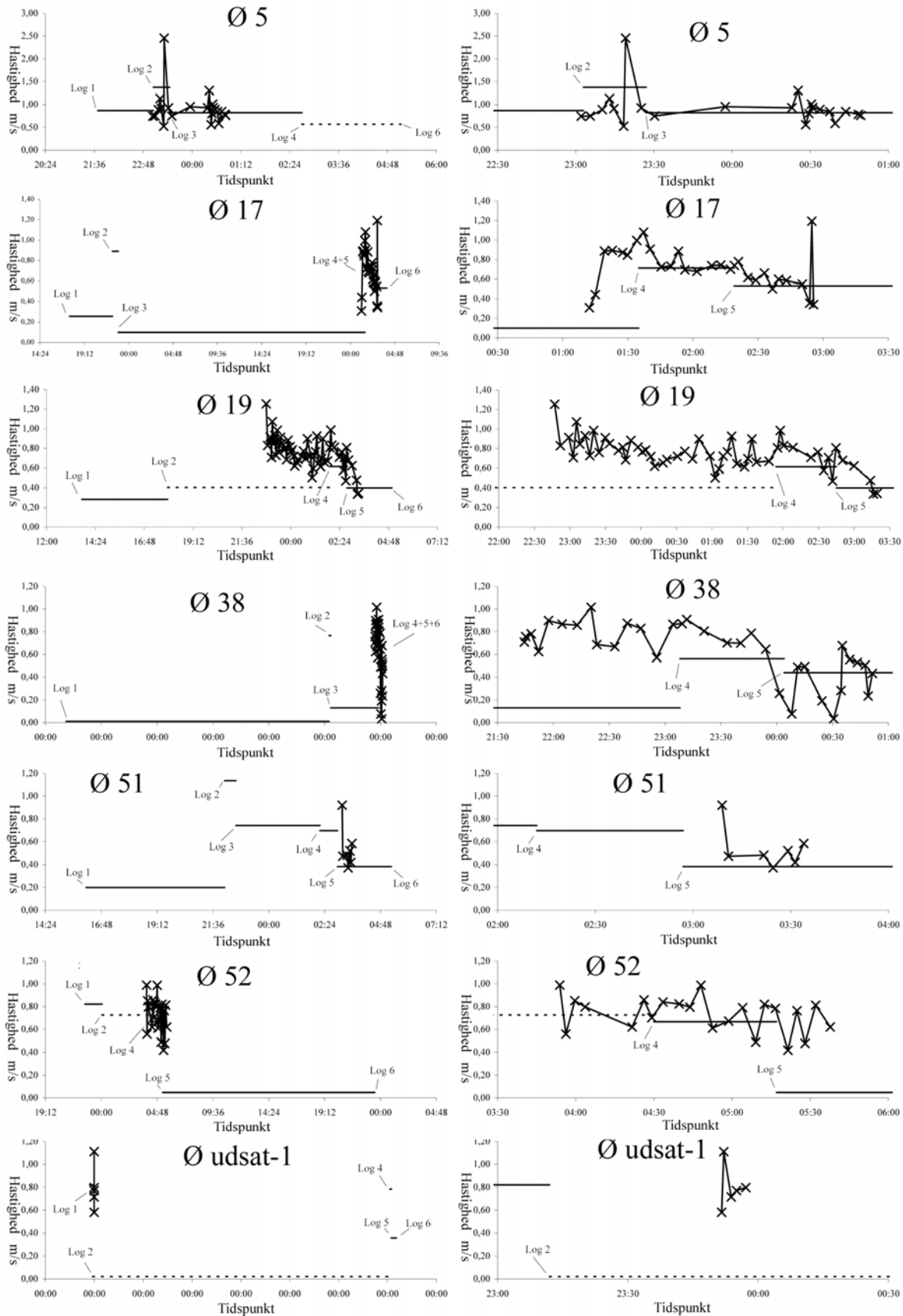


## 2.7 Appendiks

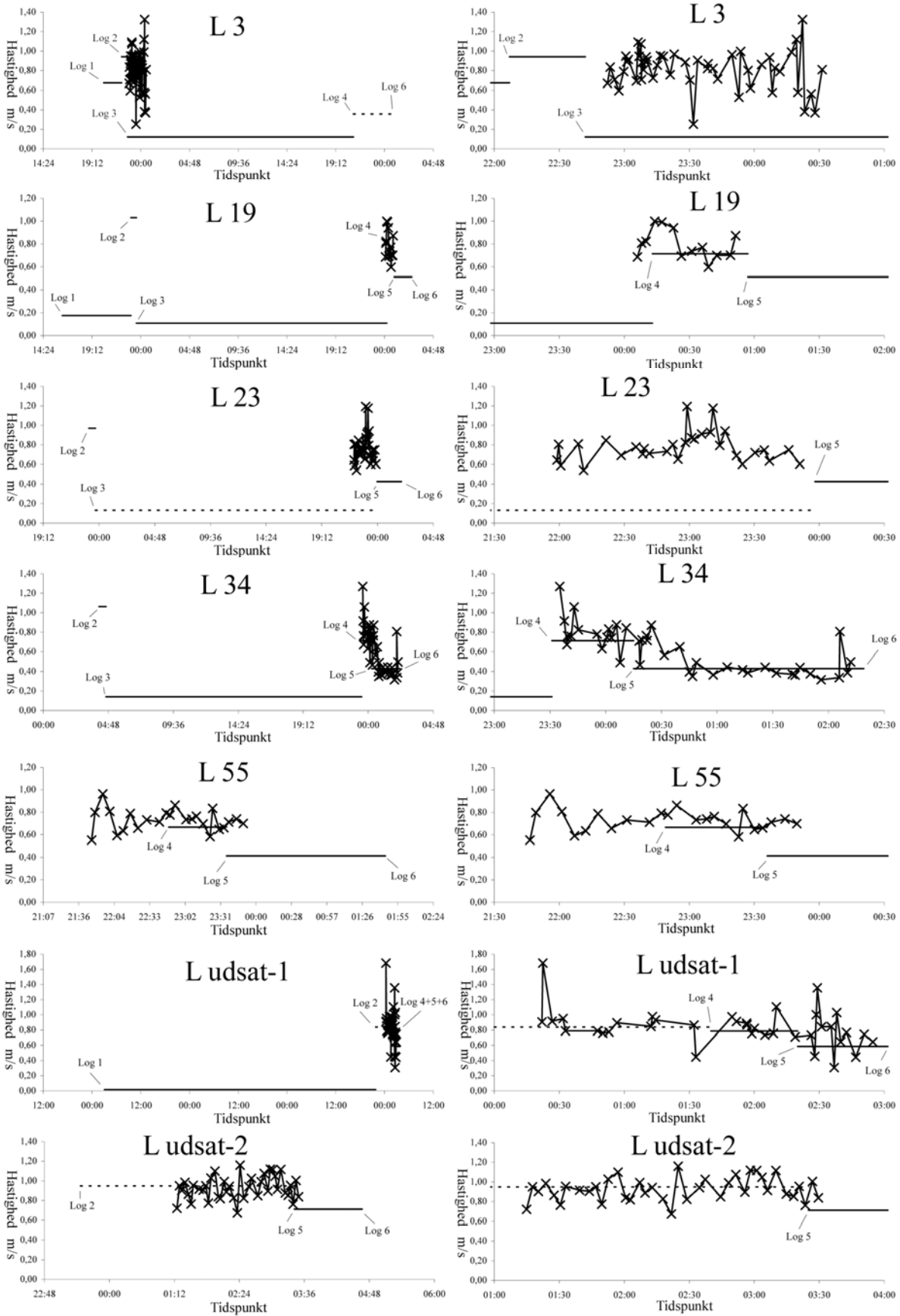
### 2.7.1 Oversigt over fisk fulgt ved manuel pejling

Oversigten viser samtlige hastigheder registreret med de manuelle pejlinger (markeret med x-er) samt hastighederne beregnet ud fra dataloggerne (markeret med vandrette linier). Venstre kolonne viser alle registreringerne af de enkelte fisk på hele strækningen log 1 – log 6, mens højre kolonne viser det tidsrum, hvor fiskene blev fulgt ved manuel pejling. Hver fisk er således repræsenteret i begge kolonner. Passagen af dataloggerne er markeret med tekst og angiver hvilke strækninger hastighederne er registreret på. Hvor en given fisk blev registreret på to på hinanden følgende dataloggere, er hastigheden angivet med en fuldt optrukket linie. En stiptet linie markerer derimod, at fisken ikke blev registreret på en eller flere dataloggere. Stiplede linier repræsenterer derfor gennemsnitshastigheden på strækningen mellem to dataloggere, der ikke lå umiddelbart efter hinanden. Eksempelvis blev L 23 ikke registreret på log 4, men derimod på log 3 og log 5.

