

Egå Engsø - tab af havørredsmolt i en Vandmiljøplan II-sø



DTU Aqua-rapport nr. 276-2014
Af Martin Kristensen, Anders Koed
og Jørgen Skole Mikkelsen

Egå Engsø - tab af havørredsmolt i en Vandmiljøplan II-sø

DTU Aqua-rapport nr. 276-2014

Af Martin Kristensen, Anders Koed og Jørgen Skole Mikkelsen

Indhold

Sammenfatning.....	4
English summary	5
1 Introduktion	6
1.1 Havørreden og dens migration	6
1.2 Smoltificering hos havørred	7
1.3 Smoltmigrationen.....	7
1.3.1 Fotoperiode.....	7
1.3.2 Temperatur	8
1.3.3 Vandføring	8
1.3.4 Kondition og alder	8
1.3.5 Vandløbets udformning og indskudte kunstige søer	8
1.3.6 Udsatte fisk og migrationsadfærd.....	10
1.4 Vådområder og vandmiljøplanerne	11
1.5 Kvælstoffjernelse i vådområder og søer	11
1.6 Havørredbestand og udsætningsplan for Egåsystemet	12
1.7 Telemetry	13
1.8 Formål.....	13
2 Materialer og metoder	15
2.1 Lokalitetsbeskrivelse	15
2.2 Mærkning af ørredsmolt.....	15
2.3 Registrering og logning af adfærd.....	18
2.4 Analyse af antennernes pålidelighed	18
2.5 Måling af fysiske parametre.....	20
2.5.1 Vandtemperatur	20
2.5.2 Vandføring	20
2.6 Manuel søgning efter PIT-mærker	20
2.7 Databehandling og statistiske analyser.....	21
3 Resultater	24
3.1 Smolttab for vildfisk i Egå Engsø i 2009-2011.....	24
3.2 Smolttabet i løbet af migrationsperioden.....	25
3.3 Tabet for dambrugsfisk (Lundbyfisk) i 2011	28
3.4 Vandføring, temperatur og overlevelse	30

3.5	Resultat af den logistiske regressionsanalyse	31
3.6	Resultat af den logistiske regressionsanalyse for opstrømsfiskene	32
3.7	Migrationstid og -hastighed hos vildfisk	32
3.8	Regressionsanalyse af ugeoverlevelse, migrationstid og fysiske parametre	33
3.9	Størrelsesfordeling af fiskene	34
3.10	Antal fugle ved Egå Engsø	36
3.11	Fund af PIT-mærker i området omkring søen	37
3.12	Fund af mærker på fugleø og i hejrekoloni.....	38
3.13	Antennesystemets pålidelighed og nedetid for dataloggerne	39
3.14	Smolttab korrigeret for antennefejl.....	40
4	Diskussion	42
4.1	Pålidelighed af data	42
4.2	Smolttab i Egå Engsø	43
4.3	Bevægelser i løbet af migrationsperioderne.....	44
4.4	Smolttab og fysiske parametre	45
4.5	Smolttab og prædation	47
4.6	Smolttab, fiskestørrelse og -kondition	49
4.7	Migrationstid og -hastighed.....	50
4.8	Indirekte tab og opstrømsfisk.....	51
4.9	Tabet af Lundbyfisk	54
4.10	Hvordan kan smolttabet reduceres?	55
	Konklusion	58
	Bilag.....	59
	Referencer	63

Sammenfatning

Som en del af vandmiljøplan II og III, har man siden slutningen af 1990'erne skabt en række nye indskudte søer i mange danske vandløb, typisk i de nedre dele af vandsystemerne, for at reducere kvælstofudledningen til havet. Egå Engsø på ca.100 ha. blev anlagt i den nedre del af Egå, som led i Vandmiljøplan II i efteråret 2006.

Ungfisk af havørred, også kaldet smolt, fra det opstrøms liggende vandløbssystem skal migrere igennem Egå Engsø på deres vej mod havet. Fra mange undersøgelser ved man, at det er forbundet med store tab når smolt skal bevæge sig gennem søer på deres vej mod havet. Havørred er af stor betydning, især for det rekreative fiskeri i Danmark. I nærværende undersøgelse undersøges det derfor hvilken betydning den nydannede Egå Engsø har på udtrækket af smolt fra Egåsystemet. I 2005 og 2006, inden søen blev dannet, blev der lavet to undersøgelser af smoltudtrækket gennem området, hvor søen senere blev dannet. Efterfølgende i årene 2007, 2009, 2010 og 2011 blev der lavet undersøgelser af smolttabet i søen.

Undersøgelserne viser, at der intet smolttab var i området før søen blev anlagt. I årene 2009 – 2011, efter at søen var blevet anlagt, var tabet i søen i gennemsnit 83,4 % pr. år. Dermed har Egå Engsø betydet, at der ikke længere er grundlag for at opretholde en selvreproducerende havørredbestand i Egå.

Det er muligt at gennemføre en løsning som vil tilgodese havørredsmoltene i Egå. En sådan løsning vil dog gå på kompromis med kvælstofreduktionen i Egå Engsø.

English summary

As part of the Danish Action Plan for the Aquatic Environment II and III, a number of lakes/wetlands have developed in many Danish rivers and streams since 1990. These are typically located in the lower parts of the river systems to reduce the nitrogen (N) load to the marine environment. Egå Engsø of ca.100 ha was established in the lower part of Egå River in the fall of 2006.

Juveniles of sea trout, also known as smolts, from the upstream areas must migrate through Egå Engsø on their way to the sea. Many studies, have documented that smolt-loss is often severe when the smolts migrate through lakes on their way to the sea. Sea trout is of great importance, especially in the recreational fishery in Denmark. The present study examines the effect of the newly developed Egå Engsø on the smolt run from Egå river system. In 2005 and 2006, before the lake was established, the smolt loss on the river stretch where the lake was later developed was measured. Subsequently, in the years 2007, 2009, 2010 and 2011, the smolt loss in the lake was measured.

The study showed that there was no smolt loss in the river stretch where the lake later developed. In the years 2009 - 2011 after the lake developed the smolt loss in the lake was in average 83.4 % per year. This means the Egå Engsø prevents a self-sustaining sea trout population in the Egå river system.

It is possible to implement a solution that will comply with a self-sustaining sea trout population in the Egå river system. However, such a solution will compromise the nitrogen reduction in Egå Engsø.

1 Introduktion

Migration mellem ferske vandløb og havet er en del af livscyklus hos havørred (*Salmo trutta*). Fiskene gyder og fødes i ferskvand, hvorfra en del af dem på et tidspunkt vil foretage en migration mod havet. Under dette udtræk kaldes ørreden en *smolt*. Smoltmigrationen mod havet er et kritisk stadie i fiskenes livscyklus, og er af stor betydning for om den lokale bestand får succes (Elliott 1994, Baglinière et al. 1999, Crisp 2000, Jonsson & Jonsson 2011).

Som en del af vandmiljøplanerne, har man siden slutningen af 1990'erne skabt en række nye indskudte søer på i mange danske vandløb, typisk i de nedre dele af vandsystemerne. Disse søer kaldes Vandmiljøplan II eller III-søer, og er blevet til for at reducere kvælstofudledningen til havet (Hoffmann et al. 2006). Det er planen, at der fremover skal anlægges flere søer af denne type i ådalene (Regeringen, 2009). Havørredsmoltene fra de opstrømsliggende vandløb skal migrere gennem disse søer på deres vej mod havet, og det er væsentligt at kende konsekvenserne for fiskene forbundet med denne migration. Havørred er af stor betydning for især det rekreative fiskeri i Danmark. I nærværende undersøgelse undersøges det derfor hvilken betydning den nydannede Egå Engsø har på udtrækket af havørredsmolt fra Egåsystemet. Egå Engsø blev etableret i efteråret 2006, og inden søen blev anlagt blev der lavet to undersøgelser af smoltudtrækket gennem området i 2005 og 2006 (Koed og Mikkelsen, 2005 og 2006).

Der er ofte et tab forbundet med smoltmigration gennem søer. Der er lavet danske undersøgelser af smoltudtrækket gennem forskellige typer indskudte søer som mølledamme (Aarestrup og Koed 2003), vandkraftsøer (Carl & Larsen 1994, Plesner 1994, Koed et al. 2004, Jørgensen et al. 1996, Aarestrup & Jepsen 1996, Aarestrup 2001) og dambrugsopstemninger og naturlige søer (Nielsen 1997, Nielsen 2005, Olesen & Aarestrup, 2006). Disse undersøgelser fandt smolttab i søerne fra nogle få procent og op til 93 % afhængig af forholdene i søen. Vandmiljøplan-søerne er en relativt ny naturtype, og nærværende undersøgelse er en af de første der omhandler smoltmigration gennem et område før og efter en sådan sø dannes.

Undersøgelsen omfatter også migrationen for dambrugsopdrættede ørredsmolt, der udsættes i Egå i forårs månederne. Dambrugsopdrættede ørredsmolt klarer sig normalt dårligere end vildfiskene (Nielsen 1997, Aarestrup et al. 2002, Serrano et al. 2009), og det undersøges derfor om det samme gør sig gældende i Egåsystemet.

1.1 Havørreden og dens migration

Havørred er anadrom, hvilket vil sige, at de fødes og vokser op i ferskvand, hvor de lever 1 - 6 år, indtil de med en størrelse på 8 - 25 cm, som såkaldte smolt, vandrer ud i havet i løbet af foråret (Koed et al. 1997, Aarestrup 2001). De tilbringer 1½ til 3½ år i havet, indtil kønsmodenhed, hvorefter de trækker op vandløbene, hvor de er født, for at gyde i de sene efterårs- og tidlige vinter måneder. Havørrederne gyder typisk langt oppe i vandløbssystemerne, da æggene kræver gode iltforhold i bundsubstratet, hvilket ofte findes heroppe (Crisp 2000, Vogel 2003).

Nogle ungfisk trækker aldrig ud i havet, men bliver permanent i ferskvand, vandløb eller søer, hvorfor de kaldes bæk- eller søørreder, skønt der er tale om samme art som havørred.

1.2 Smoltificering hos havørred

Når foråret nærmer sig, gennemgår parr'en en række morfologiske, adfærdsmæssige og fysiologiske ændringer, man siger at de *smoltificerer*. Disse ændringer gør fiskene i stand til at imødegå de store ændringer i det miljø fisken befinder sig i (herunder skiftet fra fersk- til saltvand), samt foretage vandringer mod havet og imødegå de udfordringer de støder på undervejs, som eksempelvis prædatorer (Elliott 1994, Tanguy et al. 1994, Madsen et al. 2010a).

For at kunne osmoregulere i havvandet, sker der en række ændringer i fiskenes gæller, nyrer, tarme og urinblærer allerede i ferskvandsfasen inden den bevæger sig ud i saltvand. Allerede tidligt under smoltificeringen i ferskvand, kan der måles et forøget antal kloridcelleantal samt Na⁺, K⁺ -ATPaseaktivitet i fiskenes gæller (Tanguy 1994, Madsen & Jensen 2010 a og b).

Smoltudtrækket sker i en begrænset periode i foråret, det såkaldte smolt-vindue, hvis længde blandt andet afhænger af temperaturen i fiskens omgivelser. Således vil en vandtemperatur over ca. 14 °C medføre, at fisken afsmoltificerer (Elliott 1994). Det kan tage uger fra fisken begynder at afsmoltificere, til de synlige og karakteristiske morfologiske træk er rullet tilbage, men de meget væsentlige ændringer i Na⁺, K⁺ -ATPase og kloridcelleantallet kan forsvinde væsentligt hurtigere. Dette kan betyde, at en smolt der har vandret gennem varmt vand ikke længere er salttolerant, selvom den stadig ligner en smolt rent morfologisk (Madsen & Jensen 2010a, b).