Oversigt over fulgte ørreder



Oversigt over fulgte laks



## 2.7.2 Logbog for de radiomærkede fisk

### Logbog for de radiomærkede ørreder

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
Ø 1	2002230	17,6	47	21-04 16:15	21-04 22-04 22-54 00:15	22-04 00:42	22-04 03-04	22-04 04:37	22-04 11:44			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 2	201345	21,5	89	03-04 14:08	03-04 03-04 15:17 16:39	03-04 17:30	03-04 23:38					Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 3	202430	16,1	37	30-04 16:00	30-04 01-05 16:46 01:55	01-05 02:30	02-05 01:55	02-05 01:55	02-05 03:40			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 4	202445	18,4	54	03-04 14:08	03-04 03-04 20:40 22:09	03-04 09:00	17-04 22:39	17-04 23:40	18-04 00:54			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 5	203245	21,5	90	04-04 13:50	04-04 04-04 21:41 23:03	04-04 23:27	05-04 02:42					Registreret på Olsens Polh 9. april 12:34. 103 timer efter log 6. Sender fundet 12. april.
Ø 6	203345-2	15,7	36	20-04 13:00	21-04 22-04 23:38 00:50	22-04 01:11	22-04 23:31					22. april: pejlet i Hestholm Sø v. overløbet mellem Å og sø. 23. april: pejlet hvor senderen senere genfindes. 1. maj: sender genfundet liggende på bunden af Hestholm Sø nær udløbet af Gønar Å. Ingen registrering på log 5 og log 6. Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 7	203345-3	16,0	31	06-05 12:50	10-05 10-05 22:22 23:24	11-05 00:11	11-05 03:38	11-05 04:25	11-05 06:20			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 8	204330	17,5	46	21-04 16:15	22-04 22-04 17:23 22:03	22-04 22:36	23-04 02:00	23-04 02:40	23-04 04:40			Pejlet til Toppet lappedykker ved udløb syd 23. april 14:00.
Ø 9	205130	18,8	58	22-04 15:55	23-04 23-04 00:19 00:52	23-04 00:52	28-04 09:48	28-04 10:13	28-04 14:52			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 10	205145	17,0	52	04-04 13:50	04-04 04-04 20:20 21:30	05-04 02:16			05-04 07:38			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 11	206245-2	16,3	40	20-04 13:00	26-04 28-04 23:47 21:08	29-04 17:05	29-04 22:02	30-04 01:47				Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 12	207245	16,0	36	05-04 12:15	05-04 05-04 20:17 21:30	05-04 21:39	06-04 02:03	06-04 16:01				Sender fundet under skovtræ 1000 m øst for Hestholm Sø 19. april
Ø 13	207345-2	16,9	46	20-04 13:00								Pejlet lige bagefter den 22. april. Ellers ingen registrering.
Ø 14	208330-2	16,0	36	13-05 11:50	13-05 13-05 02:07 03:57	13-05 04:21			13-05 14:40			Registreret på Olsens Polh 11. juni 08:49. 690 timer efter log 6. Sender fundet 12. juni.
Ø 15	209145-2	16,0	36	20-04 13:00	22-04 22-04 08:42 23:03	22-04 23:30	23-04 02:56	23-04 03:30	23-04 04:52			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 16	216245-2	17,1	41	20-04 13:00	20-04 23-04 18:25 13:07	23-04 13:51	26-04 00:39	26-04 01:46	26-04 03:41			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 17	218330	16,8	39	23-04 14:10	23-04 23-04 17:37 22:15	23-04 22:52	25-04 01:35	25-04 02:19	25-04 03:57			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 18	219230	16,4	36	24-04 17:15	24-04 24-04 22:23 23:51	25-04 00:15	25-04 03:44	25-04 04:24	25-04 06:30			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 19	219245-2	16,4	37	06-05 12:50	06-05 06-05 13:44 17:37	07-05 01:54	07-05 02:45		07-05 04:38			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 20	220230	19,5	69	24-04 17:15	24-04 24-04 21:46 23:14	24-04 23:46	25-04 03:08	25-04 04:02	25-04 10:49			Registreret på log 6N og log 6S overløbet, sandsynligvis prædaret af fugl.
Ø 21	220245-2	18,2	56	06-05 12:50	07-05 07-05 01:29 02:52	07-05 02:52						Ingen registrering efter passage af log 3.

## Logbog for de radiomærkede ørreder

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
Ø 22	221245	16,1	38	11-04 14:20	11-04 22:47	17-04 22:38	17-04 23:07	18-04 02:40	20-04 05:20			17. april: elfisket opstems log 2. 19. april: elfisket i Hestholm Sø. 20. april 05:20 passeret log 6. Ingen registrering efter passage af log 6. Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 23	224250	17,1	45	24-04 17:15	24-04 18:46	24-04 21:09	24-04 21:42	27-04 22:24	27-04 23:57			
Ø 24	224245-2	18,8	52	24-05 12:15	24-05 13:07	25-05 03:33	25-05 08:41	25-05 08:41	26-05 16:43			
Ø 25	226145	16,4	38	12-04 12:30	13-04 02:25	13-04 03:57						
Ø 26	227250	16,1	36	24-04 17:15	24-04 22:24	24-04 23:45	25-04 00:11	25-04 03:24	25-04 04:03	25-04 13:00		
Ø 27	228250	17,2	46	24-04 17:15	25-04 02:02	25-04 03:19		25-04 07:56	25-04 16:29			
Ø 28	228245	19,8	72	15-04 13:30	29-04 09:31	29-04 11:15	29-04 11:46	29-04 15:40	29-04 16:18	29-04 18:01		
Ø 29	229250	15,8	32	24-04 17:15	24-04 21:41	23-09 17:05	17-05 04:07	25-04 03:19	25-04 04:03	25-04 06:09		
Ø 30	229245-2	18,8	60	16-05 12:00	16-05 12:58	03-24 07:05	07-05 23:08	08-05 02:52	08-05 03:36	08-05 23:06		
Ø 31	234245-2	15,8	36	07-05 12:40								
Ø 32	235145	17,0	44	15-04 13:30	16-04 23:14	00:51	17-04 01:17	18-04 23:38	19-04 00:25	19-04 02:38		
Ø 33	236150	17,3	44	30-04 16:00	30-04 23:41	00:07	01-05 03:11	01-05 03:50	01-05 05:33	01-05 07:32		
Ø 34	237150-2	21,9	103	14-05 11:40	14-05 23:33	01:03	15-05 01:36	15-05 04:53	15-05 05:35			
Ø 35	237145-2	16,4	38	16-05 12:00								
Ø 36	238250	18,3	51	25-04 16:00	25-04 21:39	23:08	25-04 23:34	26-04 02:39	26-04 03:43	26-04 05:43		
Ø 37	239150	19,8	65	25-04 16:00	26-04 15:37	22:21	26-04 22:52	27-04 02:09	27-04 02:48	27-04 07:54		
Ø 38	239145	17,8	44	16-04 16:25	17-04 08:56	01:52	22-04 02:35	22-04 23:08	23-04 00:04	23-04 02:05		
Ø 39	240250	19,6	69	29-04 15:20	29-04 22:40	23:54	30-04 00:25	30-04 03:35	30-04 04:34	30-04 07:34		
Ø 40	241150	17,3	45	29-04 15:20	30-04 03:01	06:38						Registreret på Økens Pold 30. april 09:04; 2 timer efter log 2. Sender fundet 7. maj.
Ø 41	241145	15,6	39	16-04 16:25	16-04 22:22	23:46						19. april: elfisket i Hestholm Sø v. overløbet mellem log 5e. 23. april: pejlet i Hestholm Sø. 24. april: elfisket i Hestholm Sø v. udløb i kanalen til Skjyen, Å. 25. april: pejlet 300 m nedstrøms udløbet af kanalen fra Hestholm Sø. 26. april 00:00: passeret log 6. 30. april: Sender pejlet i buken ved Økens Pold; ingen data fra log OP. Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 42	242150	15,6	33	30-04 16:00	30-04 22:03	23:42	01-05 00:08	01-05 03:22	01-05 04:01	01-05 08:55		