1.3 Smoltmigrationen

Smoltvinduet og de nævnte begrænsninger, i forhold til temperatur og salttolerance, lægger et stort evolutionært pres på arten i forhold til at optimere timingen af smoltificeringen og især den medfølgende migration.

En succesfuld migration er når fisken når frem til havet mens dens Na⁺, K⁺ -ATPaseaktivitet er tilstrækkelig høj til at smolten kan klare sig dér (Madsen & Nielsen 2010b). Udover hvad der måtte være optimalt for smolten rent fysiologisk, udsættes den for en forhøjet prædationsrisiko når den forlader sin standplads (Baglinière et al. 1999). Migrationsprocessen er kompleks, og en række faktorer afgør om nedtrækket bliver en succes, eller om fisken enten bliver ædt, på anden vis omkommer, eller bliver så forsinket at den stopper op på grund af smoltvinduet. Migrationspåbegyndelsen og –forløbet påvirkes af en række faktorer, som gennemgås i det følgende.

1.3.1 Fotoperiode

Dagslængden er primært vigtig i forbindelse med påbegyndelsen af smoltificeringen, som tager en vis tid om at gøre fiskene klar til at migrere (Bohlin 1993, Hembre et al. 2001).

Fotoperioden spiller desuden en væsentlig rolle under selve migrationen, som initieres ved at fisken stiller sig op i vandsøjlen og lader sig føre passivt med strømmen (Crisp 2000). Dette er en proces der i høj grad reguleres af lysmængden, i og med at fiskene, især i begyndelsen af migrationsperioden, foretrækker at migrere om natten, hvor prædationstrykket er mindre fra eksempelvis skarv og fiskehejre (Kirby et al. 1996, Carlsen et al. 2004).

Senere i migrationsperioden stiger temperaturen, og fiskene vil i stigende grad være tilbøjelige til også at migrere om dagen (Fraser 1993, Moore et al. 1998, Carlsen et al. 2004).

1.3.2 Temperatur

På grund af smoltvinduet, ligger migrationen generelt tidligere på sæsonen jo varmere der er, i Danmark dog som hovedregel i perioden fra starten af marts og frem til juni måned (Nielsen 1997, L'Abée-Lund, 1989, Jonsson 2011).

Smolten svømmer bedre og er bedre i stand til at undgå prædatorer ved højere temperaturer, men er på den anden side begrænset af risiko for afsmoltificering hvis temperaturer når over ca. 14 °C inden fisken når havet (Fraser 1993, Elliott 1994, Forseth et al. 1994). En temperatur på omkring 10 °C er oftest rapporteret som den foretrukne migreringstemperatur, dog med stor variation, idet antallet af graddage i den forløbne periode ser ud til at være en væsentlig parameter for migrationspåbegyndelsen (Bohlin 1993, Hembre et al. 2001, Carlsen et al. 2004).

1.3.3 Vandføring

Selve migrationen er som regel passiv, idet smolten i høj grad lader sig drive med strømmen så længe den er i vandløbet (Crisp 2000). En høj vandføring er derfor fordelagtigt, da det øger migrationshastigheden, og samtidig vil have en tendens til at gøre vandet mere uklart, hvilket er en fordel i forhold til at undgå prædatorer (Bohlin 1993, Jonsson 2011). En pludselig forøgelse af vandføringen i forårs månederne medfører gerne en voldsom stigning i antallet af migrerende smolt, som det er set ved en lang række af undersøgelser (fx Jepsen et al. 1997, Koed et al. 1997, Hembre 2001, Rasmussen & Koed 2005).

1.3.4 Kondition og alder

Ørredens kondition og størrelse er af betydning for migrationstidspunktet. Selve udtrækket sker når den smoltificerede fisk har en størrelse på 6 - 25 cm, og gennemsnitligt 14 - 16 cm i danske vandløb (Koed et al. 1997, Aarestrup 2001). Hurtigvoksende smolt migrerer typisk i en ung alder og ved forholdsvis lille størrelse, mens langsomt voksende smolt typisk migrerer nogle år senere men til gengæld som større fisk (Økland et al. 1992). De største fisk migrerer generelt tidligst på sæsonen, mens de lidt mindre fisk typisk kommer senere på foråret (Bohlin et al. 1993, Bohlin et al. 1995, Connolly et al. 2003). Tilstedeværelsen af relativt store og gamle hanner i smoltmigrationen kan desuden skyldes, at dværghanner, der er blevet i vandløbet i mange år for at snige sig med i havørredernes gydning, sommetider vælger at migrere på et senere tidspunkt i deres liv (Crisp 2000).

I vandsystemer med naturlige søer, har smoltenes kondition har også vist sig at have indflydelse på fiskenes valg af strategi undervejs i migrationen, da fisk med mindre fedtdepoter tilsyneladende er mere tilbøjelige til enten at vende om, eller forblive i en sø, mens fiskene med større fedtreserver fortsætter mod havet (Boel 2012). Ved at blive i en sø, opnår fisken bedre fødetilgængelighed end i vandløbet, og undgår samtidig at skulle foretage resten af migrationen.

1.3.5 Vandløbets udformning og indskudte kunstige søer

Vandløbets udformning kan have meget stor indflydelse på migrationsforløbet. Her kan især spæringer og forhindringer i de danske vandløb i forbindelse med etablering af vandmøller, dambrug og vandkraftværk påvirke smoltenes migration (Aarestrup 2001, Aarestrup et al. 2006).

Så længe fiskene befinder sig i vandløbet, er der et relativt lavt tab, som ifølge Nielsen (1997) i gennemsnit er ca. 1,5 % pr. kilometer i undersøgte danske vandløb. Migrationen foregår relativt langsomt, og Koed (1995) fandt en gennemsnitlig bevægelse på 2,1 km pr. døgn. Ved passage af naturlige søer, er hastigheden væsentlig lavere (0,2 km/døgn) og dødeligheden højere (gennemsnitligt 14,5 % /km) (Kristiansen & Rasmussen 1993, Nielsen 1997). Vandets bevægelse gennem

søen er desuden af væsentlig betydning for smoltene. Således viste en undersøgelse i Brabrand Sø og Årslev Engsø, at smolttabet var positivt korreleret med vandets opholdstid i søerne samt afstanden fra ind- til udløbet (Rasmussen & Koed 2005).

Dødeligheden i forbindelse med smoltenes passage af indskudte søer forårsages primært af piscivore fisk og fugle, og i vandkraftsøer også kan være fisk der omkommer i kraftværkets turbiner (Koed 1993, Koed 2000, Aarestrup 2001, Aarestrup et al. 2006). I Danmark er de piscivore fisk primært gedde (*Esox lucius*), sandart (*Stizostedion lucioperca*), ål (*Anguilla anguilla*), knude (*Lota lota*) og aborre (*Perca fluviatilis*), mens store ørreder også er kendt for at kunne prædere på smolt i indskudte søer (Carl & Larsen 1994, Koed et al. 2005). Blandt fuglene er potentielle prædatorer primært skarv (*Phalacrocorax carbo*), fiskehejre (*Ardea cinera*) og toppet lappedykker (*Podiceps griseigena*), mens forskellige mågearter i relativt ringe grad forventes at kunne prædere på smolt (Jepsen et al. 1997, Jepsen 1998, Madsen 1998, Koed et al. 2002, Dieperink et al. 2002, Jepsen & Bregnballe 2003).

Aarestrup et al. (2006) opsummerer resultatet fra en lang række danske undersøgelser af tabet af smolt ved passage af forskellige typer opstemninger (Tabel 1), hvor tallene dækker over store variationer på mellem de undersøgte lokaliteter.

	Antal opstemninger	Gennemsnitstab (%)
Mølledamme	5	30
Dambrug	38	42
Vandkraftværker	7	82

Tabel 1. Smolttab ved forskellige typer opstemninger i danske vandløb. Fra Aarestrup et al. 2006.

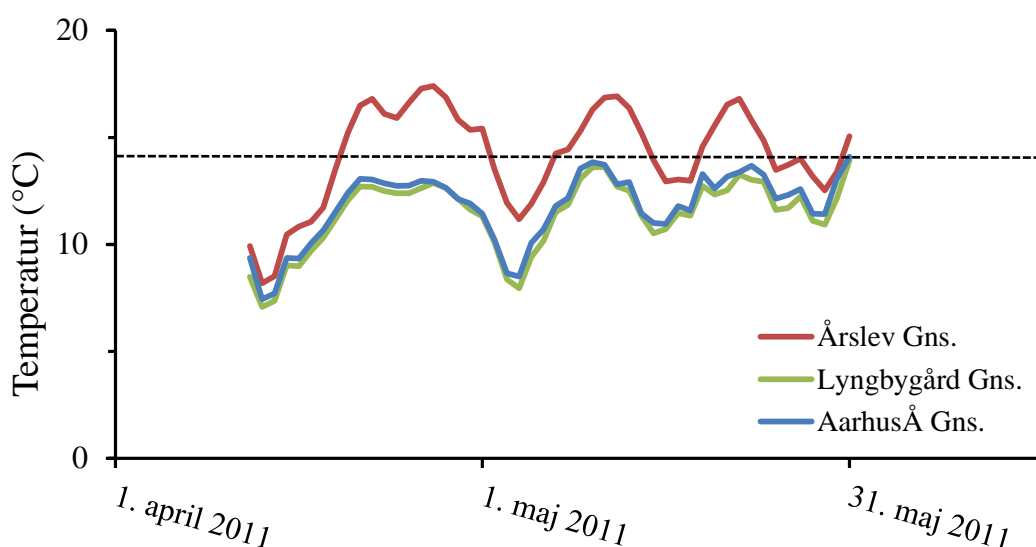
Smolttabet og -forsinkelsen ved passage af menneskeskabte opstemninger afhænger også af hvor vanskeligt det er for fiskene at finde udløbet. Dette afgøres i høj grad af hvor stor en del af vandet der bliver allokeret til en eventuel faunapassage og hvor velplaceret udløbet til denne er (Nielsen 2005, Olesen & Aarestrup 2006, Aarestrup et al. 2006).

Selv hvis alt vandet allokeres til en fiskepassage, er det stadig væsentligt at denne placeres så smoltene har let ved at finde den. Dette ses ved mølleopstemninger, som ofte er mindre kritiske for vandrefisk end dambrug, da selve møllerne ikke længere er aktive, og alt vandet derfor kan anvendes til fiskepassage (Olesen 2006, Aarestrup et al. 2006). På trods af dette sker der alligevel et gennemsnitssmolttab på 30 % i mølledamme og ofte en forsinkelse på flere dage, da smoltene kan have svært ved at finde forbi igennem møllesøen. Dette gælder eksempelvis ved Matstrup Mølle, hvor der blev fundet en forsinkelse af smoltene på ni dage og et tab på 18 % forbundet med passagen (Aarestrup & Koed 2003). Prædationen kunne bl.a. tilskrives tilstedeværelsen af gedder og store ørreder som tog smolten mens de svømmede rundt i mølledammen.

Den mest udfordrende forhindring for vandrefisk i danske vandløb er indskudte vandkraftsøer, hvor fiskene har store problemer med at finde faunapassagerne, kombineret med en stærkt forhøjet prædation fra rovfisk og -fugle. I Danmark er der lavet undersøgelser af Bygholm Sø (Carl & Larsen 1994), Vestbirksøerne (Plesner 1994), Karslgårde Sø (Koed et al. 2004), Holstebro Vandkraft-Sø (Jørgensen et al. 1996) og Tange Sø (Aarestrup og Jepsen 1996, Aarestrup 2002). Ved disse undersøgelser blev fundet smolttab i vandkraftsøerne på 59 – 93 %.

Der er lavet få undersøgelser af smolttabet ved passage af VMPII-søer, da disse er en relativt ny naturtype i Danmark. En undersøgelse af smolttabet i Aarslev Engsø, der blev anlagt i 2003, viste året efter i 2004 et tab på 22,5 % for smolt fra Århus Å og 4,7 % for ørredsmolt fra Lyngbygård Å. Vandringsafstanden gennem søen for smolt fra Århus Å var længere end for Lyngbygårds Å, hvilket delvist forklarer forskellen i smolttabet mellem de to åer (Rasmussen & Koed 2005). På undersøgelsestidspunktet var søen ny, og der var endnu ikke en bestand af store gedder i søen. Da smolttabet i søen blev undersøgt igen i 2012 med PIT-mærkede smolt, var tabet steget til 72,4 % for ørredsmolt fra Aarhus Å, og til 51,0 % for ørredsmolt fra Lyngbygård Å, hvilket fortrinsvis tilskrives flere og større gedder søen (Boel & Koed 2013).

Generelt kan indskudte søer på vore breddegrader i forårsperioden hæve temperaturen i forhold til vandløbene opstrøms søerne. Således nåede gennemsnitstemperaturen Århus Å og Lyngbygårds Å opstrøms Årslev Engsø aldrig over 14 °C før slutningen af maj måned, mens den i lange perioder var over 14 °C i selve Årslev Engsø (figur 1). I dette tilfælde medførte temperaturstigningen formentlig afsmoltificering, hvilket i sidste ende kan føre til smolttab, da der er stor risiko for at de afsmoltificerede ørreder bliver ædt i søerne.



Figur 1. Daglige gennemsnitstemperaturer i foråret 2011 fra Årslev Engsø og i de to tilløb, Lyngbygård Å og Aarhus Å. En referencelinje er indsat ved 14 °C, som hjælp til at visualisere de perioder, hvor temperaturen kan forsage afsmoltificering og mindske vandringlysten hos laksefisk (efter Boel og Koed 2013).

1.3.6 Udsatte fisk og migrationsadfærd

Der blev lavet en del-undersøgelse af udsatte dambrugssmolt migrationsadfærd og overlevelse. Selvom der er tale om samme art, kan dambrugsfisk have en anden adfærd end vildfisk når de udsættes i vandløb. Det er således ofte rapporteret, at dambrugsfisk ikke klarer sig lige så godt gennem migrationen som vildfisk, målt på både migrationshastighed og succes (fx Nielsen 1997, Aarestrup et al. 2002, Serrano et al. 2009). På baggrund af de generelle erfaringer, regner man derfor med en lavere migrationssucces for dambrugssmolt (Nielsen 2008).

Adfærden hos de udsatte dambrugsfisk kan være forskellig fra vildfisk - blandt andet gennem valg af migrationstidspunkt og fourageringsadfærd undervejs (Roberts et al. 2009). Forsøg med henholdsvis vildfisk, dambrugsørreder udsat som parr og dambrugsørreder udsat som smolt, viser eksempelvis, at dambrugsfisk udsat som smolt æder væsentligt mindre under migrationen end de to andre typer (Larsson et al. 2011). Samtidig viser undersøgelser, at dambrugssmolt er mindre smoltificerede end vildfisk, og dermed risikerer at klare sig dårligere når de når frem til havet, hvilket især gør sig gældende for små fisk (Sundell et al. 1998, Ugedal et al. 1998).

1.4 Vådområder og vandmiljøplanerne

Naturområder som VMPII-søerne, er en ny type indskudt sø, der er opstået på baggrund af tiltagene i Vandmiljøplan II og III, samt senest Grøn Vækst planerne. Disse planer indeholder tiltag der skal reducere eutrofieringsgraden i det marine vandmiljø, så vandkvaliteten forbedres og Danmark kan leve op til EU's nitratdirektiv (Grant et al. 2002).

Et af elementerne i Vandmiljøplan II var naturgenopretning, hvor udrettede vandløb blev lagt tilbage i deres oprindelige forløb, og tørlagte vådområder fik lov at blive oversvømmet igen (Grant et al. 2002). På grund af formuldning af tørv og udtørring og sammenrækning af jordens porestruktur mens den blev anvendt som landbrugsjord, dannedes i nogle tilfælde lavvandede søer når dræningen ophører, hvilket ændrer vandløbets forløb drastisk (Hansen 2000).

Ved at forøge vandets opholdstid i vandløb og på oversvømmede områder, ville man med de nye vådområder opnå en øget fjernelse af kvælstof gennem mikrobiel denitrifikation, som er en proces hvorved nitrat reduceres til atmosfærisk kvælstof, og derved forlader vandmiljøet (Hansen 2000, Wetzel 2001, Mathiesen 2003). Ved begyndelsen af 2008 var der etableret 5.300 ha nye vådområder, samt planlagt yderligere 3.400 ha som følge af vandmiljøplanerne (Waagepetersen et al. 2008). Med Grøn Vækst planen i 2009 målsatte regeringen anlæggelsen af yderligere 10.000 ha vådområder inden 2015 (Regeringen 2009).

1.5 Kvælstoffjernelse i vådområder og søer

Danmarks Miljøundersøgelser foretog en undersøgelse af 30 VMPII vådområder i 2005, og fandt en gennemsnitlig kvælstoffjernelse på $265 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$, men tallene dækker over store variationer, idet reduktionen i høj grad afgøres af de hydrologiske forhold i vådområdet (Hoffmann et al. 2006). For lavvandede søer alene kan sammenhængen mellem opholdstid og tilbageholdelse beskrives ved udtrykket $N_{\text{ret}} = 42,1 + 17,8 \cdot \text{Log}_{10}(T_w)$, hvor T_w er tilbageholdelsen i år (Jensen et al. 1997). Dette udtryk anvendes fortsat til estimering af den forventede tilbageholdelse i vådområder og lavvandede søer (Hoffmann et al. 2006, Naturstyrelsen 2011).

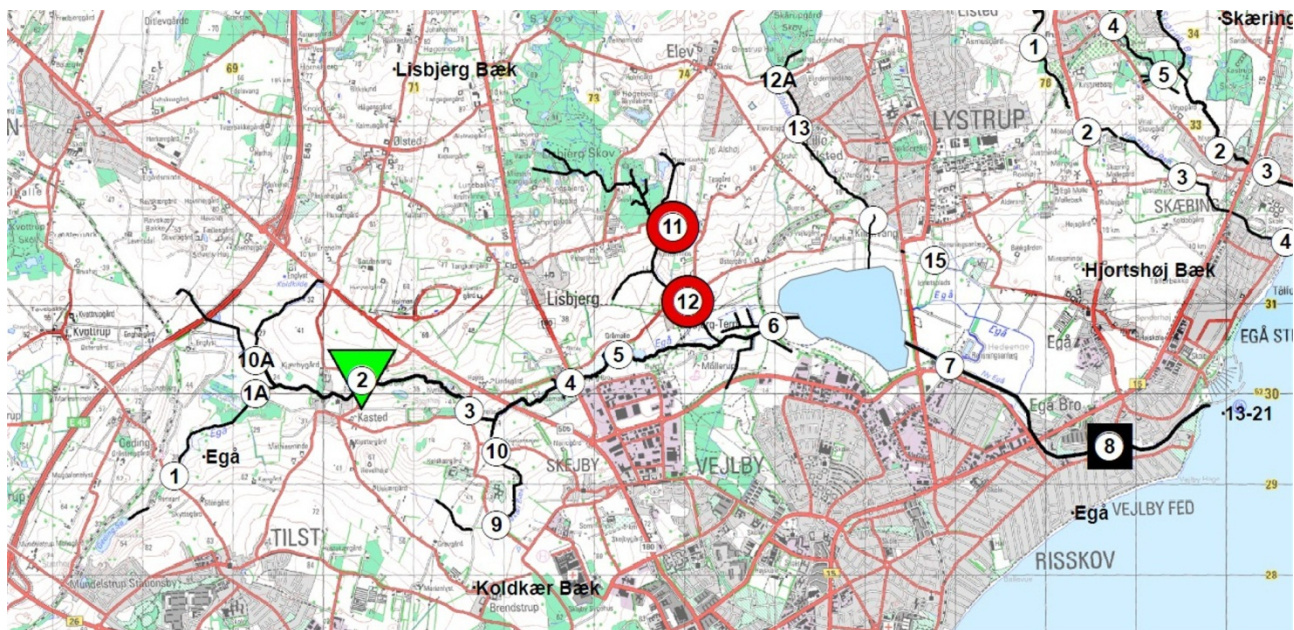
Modellen har dog vist sig at overestimere kvælstoftilbageholdelsen i VMPII-søer. I otte nyanlagte VMPII-søer, hvor man havde forventet en tilbageholdelse på $280 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ud fra ovenstående udtryk, fandt man således kun en tilbageholdelse på $148 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$, eller ca. 53 % af det forventede da man undersøgte den faktiske tilbageholdelse. Det forventes, at dette tal vil stige når de nyanlagte søer kommer i økologisk balance, men hvorvidt dette bliver tilfældet er endnu ikke undersøgt (Hoffmann et al. 2006). Der er ikke foretaget yderligere evaluering af VMPII-søernes kvælstoftilbageholdelse siden 2006.

1.6 Havørredbestand og udsætningsplan for Egåsystemet

Egåsystemet er blevet undersøgt i forbindelse med udarbejdelsen af DTU Aquas planer for fiskepleje i 1994, 2003 og 2010. Der er sket en generel tilbagegang i ørredbestanden siden 2003 (Mikkelsen 2011). Der foretages årlige udsætninger af ørredyngel og 1-årsfisk i systemet.

Fra Geding Sø og ca. 3 km nedstrøms (fra udspringet til 1a på figur 2) er forholdene ringe for havørredbestanden. Åen er rørlagt på et flere hundrede meter langt stykke, og med undtagelse af et 40 m langt stykke med relativt stort fald og grus- og stenbund, er det primære bundsubstrat sand. Strækningen blev befisket uden at finde ørred i 2010, og der foretages ingen udsætninger på grund af uegnede og fysisk dårlige forhold for ørred.

Fra punkt 1a (figur 2) til Egå Engsø forbedres de fysiske forhold, og især i forbindelse med passagen af Rødemølle og Nymølle, hvor mølledammene er nedlagt og der er anlagt omløbsstryg, er der gode bundforhold og flere udmærkede ørredbiotoper. På strækningen fra Rødemølle til Randervej blev der i 2008 udlagt gydegrus og gravet dybere huller, og flere steder i forløbet ned mod søen er der udmærkede ørredbiotoper på trods af en vis sandvandring. Der er fundet en lille naturligt reproducerende ørredbestand i denne del af åen i 2010, og der udsættes årligt 500 stk. 1-års fisk ved punkt 2 (figur 2).