Logbog for de radiomærkede ørreder

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
Ø 43	242145	17,7	45	16-04 16:25	29-04 08:20	29-04 23:48	30-04 00:17					Ingen registrering efter passage af log 3.
Ø 44	243150	17,7	49	30-04 16:00	01-05 01:01	01-05 02:28	01-05 02:57	02-05 01:05	02-05 00:17	02-05 23:13		1. maj: fejlet i Skjern å ved overløbet mellem åen og Hestholm Sø. 2. maj: af-fisket i Hestholm Sø v. udløb ikvaralen til Skjern Å. 2. maj 23:13: passeret log 6.
Ø 45	244150	16,7	40	30-04 16:00	30-04 22:52	01-05 19:58	01-05 20:32	01-05 23:32	02-05 00:17	02-05 23:13		Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 46	245450	19,3	55	30-04 16:00	30-04 23:01	01-05 23:01	01-05 02:56	01-05 03:45	01-05 06:01			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 47	245445	18,3	58	16-04 16:25								EL-fisket gedde lige bagfælden 29. april.
Ø 48	245445-2	17,2	43	30-04 16:00	01-05 11:00	01-05 12:28	01-05 13:03	01-05 23:42	02-05 00:28	02-05 02:38		Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 49	246450	16,8	41	30-04 16:00	01-05 01:33	01-05 03:04	01-05 03:30	02-05 00:34	02-05 06:31			Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 50	247350	18,7	56	30-04 16:00	01-05 09:10							Sender fundet på Vråenleje Pol 16. maj.
Ø 51	248450	15,4	32	06-05 12:50	06-05 16:09	06-05 22:06	06-05 22:35	07-05 02:12	07-05 02:57	07-05 05:16		Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 52	249350	15,0	27	06-05 12:50	06-05 22:36	07-05 00:03	07-05 04:30	07-05 05:17	07-05 23:30			Registreret på Økens Pol 10. juni 20:36; 8:13 timer efter log 6. Sender fundet 16. juni.
Ø 53	249345	16,3	38	21-04 16:15	21-04 23:41	22-04 01:18	22-04 23:30	24-04 23:58	24-04 23:46	25-04 02:19		Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 54	3030	14,6	25	12-05 11:50	12-05 21:21	12-05 23:01	12-05 23:31	13-05 02:59				Ingen registrering efter passage af log 6.
Ø 55	3106	14,2	28	12-05 11:50								Ingen registrering efter udsætning.
Ø 56	3315	14,3	25	14-05 11:40	20-05 05:13	21-05 10:47						Ingen registrering efter udsætning.
Ø 57	3388	15,5	33	14-05 11:40								Ingen registrering efter passage af log 2.

## Logbog for de radiomærkede laks

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
L 1	201350	18,7	56	21-04 16:15	22-04 21:54	22-04 23:32	23-04 00:03	23-04 07:47	23-04 23:33	23-04 23:52		Senderpejlet i buksen ved Olsens Pold 7. maj. Ingen data fra log OP. Senere fundet og genbragt.
L 2	203350	19,5	57	23-04 14:10	23-04 21:54	23-04 22:36	23-04 01:40	26-04 02:18	26-04 04:20			ingen registrering efter passage af log 6.
L 3	204345	16,5	38	04-04 13:50	09-04 20:21	09-04 22:07	09-04 22:42	10-04 20:56	11-04 00:49			Senderpejlet i buksen ved Olsens Pold 30. april. Ingen data fra log OP.
L 4	206250	17,4	41	22-04 15:55	21-42 23:13	23-04 06:04	23-04 23:46	24-04 03:57	24-04 09:11			ingen registrering efter passage af log 6.
L 5	206245	16,5	36	05-04 12:15	06-04 20:56	06-04 22:35	06-04 23:11	07-04 03:02				Sender fundet i Hestholm Sø under skovtræ 18. april.
L 6	207250	18,7	48	22-04 15:55	22-04 18:16	24-04 13:24	24-04 13:55	24-04 16:49	24-04 17:26	24-04 18:32		ingen registrering efter passage af log 6.
L 7	208350	16,6	41	22-04 15:55	23-04 21:26	23-04 23:01	23-04 23:29	24-04 04:03				Sender fundet på Vinterløje Pold 30. april.
L 8	208345	16,5	42	08-04 12:50	17-04 15:37	17-04 22:43	17-04 23:14	19-04 23:19	20-04 01:00			ingen registrering efter passage af log 6.
L 9	209150	17,3	40	22-04 15:55	22-04 23:15	23-04 00:49	23-04 01:30	23-04 04:49	23-04 05:36	23-04 22:53		ingen registrering efter passage af log 6.
L 10	209145	16,5	40	08-04 12:50	09-04 21:00							EL-fisket godde ved log 2 17 april.
L 11	210350	17,4	47	22-04 15:55	22-04 22:22	23-04 00:28	23-04 04:33	23-04 06:33				ingen registrering efter passage af log 5.
L 12	210345	16,2	35	08-04 12:50	12-04 05:29	21-39 12:37	13-04 01:39	14-04 00:30	14-04 00:30			Registreret på Olsens Pold 26. april 07:52, 295 timer efter log 6. Sender fundet 30. april.
L 13	211350	17,1	38	23-04 14:10	24-04 12:37	22-43 16-04 23:16	24-04 23:16	25-04 02:36	25-04 03:17	25-04 05:02		ingen registrering efter passage af log 6.
L 14	211345	16,4	41	09-04 16:00	16-04 21:15	22-44 23-04 23:16	16-04 23:16	17-04 02:33	20-04 21:14	20-04 22:56		ingen registrering efter passage af log 6.
L 15	212150	18,4	50	23-04 14:10	22-46 12-04 22:46	22-07 23-04 23:35	23-04 01:41	02-19 13-04 13-04	14-04 08:05	17-04 26-04		Sender fundet på Olsens Pold 7. maj. Ingen registrering på log OP.
L 16	212145	17,3	42	09-04 16:00	12-04 21:29	23-11 23-04 25-04 21:54	25-04 11-04 22:06	12-04 23-03 23-04 00:13	25-04 00:57	25-04 02:41		ingen registrering efter passage af log 6.
L 17	212250	16,9	39	23-04 14:10	21-39 11-04 21:03	22-37 23-04 16:16	23-04 14-04 21:29	23-04 14-04 23:10	25-04 25-04 25-04 25-04	26-04 26-04 26-04 26-04		ingen registrering efter passage af log 6.
L 18	213245	16,9	42	09-04 16:00	11-04 21:03	22-37 23-04 16:16	23-04 14-04 21:29	23-04 14-04 23:10	25-04 25-04 25-04 25-04	26-04 26-04 26-04 26-04		Registreret på Olsens Pold 14. april 16:35, 60 timer efter log 6. Sender fundet 30. april.
L 19	214250	16,7	39	23-04 14:10	23-04 16:16	23-02 23-04 14-04 21:29	23-04 14-04 23:10	23-04 14-04 23:10	25-04 25-04 25-04 25-04	26-04 26-04 26-04 26-04		Sender fundet på Olsens Pold 16. maj. Ingen registrering på log OP.
L 20	214245	18,1	48	09-04 16:00	14-04 21:29	23-10 23-04 25-04 21:54	11-04 22:06	12-04 23-03 23-04 00:13	25-04 00:57	25-04 02:41		Registreret på Olsens Pold 16. april 01:53, 21 timer efter log 5. Sender ikke fundet.
L 21	215250	17,1	44	23-04 14:10	24-04 21:45	23-08 23-04 13-04 21:23	23-04 13-04 21:23	23-04 13-04 21:23	24-04 24-04 24-04 24-04	25-04 25-04 25-04 25-04		ingen registrering efter passage af log 6.
L 22	215245	17,9	46	11-04 14:20	12-04 21:23	22-38 23-04 23:08	23-04 23:08	23-04 23:42	24-04 24-04 24-04 24-04	25-04 25-04 25-04 25-04		ingen registrering efter passage af log 6.
L 23	216250	16,8	41	23-04 14:10	23-04 23:08	23-08 23-04 23:42	23-04 23:42	23-04 23:42	23-04 23:42	23-04 23:42		ingen registrering efter passage af log 6.