Figur 2. Kort over Egåsystemet med udsætningssteder for 1-årsfisk (grøn trekant), yngel (røde cirkler) og mundingsudsætninger (sort firkant). Det er Egå Engsø mellem punkt 6 og 7.

På strækningen fra Egå Engsø til havet er åen kanaliseret med ringe fysiske forhold for ørred. Der er placeret en sluse tæt ved udløbet til havet, som lukker hvis vandstanden i havet overstiger et vist niveau. Når slusen er lukket, er fiskepassage ikke mulig. Der sker mundingsudsætning af 3.800 ørred årligt i den nedre del af Egå.

Egå tilløbes desuden af en række mindre bække, hvor kun Koldkær Bæk, Lisbjerg Bæk og Ellebækken er egnet eller delvist egnet som ørredbiotop. Der er selvproducerende ørredbestande i Koldkær Bæk og Ellebækken. Koldkær bæk er den mest varierede og fysisk egnede biotop på trods af en del sandvandring, som kan resultere i at gydegruset sander til. Store dele af Ellebækken er meget velegnet til ørred. I Lisbjerg Bæk er der flere forhindringer for vandrefisk, og der er ikke fundet en selvproducerende ørredbestand. Her udsættes 1.800 stk. yngel om året.

Egåsystemet vurderes at kunne producere ca. 3.000 vilde havørredsmolt om året, hvilket ud fra almindelige erfaringstal teoretisk burde resultere i en opgang på 300 - 750 vilde gydehavørreder om efteråret og vinteren. Derudover forventes en yderligere opgang på ca. 400 havørreder fra udsætningsfiskene, hvilket resulterer i et forventet gydeoptræk på i alt ca. 700 - 1.150 havørreder (Nielsen 2008).

1.7 Telemetry

En overvejende del af resultaterne i denne undersøgelse er baseret på passiv telemetry, hvor en chip implanteres i fiskenes bughule. Der anvendes passive sendere, kaldet PIT-mærker (passive integrated transponder).

Winter (1983) fremsatte en regel om at et mærke ikke må overstige 2 % af fiskens vægt. Denne regel er til diskussion, idet den ikke tager højde for mærkets størrelse, indførsingsmetoden og fiskens art og livsstadium (Jepsen et al. 2003). De anvendte mærker i nærværende studie er dog relativt små, og påvirker ifølge de foreliggende undersøgelser ikke de mærkede fisks svømmeegenskaber (Jepsen et al. 1997, Brown et al. 1999, Jepsen et al. 2002, Boel 2012).

Ved anvendelse af PIT-mærker, er der til gengæld risiko for at fisken taber mærket, hvilket i så fald typisk vil ske i ugerne efter mærkningen uden at øge dødeligheden for fisken (Jepsen et al. 2002).

Selvom de anvendte mærketyper ikke påvirker dødeligheden og adfærden hos fiskene, vil proceduren med at blive elfisket, håndteret, bedøvet og opereret, stresser fisken kortvarigt når de vender tilbage til vandet (Arnekleiv et al. 2004).

1.8 Formål

I denne undersøgelse undersøges tabet af havørredsmolt samt betydningen af en række fysiske og biologiske variable i forbindelse med smoltenes passage af Egå Engsø.

Der blev foretaget forundersøgelser af smoltudtrækket gennem området i 2005 og 2006 inden søen blev anlagt. I årene 2009 – 2011, begge inklusive, blev i alt 1.780 fisk mærket og deres vandringsadfærd gennem søen blev registreret. Det er disse resultater der afrapporteres hér. Undersøgelsen omfatter desuden 500 mærkede dambrugsfisk, der blev udsat som smolt i 2011.

Undersøgelses fokus er primært rettet mod hvor mange smolt det lykkes at komme gennem søen, samt hvornår i migrationsperioden de lykkes med dette. Data for migrationsadfærden sammenholdes med data for fiskestørrelse, temperatur, vind og vandføring i åen samt tilstedeværelse af fiskeædende fugle, for at undersøge eventuelle effekter af disse parametre. Det undersøges desuden, om der er sammenhæng mellem de samme parametre og en del smolts valg af én strategi, nemlig at de afbryder migrationen i søen og vender tilbage til vandløbet.

2 Materialer og metoder

2.1 Lokalitetsbeskrivelse

Undersøgelsen skete i VMPII-søen Egå Engsø. Søen blev anlagt i efteråret 2006 som en VMPII-sø, og er 90-110 ha (sommer/vinter), og omgivet af ca. 50 ha våde enge. Afstanden mellem ind- og udløb er ca. 1.400 m, og der er anlagt fem øer i søen for at forbedre området kvaliteten som habitat for ynglefugle. Søen er ca. 2,0 m på det dybeste sted, mens gennemsnitsdybden er ca. 1,0 m på årsbasis og maksimalt 1,3 m i perioder med høj vandføring. Søens vandspejl ligger i kote 0,5 om sommeren og når maksimalt kote 0,8 ved store afstrømninger. Søen er dannet via en opstemning som minder om et dige, hvor udløbet er lavet som et stryg som løber gennem og nedad dette. Udløbets udformning er stabiliseret ved at anvende store sten på 20-40 cm som bevirker at vanddybden inden for et par meters afstand ændres fra ca. én meter til ganske få centimeter ved selve udløbet.

Egå, der tidligere løb direkte gennem området, har tilløb i den vestlige ende af søen og afløb i den østlige ende. Åen har et opland på 47 km² og udspringer ca. 10 km opstrøms engsøen i Geding Sø og løber yderligere 4,2 km efter engsøen inden den munder ud i havet ved Egå Marina. Opholdstiden i søen er ca. 160 dage (Hinge-Christensen 2003, Aarhus Kommune 2006, Nielsen et al. 2008).

Søen er anlagt ud fra et ønske om at reducere næringsssalte til ledningen til Århus Bugt, og forventes at reducere kvælstofudledningen med 32,9 tons N og 0,6 tons P per år, hvilket svarer til 36 % af Egås kvælstofudledning og knap 6 % af den samlede kvælstofudledning til bugten fra Århus Kommune i 2006 på 556 tons (Hinge-Christensen 2003, Aarhus Kommune 2010). En undersøgelse af den faktiske kvæstofftilbageholdelse i søen er dog ikke foretaget, men tilbageholdelsen må ud fra de generelle erfaringer med nyanlagte VMPII-søer fra Hoffmann et al. (2006) forventes, at være væsentlig lavere end de 32,9 tons pr. år.

Der er observeret 203 forskellige fuglearter ved søen siden etableringen, mens Danmarks Fugle og Naturs artsliste for søen er på 342 dyr og planter (DOF 2012, Aarhus Kommune 2012, www.fugleognatur.dk). Der er observeret både skarv og fiskehejre ved søen, mens der er en fast, ynglende bestand af andre fiskeædende fugle såsom toppet-, sorthalset- og lille lappedykker (DOF 2012, www.fugleognatur.dk). Der er observeret både gedde og aborre, men der er ikke lavet en egentlig undersøgelse af søens fiskebestande.

Søens substrat udgøres af sand, dynd, ler og tørv, og bunden i søen er meget blød flere steder. Om foråret farves vandet gul/brunligt af kiselalger, og sigtdybden reduceres i perioder til under 0,5 meter. I løbet af de sene forårs- og tidlige sommermåneder opstår en pletvist meget tæt bevoksning af vandpest, som udgør perfekte skjulesteder for geddeyngel (Christian Skov, personlig samtale). Egå Engsø er stadig en forholdsvis ny sø, og det forventes at dele af den i fremtiden vil vokse til med tagrør.

2.2 Mærkning af ørredsmolt

Den anvendte metode var den samme for alle tre år, hvor et antal ørreder blev fanget ved tre - fem dages elfiskeri i Egå opstrøms Egå Engsø og målt, vejede og PIT-mærket. Mærkningen foregik i februar eller den første halvdel af marts, og søgtes på den måde gennemført inden smoltnedtrækket begyndte.

Elfiskeriet foregik i intervaller på 100-400 meter, afhængig af fisketætheden på vandløbsstrækningen. Der blev fisket indtil der var fanget ca. 50 fisk, hvorefter disse fisk målt, PIT-mærket og genudsat. På den måde var hver enkelt fisk ikke fanget i mere end maksimalt en time, og blev efterfølgende udsat tæt på det sted hvor den var blevet fanget.



Figur 3. Elfiskeri i Egå. Udstyret er samlet i flåden til højre. Så snart en fisk er fanget, flyttes den over i den blå balje.

Selve mærkningsproceduren var som følger:

Inden håndteringen blev fiskene bedøvet i grupper på fem – otte fisk i en 0,4 promilles benzokainopløsning, som de blev anbragt i indtil de lagde sig roligt om på siden. Når fiskene var bedøvet, blev de taget op én for én og tjekket for kønsmodenhed, tilstedeværelse af fedtfinne (fraværet af denne indikerede, at var tale om en fisk havde været fanget og mærket tidligere) samt eventuelle synlige træk som sår eller andre tegn på at fisken havde været angrebet af sygdom eller andre dyr. Inden mærkning blev hver fisk desuden scannet for at fastslå om der var tale om en genfangst, der havde været fanget og mærket ved tidligere elfiskerier. Genfangsternes PIT-mærkenummer blev noteret, hvorefter fiskene blev målt, vejret og lagt til opvågning uden yderligere håndtering.

Herefter blev fiskens totallængde målt (nedrundet til nærmeste mm), fiskene blev vejret, der blev taget en skælprøve og fedtfinnen blev klippet. Kun fisk med en størrelse på mindst 11,5 cm blev mærket, mens de mindre fisk blev genudsat uden registrering. Mærkerne blev herefter implanteret i den forreste del af fiskenes bughule gennem et ca. 3 mm langt operationssnit.

Fiskene blev mærket med PIT-mærker af typen Texas Instruments, RI-TRP-RRHP, half duplex, 134 kHz, med en længde på 23,1 mm, en diameter på 3,85 mm og en vægt i luft på 0,6 g (se desuden Sivebæk (2012)). Ethvert mærke har en unik kode, og fiskene er således individuelt genkendelige efter mærkningen. På grund af deres ringe størrelse, kræver implanteringen af PIT-mærker ikke at operationssnittet lukkes med sutur, hvilket betyder at mærkningsproceduren er kort og kan foregå håndholdt, se figur 4.

Efter operationen blev fiskene lagt til opvågning i friskt vand, indtil de igen udviste normal adfærd. Håndteringstiden af hver fisk, fra den blev taget op af benzokainopløsningen til den blev lagt til

genopvågning, var ca. 30 sekunder. Herefter blev fiskene genudsat tæt på de steder hvor de var blevet fanget.



Figur 4. Mærkning af ørredsmolt. Et ca. 3 mm snit lægges i fiskens bughule, og mærket indføres. Fisken er bedøvet under proceduren, som kun tager få sekunder pr. fisk. Bagefter lægges fisken til opvågning i friskt vand fra åen, til de er vågne og klar til genudsætning.

Der blev fanget et forskelligt antal fisk de tre år, som fordelte sig som følger:

I 2009 blev der i perioden 16-19. marts fanget og PIT-mærket 941 vilde ørreder i Egå opstrøms engsøen. Fiskene blev klassificeret som i tabel 2 herunder. Desuden blev der mærket tre individer karakteriseret som "søørreder" og 16 individer karakteriseret som "havørred". Gennemsnitslængden på de 805 ørreder som senere trak i søen som smolt var 13,7 cm (11,6 – 30,2 cm).