Logbog for de radiomærkede laks

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
L 24	216245	17,2	39	11-04 14:20								EL-fisket godde lige bogfælden 17. april.
L 25	217150	17,1	38	23-04 14:10	24-04 24-04	24-04 24-04	25-04 25-04	25-04 25-04	25-04 25-04	27-04		Registreret på Olsens PoH 30. april 11:29; 76 timer efter log 6. Sender fundet 7. maj.
L 26	221250	17,2	39	24-04 17:15	24-04 24-04	24-04 24-04	24-04 24-04	24-04 24-04	23-01 23-01	07:52		EL-fisket godde (97 cm) opstrøms log 4 7. maj.
L 27	222250	17,3	40	24-04 17:15	21:40 23:14	23:14 23:39	26-04 26-04					Ingen registrering efter passage af log 2.
L 28	223150	18,0	45	24-04 17:15	24-04 24-04	24-04 24-04	24-04 24-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 29	224245	16,5	41	12-04 12:30	12-04 12-04	12-04 12-04	23-29 23-29	10:51 10:51				Registreret på Olsens PoH 13. april 23:56; 24 timer efter log 2. Sender fundet 30. april.
L 30	225150	17,4	45	24-04 17:15	21:56 23:54	23:54 23:54	25-04 25-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 31	225145	17,6	45	12-04 12:30	21:54 23:13	23:13 23:42	22-04 22-04	24-04 24-04	24-04 24-04	24-04 24-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 32	226250	19,1	59	24-04 17:15	25-04 25-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04	27-04 27-04		Sender fundet på Vinterløje PoH 30. april.
L 33	226250-2	17,3	42	12-05 11:50	13:30 23:30	23:30 23:30	21-05 21-05	21-05 21-05	22-48 22-48	23:47 23:47		Registreret på Olsens PoH 4. juni 08:05; 329 timer efter log 6. Sender fundet 12. juni.
L 34	227245	18,3	57	11-04 14:20	23:01 00:50	01:42 12:32	17-04 17-04	17-04 17-04	18-04 18-04	18-04 18-04		Sender fundet på Vinterløje PoH 30. april.
L 35	229245	16,1	37	15-04 13:30	16-04 16-04	16-04 16-04	17-04 17-04	17-04 17-04	17-04 17-04	17-04 17-04		Sender fundet på Vinterløje PoH 7. maj.
L 36	230250	18,2	52	25-04 16:00	27-04 27-04	27-04 27-04	28-04 28-04	29-04 29-04	01:05 01:05	02:05 02:05		Sender fundet på Olsens PoH 7. maj. Ingen data fra log OP.
L 37	230245	17,2	40	15-04 13:30	17-04 17-04	17-04 17-04	18-04 18-04	21-04 21-04	21-25 21-25	21-04 21-04		Sender pejlet i hulen ved Olsens PoH 7. maj. Ingen data fra log OP.
L 38	231150	17,1	44	25-04 16:00	21:14 21:38	23:08 23:08	29-04 29-04	30-04 30-04	30-04 30-04	30-04 30-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 39	232150	17,2	43	25-04 16:00	21:38 21:38	23:00 23:00	23-39 23-39	02:44 02:44	03:33 03:33	05:46 05:46		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 40	232145	16,6	37	15-04 13:30	22:41 22:26	22:26 22:26	22-41 22-41	22-49 22-49	23:22 23:22	02:23 02:23		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 41	233050	18,1	47	24-04 17:15	25-04 25-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04	26-04 26-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 42	233045	16,3	40	15-04 13:30	22:42 19-04	19-04 19-04	20-04 20-04	21-04 21-04	21-04 21-04	22-04 22-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 43	234345	18,3	50	15-04 13:30	21:57 23:28	23:28 23:28	00-06 00-06	23-00 23-00	23:43 23:43	01:29 01:29		Registreret på Olsens PoH 21. april 20:48; 2 timer efter log 6. Sender fundet 30. april.
L 44	235150	17,2	42	25-04 16:00	29-04 29-04	29-04 29-04	29-04 29-04	30-04 30-04	30-04 30-04	30-04 30-04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 45	237150	17,8	49	25-04 16:00	16:39 21:59	23:29 23:29	18-04 18-04	19-04 19-04	19-04 19-04	19-04 19-04		Registreret på Olsens PoH 29. april 04:39; 14 timer efter log 4. Sender fundet 30. april.
L 46	240245	18,3	51	16-04 16:25	17-04 17-04	17-04 17-04	18-04 18-04	19-04 19-04	21:42 21:42	23:10 23:10		Sender fundet på Olsens PoH 7. maj. Ingen data fra log OP.



Logbog for de radiomærkede laks

Nummer	Sender	Længde (cm)	Vægt (g)	Mærket og udsat	Log 1	Log 2	Log 3	Log 4	Log 5	Log 6S	Log 6N	Bemærkninger
L 47	243145	16,4	37	16-04 16:25		17-04 01:22	17-04 02:03	17-04 05:20	21-04 20:30	21-04 22:17		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 48	244145	17,1	40	16-04 16:25	18-04 22:13	18-04 23:43	19-04 00:16	19-04 21:41	19-04 22:23	20-04 00:04		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 49	246445	16,9	42	16-04 16:25	18-04 21:46	18-04 23:20	18-04 23:56	20-04 23:55	21-04 00:39	21-04 02:07		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 50	247345	18,2	46	16-04 16:25		21-04 22:15	21-04 22:49	22-04 01:56	22-04 02:30	22-04 04:16		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 51	248445	17,6	49	21-04 16:15	23-04 01:30	23-04 02:38						Sender fundet på Olsens Pold 30. april. Ingen registrering på log OP.
L 52	3181	16,4	36	29-04 15:20	29-04 22:00	30-04 00:01	30-04 00:39					Ingen registrering efter passage af log 3.
L 53	3196	18,4	53	29-04 15:20	01-05 04:25	01-05 05:44				02-05 05:37		Ingen registrering efter passage af log 6.
L 54	3001	14,4	25	07-05 12:40	07-05 14:34							Ingen registrering efter passage af log 1.
L 55	3227	14,9	26	07-05 12:40			07-05 22:49	07-05 23:36	08-05 01:45			Ingen registrering efter passage af log 6.
L 56	3063	15,2	29	12-05 11:50								Ingen registrering efter udsætning.

### 3. Sammenfatning og perspektivering

Skjern Å Naturprojektet har bl.a. medført, at de yderste strækninger af Skjern Å er blevet genslynget og dermed ca. seks kilometer længere, samt at de omkringliggende drænedede marker er omdannet til et stort sammenhængende eng- og sumpområde til synlig gavn for især fuglene. Derudover forventes projektet at medføre en række mindre synlige effekter såsom reduceret tilledning af næringsstoffer og jern (okker) til Ringkøbing Fjord.

Genslyngningen af åen har medført væsentligt forbedrede vilkår for dyrelivet i åen, ikke mindst fiskene. Blandt andet har fjernelsen af Kodbøl Styrting medført forbedrede muligheder for vandring mellem åens mellemste og nederste strækninger. Derudover synes det klart, at en 'naturligt' slynget å indeholder væsentligt større kompleksitet, medførende et mere varieret habitat, end en lige kanal plaget af sandvandring og okkerforurening.

Nærværende undersøgelse har søgt at belyse, hvorvidt Skjern Å Naturprojektet samt fiskerireguleringerne i Ringkøbing Fjord har haft nogle effekter på åens bestande af ørred og laks. I forhold til tidligere undersøgelser (Koed 1995; Bak 2002) ses en kraftig stigning i antallet af migrerende laksesmolt. Opgangen af gydemodne laks i 1999 er estimeret til ca. 1.200 stk., hvilket er en firedobling i forhold til 1997 (bestandsstørrelsen blev ikke estimeret i 1998) (Nyhedsbrev nr. 2, 2000). Det virker sandsynligt, at totalfredningen af ørred og laks i Ringkøbing Fjord har været medvirkende årsag til denne fremgang i opgangen af adulte laks og dermed et øget rekrutteringsgrundlag. Desuden er det muligt, at en ændret praksis i forbindelse med de kompensatoriske udsætninger har medført en større overlevelse af de udsatte fisk. Endelig er det muligt, at fremgangen i smoltudtrækkets størrelse blot skyldes naturlige variationer. Det er bemærkelsesværdigt, at den samme fremgang ikke kan konstateres hos ørrederne. Dette kan skyldes, at de forventede gavnlige effekter af de habitatforbedrende tiltag i vandsystemets øvre dele på smoltproduktionen endnu ikke er slået igennem.

Dødeligheden i forbindelse med smoltenes migration til havet blev hovedsageligt forårsaget af skarver fra de nærliggende ynglekolonier. Som ved undersøgelsen i år 2000 (Bak 2002) var laksene udsat for en meget høj dødelighed forårsaget af skarv, 38 % af samtlige radiomærkede laks blev præderet af skarv. I forhold til situationen inden gennemførelsen af Skjern Å Naturprojektet (Bak 2002) var dødeligheden af laks i åen forøget. I den forbindelse har etableringen af Hestholm Sø muligvis haft en negativ indflydelse på laksenes overlevelse, idet søen kan fungere som refugium og rasteplass for skarverne og derigennem medføre bedre fourageringsforhold i åen for skarverne. På længere sigt er det desuden muligt, at den store geddebestand i søen vil medføre en stigning i åens geddebestand og dermed forøge geddeprædationen på smoltene.

Danmark er gennem bl.a. Bern-Konventionen og EU's Habitatdirektiv forpligtiget til at beskytte rødlistede arter som f.eks. den oprindelige Skjern Å-laksestamme (Stoltze & Pihl 1998b). Foruden den 'naturmæssige værdi' af en oprindelig laksebestand, er der store økonomiske interesser forbundet med kommercielt og ikke mindst rekreativt fiskeri. Svenske opgørelser finder således, at stangfangede laks indbringer 465 – 2.608 SKR pr. kilo i form af salg af fisketegn, fiskegrej, overnatninger osv. (Fiskeriverket Information 1999). Der udføres derfor et omfattende bestandsophjælpende arbejde, der har til formål at skabe en naturlig selvreproducerende bestand af laks i Skjern Å. Baseret på resultaterne af nærværende undersøgelse samt Bak (2002) kan det frygtes, at denne målsætning, ikke kan opfyldes, med mindre skarvprædationen mindskes. En oplagt løsning vil være en reduktion af skarvbestandens størrelse, men idet fuglene ligeledes er beskyttet af div. internationale forpligtigelser, kan dette ikke gennemføres uden videre.