I 2010 blev der i perioden 8. februar – 5. marts fanget og mærket 426 vilde ørreder fra vandløbet, der blev klassificeret som i tabel 2. Der blev desuden fanget og mærket fem individer karakteriseret som "havørred" og 11 karakteriseret som "post-smolt". Ved jernbanebroen umiddelbart inden søen, blev der fanget og mærket syv aborrer på mellem 32 og 64 g, mens der blev fanget én gedde på 60 g ved tilløbet fra Lisbjerg Bæk. Gennemsnitslængden på de 219 ørreder som senere trak i søen som smolt var 13,2 cm (11,5 – 24,9 cm).

I 2011 blev der i perioden 9-16. marts fanget og mærket 413 vilde ørreder fra vandløbet, der blev klassificeret som i tabel 2. Der blev desuden fanget én enkelt fisk i vandløbet kategoriseret som "havørred" samt én gedde på 83 g. Gennemsnitslængden på de 271 ørreder, som senere trak i søen som smolt, var 13,8 cm (11,5 – 24,9 cm).

	Antal mærkede fisk	Smolt	Parr	Bækørred
2009	941	160	706	75
2010	426	9	334	83
2011	413	27	297	89

Tabel 2. Klassificering af mærkede ørreder ved elfiskeriet de tre år.

Derudover blev der d. 31. marts 2011 udsat 500 PIT-mærkede dambrugsfisk, herefter benævnt "Lundbyfisk". Lundbyfiskene blev udsat som smolt opstrøms søen, og en stor del af dem påbegyndte udtrækket med det samme.

2.3 Registrering og logging af adfærd

PIT-mærkerne udsender en unik kode når de udsættes for et magnetfelt, i dette tilfælde fra antenner opsat på tværs af vandløbet. Der blev placeret en stationær datalogger ved åens indløb ca. 300 meter opstrøms søen, samt ved udløbet ca. 20 m nedstrøms søen. Dataloggerne fungerede ved at en antenne blev opsat på tværs over åen, således at PIT-mærkerne blev registreret når fiskene svømmede gennem antennen. Hver datalogger bestod af to antenner placeret med nogle meters afstand, så var muligt at se om en fisk var svømmet forbi i op- eller nedstrøms retning.

Da dataloggerne gemte info om mærkenummer samt tidspunkt ved en registrering, var det muligt at se hvor mange fisk der trak ind og ud af søen, samt hvor lang tid fiskene var om at svømme igennem søen. I denne undersøgelse betragtes en fisk som værende tabt i søen, hvis den er registreret som svømmende ind i søen, men ikke siden registreres som svømmende ud. En fisk der svømmede ind i søen, men fortrød og vendte om, betragtes dermed ikke som tabt, selvom den muligvis omkom senere som indirekte effekt af søens tilstedeværelse. Fisk der havde deres sidste registrering på den sidste nedstrømsantenne, betragtes som "nedstrømsfisk" der klarede turen gennem søen. Det er dermed fiskens sidste registrering er afgørende for, hvorvidt den bliver klassificeret som en "sø-", "op-" eller "nedstrømsfisk".

2.4 Analyse af antennernes pålidelighed

Det er en forudsætning for denne rapport's resultater, at dataloggerne var pålidelige og havde en relativ lav fejlrate i forbindelse med registrering af mærkerne. Pålideligheden kan undersøges ved at se på alle registreringerne på antennerne og undersøge dem for uregelmæssigheder. Eksempelvis startede alle fiskene opstrøms søen, og således skal den første registrering have været på den første opstrømsantenne (figur 5). Tilfælde hvor en fisk blev registreret på den anden opstrømsantenne, uden at være registreret på den første inden, betragtes derfor som en fejl.

Der er flere muligheder for at sammensætte en test af fejl på antennerne. Ingen af dem er dog helt præcise, da de involverer brugen af de andre antenner til at bestemme fejlraten. Selvom testene således er fejlbehæftede, kan de stadig anvendes til at give et indtryk af datasættets pålidelighed. Den valgte metoden for hver af antennerne er som følger:

1. opstrømsantenne: Alle fiskene blev mærket eller udsat opstrøms, og således skal den første registrering for hver fisk i datasættet være på denne antenne. Der blev lavet et excelscript der analyserer alle fiskenes første registrering, og giver værdien "1" hvis den er forskellig fra den første antennes værdi og "0" hvis den er netop denne værdi. Antallet af fejlregistreringer summeres.
2. opstrømsantenne: Alle tilfælde hvor en fisk gik direkte fra første opstrøms antenne til 1. eller 2. nedstrømsantenne betragtes som fejl. Antallet af sådanne tilfælde holdes op mod antallet af korrekte registreringer, som er alle tilfælde hvor en fisk gik fra den 1. opstrømsantenne, så til den 2. og derefter til en af nedstrømsantennerne.

1. nedstrømsantenne: Her ses der på antallet af tilfælde, hvor en fisk blev registreret på 2. nedstrømsantenne uden at være registreret på 1. Tallet holdes op mod antallet af tilfælde, hvor en fisk blev registreret på 2. opstrømsantenne og derefter på 1. nedstrømsantenne.

2. nedstrømsantenne: Antallet af tilfælde hvor en fisk har sin sidste registrering på 1. nedstrømsantenne, og hvor dette ikke skyldes, at fisken vendte om efter 1. nedstrømsantenne og dermed var på vej tilbage i søen, betragtes som en fejl på 2. nedstrømsantenne. Tilfælde hvor en fisk vendte om mellem de to antenner medfører en overestimering af fejlraten ved denne test, og fejlestimatet på denne antenne må derfor betragtes som maksimumestimat.

Figur 5. Antennerne ved indløbet til Egå Engsø (til højre) og udløbet (nedenfor). I nederste venstre hjørne er et nærbillede af en antenne. Bemærk styrtet umiddelbart efter opstrømsantennen til venstre, som reducerer opstuvning i grødesæsonen, hvilket er godt for kvaliteten af vandføringsdata, se teksten for nærmere forklaring. Der var cirka 1.400 meter mellem de to antennestationer.



Figur 6. Skematisk opstilling af systemet ved Egå Engsø med de to opstrømsantener til venstre og de to nedstrømsantener til højre. Hvis alle antenner fungerede optimalt, ville en fisk, som vandrede fra opstrøms søen til nedstrøms søen, være blevet registreret på alle fire antenner.



Siden d. 19. april 2011 var der desuden et testsystem i funktion, hvor et fast placeret PIT-mærke registreredes af antennerne to gange i timen, når systemet fungerede fejlfrit. Derved kunne eventuel nedetid for systemet fanges, og fejl pga. "nedetid" kan analyseres.

2.5 Måling af fysiske parametre

2.5.1 Vandtemperatur

Temperaturen blev målt i selve vandløbet ved PIT-antenneerne 300 meter fra indløbet og 20 meter nedstrøms udløbet. Data blev logget én gang i timen.

2.5.2 Vandføring

Målingerne af vandføring udføres af Orbicon (tidligere Hedeselskabet, Miljø og Energi). Data blev leveret som vandstandsmålinger angivet i mm, foretaget ved jernbanebroen (målestation benævnt 2301) umiddelbart inden opstrømsantenneerne (figur 5).

En Q-h kurve (sammenhængen mellem vandføring og vandstand) for målestationen foreligger ikke, og vandstanden anvendes derfor som en proxy for vandføringen. En Q-h kurves forløb kan blive forskudt mod venstre om sommeren på grund af opstuvning som følge af grøde i vandet, da den forøgede modstand i vandløbet vil medføre en større dybde i forhold til vandføring end om vinteren (Vestergaard et al. 1991). Dette er der ikke taget hensyn til hér i anvendelse af data for vandføring, da et empirisk grundlag for at korrigere data ikke foreligger. Men der er et kunstigt indlagt styrt i vandløbet kort efter målestationen (se nederst på figur 5 af opstrømsantenneerne). Dette reducerer, eller fjerner helt opstuvningen i grødesæsonen, hvilket minimerer evt. fejl ved ikke at indregne Q-h forskydning i datasættet.

2.6 Manuel søgning efter PIT-mærker

Det var relevant at vide, hvor mærkerne fra eventuelt forsvundne fisk endte. Der blev derfor foretaget manuelle søgning efter PIT-mærker i Egå samt i området omkring Egå Engsø af tre omgange. Der blev scannet med en bærbar antenne med en rækkevidde på ca. 70 cm, som var tilsluttet et batteri og en datalogger som blev båret i en rygsæk. Antennen blev ført over søbunden ligesom

ved brug af en metaldetektor, således at så stort et område som muligt blev afsøgt. Ved registrering af et mærke gav loggeren et bip, og mærkets position blev herefter fastlagt med en GPS.

I januar 2010 blev der scannet ved søens udløb, samt omkring et par træer hvor der var observeret rastende skarv. Formålet med dette var, at finde mærker fra døde fisk, og der blev derfor søgt i områder hvor det blev vurderet som mest sandsynligt at finde mærkerne. Dette var primært på steder hvor der var observeret skarv, samt i området tæt på søens udløb.

I maj 2012 blev de sidste 500 m af Koldkær Bæk samt hele åen fra punkt 2 på figur 2 og ned til Egå Engsø gennemført i perioden d. 22-24. maj.

Dele af engsøen blev også scannet, men på grund af den bløde bund, var det sværere at foretage en systematisk afsøgning hér. Området omkring tilløbet blev dog scannet forholdsvis grundigt, mens der blev lavet en enkelt afstikker over et lavvandet område ud til den første fugleø, ca. 250 m ude i søen.

Området omkring afløbet blev afsøgt grundigt i en radius af ca. 75 m fra selve afløbet. De første meter af åen blev desuden scannet fra søen og ned til de stationære PIT-antenner.

D. 2. juli 2012 blev fugleøen nærmest udløbet afsøgt. På denne ø lever estimeret ca. 500 hættemåger samt en del andre fugle. Øen blev afsøgt så godt det var muligt uden at ødelægge øens vegetation, hvor fuglene har redepladser. Denne scanning var forbundet med en del besvær, da vegetationen pletvist er relativt tæt op til ca. én meters højde.

Samme dag blev der foretaget scanning under redetræer ved en skarvkoloni i Storskoven ved Årslev Engsø, ca. 12,5 km sydvest for Egå Engsø. Denne scanning foregik primært punktvist, og var fokuseret på områderne under redetræerne, som der var 13 af. Resultatet blev sammenlignet med en tilsvarende scanning foretaget samme sted i 2010.

2.7 Databehandling og statistiske analyser

I tilfælde hvor der er fejlagtigt manglende registreringer på den ene af de to antenner ved hvert målepunkt, og dermed usikkerhed om fiskens bevægelsesretning, udelukkes fisken i den videre databehandling.

Dataudtrækket fra PIT-antennen blev lagt ind i en excelfil, hvor hver fisk har sin egen række med dato og tidspunkt for antennenpassager, vægt, længde, kondition (vægt/længde), klassifikation (smolt, bækørred, præsmolt) samt PIT-nummer. Fiskene blev desuden grupperet efter kategorierne 1, 2 og 3 og sorteret efter dato for indgang i søen. Kategorierne er defineret ud fra følgende systematik: 1. "opstrømsfisk" - fisk der passerer opstrømsantennen men fortryder og vender tilbage til åen, 2. "søfisk" - fisk der forsvinder i søen, og 3. "nedstrømsfisk" - fisk der har klaret turen gennem søen.