Oprindelige ørredstammer findes, i modsætning til oprindelige stammer af laks, i adskillige danske vandløb (Hansen & Nielsen 2000), og har derfor om muligt et endnu større økonomisk potentiale i forbindelse med rekreativt fiskeri. Arten er desuden rødlistet (under forudsætning af at det er en naturlig selvreproducerende bestand) (Stoltze & Pihl 1998b) og derfor omfattet af de samme internationale forpligtigelser som den oprindelige Skjern Å-laks. Det er derfor bemærkelsesværdigt, at der i forbindelse med den praktiske udførelse af Vandmiljøplan II (VMPII) ikke gennemføres monitorering af konsekvenserne for disse oprindelige ørredbestande. VMPII danner rammen for Danmarks bestræbelser på at efterleve EU's Nitratdirektiv, der har til formål at nedbringe kvælstofbelastningen af vandløb, søer og hav. VMPII effektueres primært gennem etablering af en lang række søer og vådområder med gennemløb af eller i umiddelbar forbindelse med vandløb.

En lang række undersøgelser har påvist meget store smoltdødeligheder ved passage af kunstige søer (Koed, 1993; Carl & Larsen, 1994; Rasmussen, 1994; Jepsen et al. 1998; Aarestrup et al. 1999; Jepsen et al. 2000). Årsagerne til den store dødelighed er bl.a., at smoltene kan have svært ved at lokalisere søens udløb og derfor tilbringer uforholdsmæssig lang tid i søen, hvor de udsættes for prædation fra fugle og rovfisk. Længerevarende tilbageholdelse i ferskvand kan desuden medføre, at fiskene desmoltificerer, hvilket ofte indebærer, at fiskene dør. Det er derfor vigtigt, at de nye søer anlægges på en sådan måde, at der skabes en decideret strømmende, som smoltene kan orientere sig i forhold til og dermed finde ud af søen. Endelig kan en 'pludselig' indskydelse af en sø betyde, at den lokale bestand af ørred ikke længere er optimalt tilpassede de lokale forhold. Det skal nævnes, at Hestholm Sø ikke er et formelt VMPII projekt, men har mange ligheder med disse. Etableringen af de mange vådområder berører naturligvis også de øvrige tilstedeværende fiskearter; f.eks. bæk- og flodlampret, der begge er gullistede (Stoltze & Pihl 1998a). Effekterne af de ny søer for disse arter kendes endnu ikke.

Overordnet set kan der ikke herske tvivl om, at Skjern Å Naturprojektet er en del af en positiv udvikling i forvaltningen af den danske natur. Åen har skiftet udseende fra snorlige afvandingskanaler, hvis fornemmeste opgave var at dræne den omkringliggende landbrugsjord, til et 'naturligt' slynget vandløb i dynamisk samspil med den øvrige natur. Nærværende undersøgelse har vist, at et projekt i denne størrelsesorden kan gennemføres uden umiddelbart at have vidtrækkende konsekvenser for bestandene af laksefisk.

## 3.1 Referencer

- Aarestrup, K., Jepsen, N., Rasmussen, G. & Økland, F. (1999). Movements of two strains of radio tagged atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts through a reservoir. *Fish. Manage. Ecol.* 6: 97-107.
- Bak, B.D. (2002). Udvandring, adfærd og dødelighed for lakse- (*Salmo salar*) og ørredsmolt (*S. trutta*) i et reguleret vandløb. Specialerapport, Aarhus Universitet, 70 sider.
- Carl, J. & M. Larsen (1994). Betydningen af gedde (*Esox lucius* L.) og sandart (*Stizostedion lucioperca* (L.)) som predatorer på havørred (*Salmo salar* L.) smolt under udtrækket fra Bygholm Å og Sø, 1992. Specialerapport, Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.
- Fiskeriverket Information 1999: 9. Västkostens laxår. Udgivet af Fiskeriverket, Göteborg, 1999. 156 sider.
- Hansen, M.M. & Nielsen, E.E. (2000). Populationsgenetik i fiskeplejen: Erfaringer fra Karup Å. *Fisk & Hav* 51: 64-71.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Rasmussen, G. & Økland, F. (1998). Survival of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371: 347-353.
- Jepsen, N., Pedersen, S. & Thorstad, E. (2000). Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 16: 189-198.
- Koed, A. (1993). Aspekter af geddes (*Esox lucius* L.) og sandarts (*Stizostedion lucioperca* (L.)) fødebiologi. Specialerapport. Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.
- Koed, A. (1995). Status over fiskebestanden i Skjern Å's hovedløb med hovedvægt på ørred- og laksesmoltudtrækket fra Skjern Å. IFF-rapport nr.35. Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg. 41 sider.
- Nyhedsbrev nr. 2, 2000. Nyhedsbrev for myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Udarbejdet af Ringkjøbing Amt, Skov- og Naturstyrelsen og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 8 sider.
- Rasmussen, G. (1994). Hvad bliver der af smoltene? Årsberetning 1994 fra IFF, 23-34.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.) 1998a. Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.) 1998b. Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. 219 pp.