I den statistiske analyse er der set bort fra gruppe 1 (opstrømsfiskene), da undersøgelsens fokusområde er smolttabet i søen. Der er stor usikkerhed omkring skæbne for gruppe 1-fiskene, samt hvad de ville have gjort hvis søen ikke havde eksisteret. Derfor er der set bort fra dem i den statistiske analyse af smolttabet, men opstrømsfiskenes betydning og skæbne vil dog blive diskuteret senere.

Af biometriske data anvendes fiskenes længde og kondition. Længde er medtaget ud fra en hypotese om, at dødeligheden kan være afhængig af fiskelængden, mens der samtidig forventes at være forskel på svømmehastighed hos store og små fisk. Kondition er med for at undersøge konklusionerne fra Boel (2012), hvor fisk med dårligere kondition var mere tilbøjelige til at afbryde migrationen i indskudte søer.

Der foreligger temperaturmålinger for både ind- og udløb i søen, og forskellen for de tre år er illustreret grafisk på figur 15 og bilag 1 og 2. Temperaturen ved indløbet anvendes ikke i den statistiske analyse. I analyserne anvendes temperaturmålingerne ved udløbet fem dage efter at en given fisk svømmer ind i søen. Temperaturen ved udløbet antages at være den samme som temperaturen i søen, mens de fem dages forsinkelse er valgt for at få temperaturen umiddelbart inden fiskene i gennemsnit forlader søen (se resultatafsnit om migrationstider). Den statistiske model opnår desuden en højere forklaringsgrad ved at anvende data med fem dages forsinkelse end ved kørsler med én, to, tre, fire eller seks dages forsinkelse.

Vandføringsdata foreligger for stationen umiddelbart opstrøms søen, og er illustreret grafisk på figur 16 og bilag 3 og 4. Til den statistiske analyse er der lavet en middelværdi over vandføringen de fem følgende dage efter at en given fisk svømmede ind i søen. Når denne middelværdi er anvendt fremfor daglige værdier, skyldes det, at dette er tættere på det vandførings regime som fiskene rent faktisk oplevede undervejs gennem søen. Ligesom med temperaturdata, understøttes dette af den statistiske model, der har en højere forklaringsgrad når den køres med fem-dages værdier fremfor data for den dag en given fisk svømmede ind i søen eller de to, tre, fire eller seks følgende dage.

Vinddata blev desuden medtaget i modellen for at undersøge om smoltenes bevægelse i søen var afhængig af vindforholdene. Data for vindstyrke og -retning for Østjylland blev hentet fra dmi.dk. Det var nødvendigt at transformere data til en numerisk værdi for at de kunne medtages analysen. Vindens relative bevægelse fra ind- til udløb blev udtrykt som vindretning og styrke ved hjælp af udtrykket $a = \sin(A) * c$, hvor A er den fremherskende vindretning ($0-360^\circ$) og c er den gennemsnitlige vindstyrke på den gældende dag. Ved at gange resultatet med -1 , får man derved en værdi for vindens bevægelse mod ($a > 0$) eller væk fra ($a < 0$) udløbet.

Der blev lavet en logistisk regressionsanalyse med gruppen (levende/tabte smolt) som den afhængige variabel, år som uafhængig faktor og vandføring, temperatur, vind, længde, kondition og day of year (DOY – den dag fisken svømmer ind i søen) som co-variable. I analysen anvendtes backward elimination og faktorer hvor $P > 0,10$ fjernes fra analysen.

Der har været nogle meget forskellige klimatiske forhold i løbet af forsøgsperioden, hvor især vinteren i 2010 og til dels også 2011 var meget kold, mens 2009 var relativt mild. Den forudgående vinter kan have stor betydning for den naturlige dødelighed hos fiskene, da eksempelvis bestandsstørrelsen og adfærden hos prædatorer som fx fugle kan have været stærkt påvirket af de klimatiske forhold, og da nogle grupper fisk måske klarer en kold vinter dårligt. En eventuelt før-selektion på nogle typer fisk i visse år, som følge af hårde vintre, kan resultere i bias hvis analysen køres for årene samlet. På grund af disse forskelligheder i udviklingen af temperatur, vandføring og vind i de forskellige år, er analysen derfor lavet separat for hvert år.

For at belyse hvorfor nogle fisk ikke vandrede men forblev opstrøms i åen, er der desuden lavet en logistisk regressionsanalyse af type (1=opstrømsfisk, 2=sø+nedstrømsfisk) og temperatur, DOY samt fiskenes kondition.

Udover den logistiske regressionsanalyse er der lavet bivariate Pearsonkorrelationsanalyser af sammenhængen mellem migrationstid/DOY, ugenummer/overlevelsessandsynlighed, fugletællinger/overlevelsessandsynlighed, migrationstid/vindbevægelse og migrationstid/vandføring. Analysen af migrationstid vs DOY, vind og vandføring er lavet for at undersøge om fiskene brugte kortere eller længere tid på at komme igennem søen i løbet af migrationsperioden, samt om vinden og vandets bevægelse gennem søen var korreleret med migrationstiden. Analysen af ugenummer og overlevelsessandsynlighed ligger i forlængelse af den logistiske regressionsanalyse, hvor DOY også indgår. Ved den bivariate korrelationsanalyse er det den kumulerede ugentlige overlevelsessandsynlighed i forhold til ugenummer der analyseres for at fange en eventuel udvikling i overlevelsen i løbet af migrationsperioden. Analysen mellem antallet af piscivore fugle og overlevelsessandsynligheden er lavet for at undersøge, om der var sammenhæng mellem antallet af fugle og hvor mange fisk der forsvandt i søen.

Alle statistiske analyser er foretaget i IBM SPSS Statistics version 20.

3 Resultater

3.1 Smolttab for vildfisk i Egå Engsø i 2009-2011

Af de 1.780 mærkede fisk, blev 1.295 registreret på opstrømsantennen på et eller andet tidspunkt. Heraf søgte 348 opstrøms tilbage i åen, uden at blive registreret igen siden. I alt 947 fisk trak ud i søen uden at vende tilbage til opstrømsantennen. Heraf blev 201 fisk siden registreret ved nedstrømsantennen, og antages at have foretaget en succesfuld migration gennem søen. Det antages, at de resterende fisk der blev registreret på ved mod søen fra opstrømsantennen uden at blive registreret igen siden, er tabt i søen.

Der er et samlet smolttab i søen på 79 % for hele perioden, fra 66 % i 2010 til 83 % i 2011 (i 2011 foretog kun 23 af de mærkede fisk en succesfuld migration gennem søen).

Data for de tre år findes i tabel 3.

	Antal registreret	Antal opstrømsfisk	Antal forsvundet i sø	Antal nedstrømsfisk	Smolttab
2009	805	147	525	133	80 %
2010	219	92	82	45	65 %
2011	271	109	139	23	86 %
I alt	1295	348	746	201	79 %

Tabel 3. Antal registrerede fisk i hver sæson og samlet for alle tre år. Fiskene er desuden inddelt i tre kategorier. Opstrømsfisk er fisk der har været nede i søen, men fortryder og svømmer tilbage til vandløbet opstrøms søen, nedstrømsfisk er fisk der har klaret turen gennem søen og søfisk er fisk som er tabt i søen. Tabet er det direkte tab, hvilket vil sige søfisk/(søfisk+nedstrømsfisk).

”Opstrømsfiskene” er fisk der migrerede ned i søen, men fortrød og afbrød migrationen for at vende tilbage til vandløbet opstrøms søen (uden senere at blive registreret i søen). Hvis disse fisk også henregnes til gruppen af tabte, er tabet højere end angivet i tabel 3 (tabel 4).

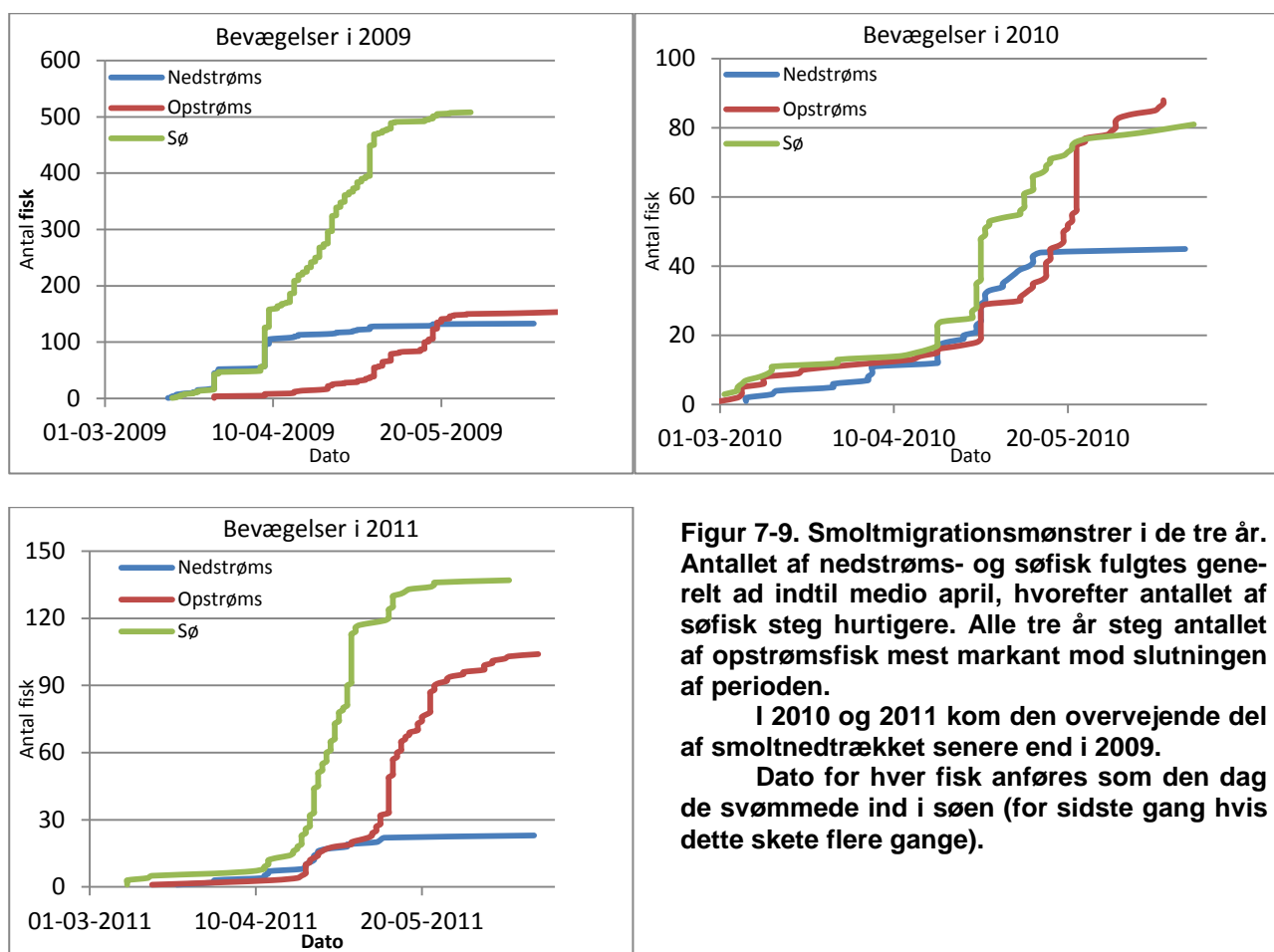
	Antal opstrøms uden at blive nedstrøms	Antal nedstrømsfisk	Smolttab
2009	672	133	83,5 %
2010	174	45	79,5 %
2011	248	23	91,5 %
Samlet	1094	201	84,5 %

Tabel 4. Det samlede smolttab hvis opstrømsfiskene, der altså har været nede i søen, men vendte tilbage til vandløbet opstrøms søen, også betragtes som værende tabte. ”Antal opstrøms uden at blive nedstrøms” er dermed fiskene fra de to kategorier ”opstrøms” og ”forsvundet i sø” fra tabel 3 der er lagt sammen.

Vægtningen mellem data i tabel 3 og 4 vil blive diskuteret senere.

3.2 Smolttabet i løbet af migrationsperioden

Størstedelen af bevægelserne forbi antennerne foregik om natten mellem klokken 21 og 09, hvilket er et udtryk for at fiskene fortrinsvis migrerede i døgnets mørke timer eller i perioden omkring skumring og daggy. Der var ofte et sammenfald mellem de enkelte fisks bevægelser, dvs. at de gerne kom i stimer, hvilket det ses af figurerne 7-9. Her repræsenterer en lodret stigning på graferne, at et større antal fisk svømmede ind i søen samme dag. Eksempelvis d. 8. april 2009, hvor omkring 150 fisk svømmede ind i søen. Af disse kom ca. 50 siden gennem søen, og er derfor repræsenteret på den blå kurve, mens de ca. 100 fisk der forsvandt i søen er repræsenteret på den grønne kurve.



Figur 7-9. Smoltmigrationsmønstre i de tre år. Antallet af nedstrøms- og søfisk fulgtes generelt ad indtil medio april, hvorefter antallet af søfisk steg hurtigere. Alle tre år steg antallet af opstrømsfisk mest markant mod slutningen af perioden.

I 2010 og 2011 kom den overvejende del af smoltnedtrækket senere end i 2009.

Dato for hver fisk anføres som den dag de svømmede ind i søen (for sidste gang hvis dette skete flere gange).

Kurverne på figur 7-9 kan anvendes til at få et overblik over hvornår fisk med givne skæbner svømmede ind i søen. Eksempelvis ligger den røde kurve med opstrømsfiskene ofte til højre for de to andre kurver, da opstrømsfisk primært er noget man så senere på sæsonen. Man kan også se, at den blå kurve med nedstrømsfiskene alle tre år flader ud på et givent tidspunkt, hvilket er et udtryk for at ingen, eller meget få, af de fisk der svømmede ind i søen klarede sig igennem denne fra dette tidspunkt. Dette skete i begyndelsen af maj i alle tre år.

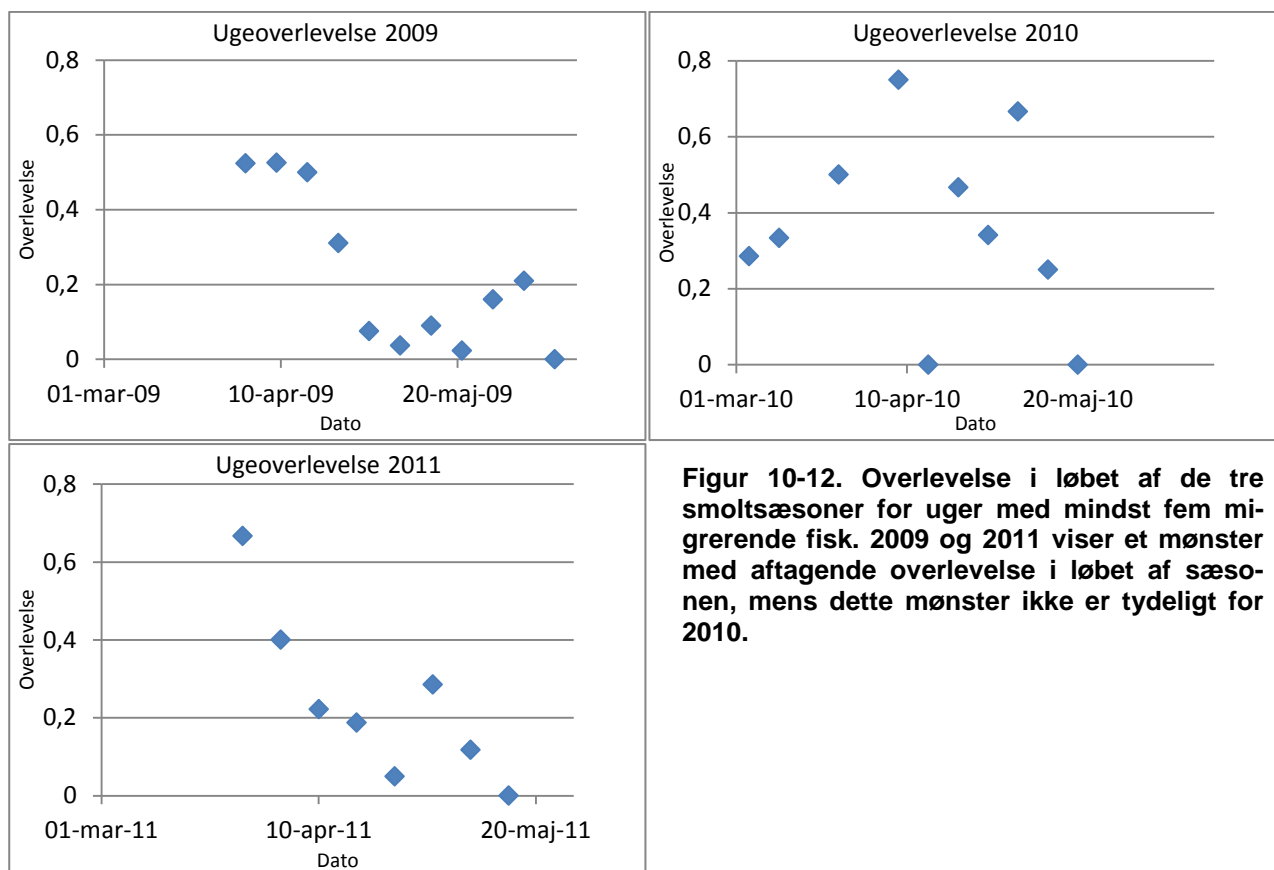
I 2009 fulgtes antallet af sø- og nedstrømsfisk ad indtil d. 8. april, hvor smolttabet begyndte at stige. Fra denne dato kom kun meget få fisk gennem søen, og den blå kurve stiger næsten ikke mere. Antallet af fisk der vender om er meget lavt indtil det begyndte at stige gradvist i slutningen af april måned. Fra d. 15. maj vendte stort set alle fiskene om og svømmede tilbage til vandløbet, hvilket ses som en stigning på den røde kurve, mens den blå og grønne kurve er fladet ud.

I 2010 fulgtes de tre kategorier ad indtil d. 29. april, hvor tabet steg kraftigt, hvilket kan ses ved at den grønne kurve "stikker af" fra den blå. Fra d. 15. maj kom der ikke flere fisk gennem søen, og størstedelen af fiskene der kom ned til søen fortrød og vendte tilbage til vandløbet. Antallet af fisk der vendte om sidst på sæsonen er så stort, at opstrømsfiskene samlet endte med at være den mest talstærke smoltkategori i 2010.

I 2011 var der lav aktivitet indtil d. 19. april, hvorefter der kom et relativt kraftigt smoltudtræk de næste to uger. De fleste af disse smolt tabes dog i søen, så den grønne kurve stiger væsentligt mere end de to øvrige i denne periode. Fra d. 3. maj ændrede billedet sig, og stort set alle de migrerende fisk afbrød migrationen og vendte tilbage til vandløbet.

Smoltudtrækkene i 2009 og 2011 var tidsmæssigt relativt kompakte og intense, mens udtrækket i 2010 var spredt mere ud over hele forårsperioden. Den mest intense del af smoltudtrækket lå tidligst i 2009, hvor der var høj aktivitet i første halvdel af april. I 2010 var udtrækket mest intenst fra ultimo april til medio maj, mens det i 2011 var mest intenst fra medio april til medio maj. Dette kan ses ved at ca. 40 % af bevægelserne i 2009 var overstået i medio april, mens tallet for 2010 og 2011 kun henholdsvis var ca. 20 % og 10 %.

Overlevelsessandsynligheden gennem de tre smoltsæsoner er interessant, og kan visualiseres ved at omregne sø- og nedstrømskategorierne til en summeret overlevelsessandsynlighed per uge og opstille det grafisk som er gjort på figur 10-12. På denne type figur skal man være opmærksom på, at antallet af fisk der migrerer i de forskellige uger er forskelligt jf. figur 7-9. Især i yderpunkterne er der derfor en relativt stor usikkerhed, da smoltudtrækket er mindre intenst her. Uger hvor mindre end fem fisk migrerer, er ikke medtaget på graferne.



Figur 10-12. Overlevelse i løbet af de tre smoltsæsoner for uger med mindst fem migrerende fisk. 2009 og 2011 viser et mønster med aftagende overlevelse i løbet af sæsonen, mens dette mønster ikke er tydeligt for 2010.

I 2009 var overlevelsen omkring eller over 50 % i de første tre uger af smoltudtrækket, hvorefter den begyndte at falde til niveauer mellem 0 og 20 %. Dette mønster kan genkendes fra bevægelserne på figur 7, hvor linjerne for den kumulerede mængde sø- og nedstrømsfisk følges ad i de første uger. Overlevelse og ugenummer for 2009 er korreleret med en Pearsonkorrelation på $-0,93$ ($p=0,001$).

I 2010 antog overlevelsen en fluktuerende karakter, og sæsonen startede med en overlevelse på omkring 30 %, som i løbet af de følgende uger både steg og faldt igen. I 2010 var overlevelse og ugenummer korreleret med en Pearsonkorrelation på $-0,292$ ($p=0,383$), og der er dermed en ikke-signifikant negativ sammenhæng.

Overlevelsesdata for 2011 fulgte samme mønster som data fra 2009, og startede med overlevelser på 67 % og 40 % de første uger, som faldt til værdier mellem 0 og 30 % i resten af migrationssæ-

sonen. I 2011 var overlevelse og ugenummer korreleret med en Pearsonkorrelation på -0,893 (p=0,001).

2010 adskiller sig derved fra de to øvrige sæsoner ved at have en fluktuerende overlevelse gennem sæsonen, hvilket står i kontrast til 2009 og 2011, hvor vi ser en signifikant negativ korrelation mellem overlevelse og tidspunkt på sæsonen.

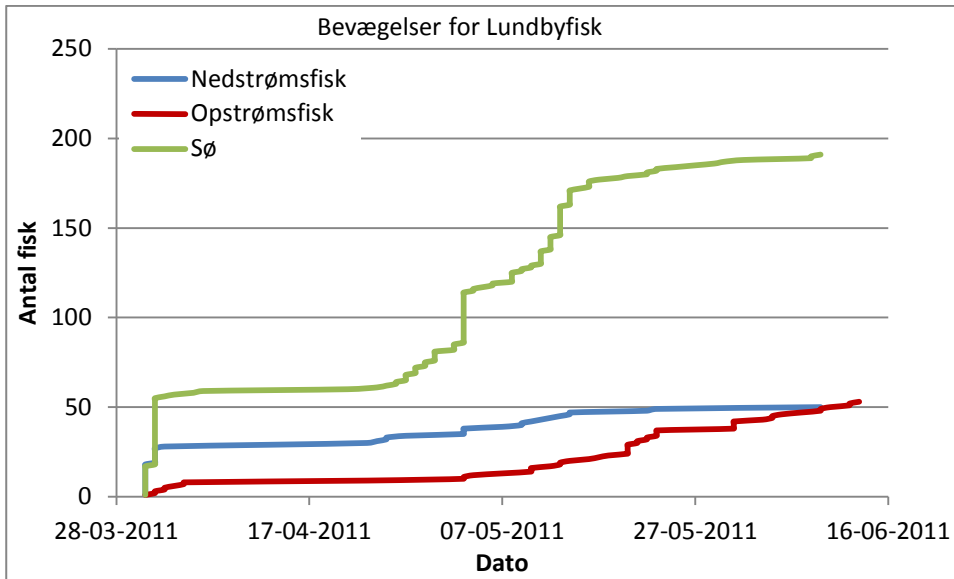
3.3 Tabet for dambrugsfisk (Lundbyfisk) i 2011

Lundbyfiskenes adfærd adskilte sig fra vildfiskene på flere punkter. Af de 500 udsatte fisk, havde 294 været nede ved den første antenne inden udgangen af året. Heraf blev 191 i søen mens 51 foretog en succesfuld migration gennem den, og tabet for Lundbyfiskene er dermed 79 % som hos vildfiskene.

	Antal registreret	Antal returneret	Antal forsvundet i sø	Antal nedstrømsfisk	Smolttab
Stimen	79	3	50	26	66 %
Øvrige	216	49	141	25	83 %
Samlet	295	52	191	51	79 %

Tabel 5. Antal registrerede Lundbyfisk og kategorisering af disse. Som i tabel 3 er tabet det direkte tab i søen, og omfatter således ikke opstrømsfiskene.

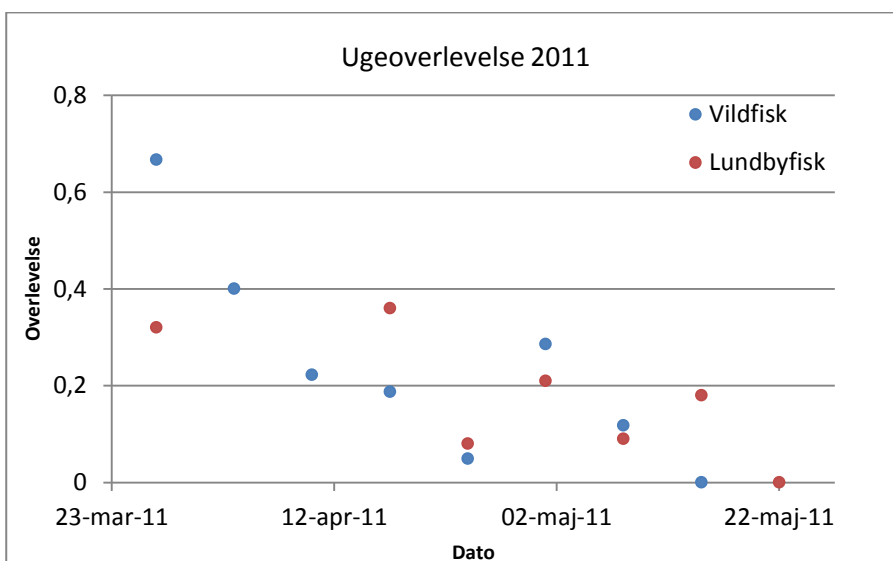
Migrationsmønsteret er dog anderledes for Lundbyfiskene, idet en stor del af dem drev direkte ned mod søen efter udsættelsen, og dermed foretog migrationen som en stime. 79 af Lundbyfiskene ankom således til søen indenfor et seks timersinterval, om aftenen samme dag som de var blevet udsat. Disse fisk er derfor grupperet for sig selv i tabel 3, da de har et markant anderledes tab end de af Lundbyfiskene der trak ud i søen senere på foråret. Alle bevægelserne for Lundbyfiskene er opstillet grafisk på figur 13 nedenfor, hvor stimen tydeligt fremgår.



Figur 13. Migrationsmønsteret for Lundbyfiskene i 2011. Efter den første stime, er der et længere ophold i migrationen, inden der igen begynder at komme aktivitet i slutningen af april.

Størstedelen af vildfiskenes der migrerede ud i søen fra begyndelsen af maj og frem fortrød og vendte tilbage til vandløbet opstrøms søen (figur 9). Dette mønster er forskelligt fra dambrugsfiskene, hvor færre fisk vender tilbage til vandløbet. De fleste Lundbyfisk forsøgte at trække gennem søen sent på sæsonen, og efter stimen vandrede, klarer blot 25 af i alt 216 fisk turen gennem søen.

Stimen ankom til gengæld til søen meget tidligt på sæsonen, og dermed på et tidspunkt hvor overlevelsen blandt de migrerende vildfisk var høj. På figur 14 er vild- og Lundbyfiskenes ugentlige overlevelse i 2011 plottet mod hinanden. Det første datapunkt fra d. 27. marts til d. 3. april dækker over de i alt 80 Lundbyfisk der vandrede direkte ned i søen.

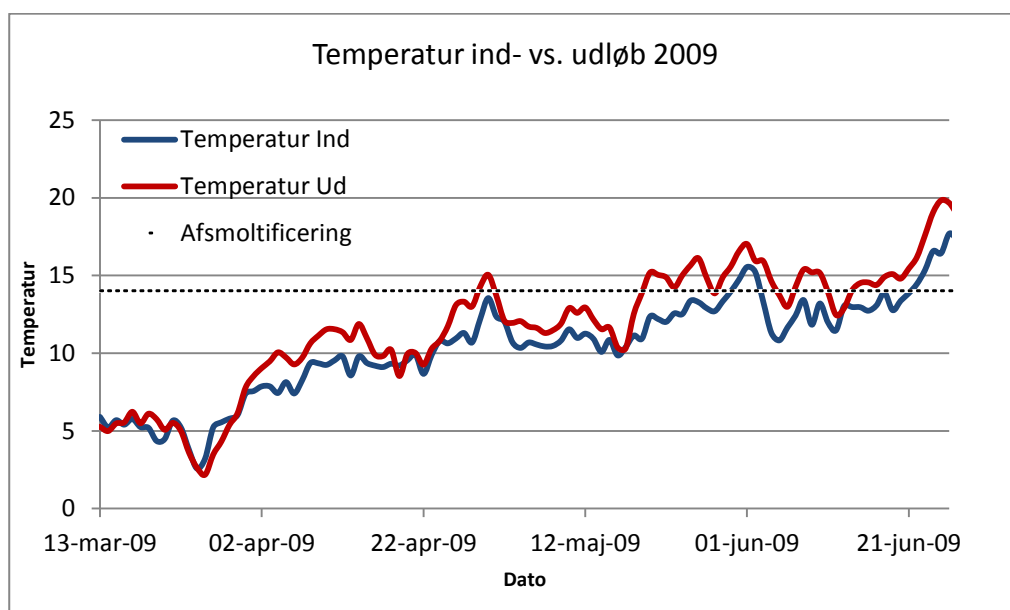


Figur 14. Overlevelsen hos vildfisk og Lundbyfisk i 2011. Kun uger hvor mere end fem fisk migrerer er medtaget. Bemærk den lange pause i migrationen hos Lundbyfiskene efter at den første stime i perioden 31. marts til d. 1. april er trukket igennem søen.

I forbindelse med den første stime af Lundbyfisk, er det værd at bemærke, at 35 af fiskene ankom inden midnat på udsætningsdagen, og havde et tab på 51 %. Herefter var der en pause på et par timer inden de øvrige 45 ankom i en stime indenfor yderligere to timer. Denne sidste stime havde et tab på 83 %. Efter stimens ankomst til søen, var der en pause på to uger, hvor de Lundbyfisk der stadig var oppe i vandløbet, undlod at migrere. Efter denne akklimatiseringsperiode var Lundby- og vildfiskenes migrationsadfærd og tab i højere grad sammenligneligt gennem resten af sæsonen.

3.4 Vandføring, temperatur og overlevelse

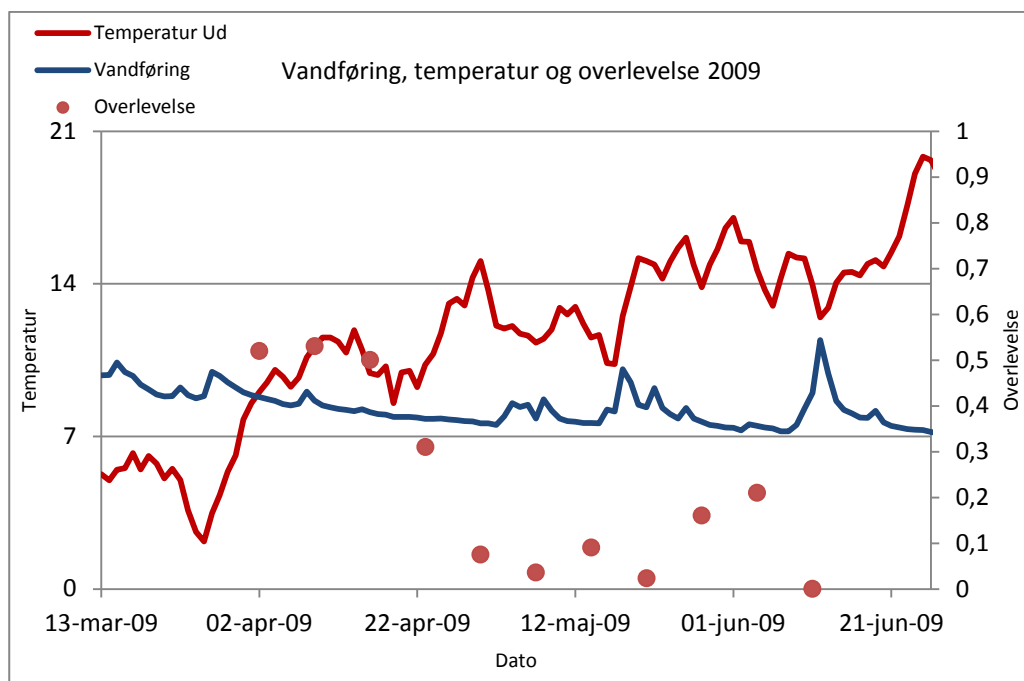
Temperaturen var generelt stigende i løbet af migrationsperioden i alle tre år, mens vandføringen generelt var faldende. Temperaturen svingede hurtigere i søen end i åen, hvilket er illustreret med udviklingen i temperaturen for ind- og udløb i 2009 på figur 15 (se bilag 1 og 2 for 2010 og 2011 data). Her er data fra temperaturloggerne ved ind- og udløbet plottet for at visualisere forskellen i løbet af migrationsperioden. Desuden er afsmoltificeringstemperaturen på 14° C vist (figur 15).



Figur 15. Udviklingen i temperatur ved ind- og udløbet i migrationsperioden i 2009. Temperaturen ved udløbet reagerede hurtigere på atmosfæriske ændringer, og når op på 14° C tidligere på sæsonen.

Det bemærkes, at temperaturen ved udløbet kortvarigt nåede op over 14° C d. 28-30. april og siden var mere eller mindre konstant fra d. 18. maj og frem. Vi ved fra figur 7, at stort set samtlige fisk vendte om fra dette tidspunkt, hvilket vil blive diskuteret senere. Temperaturen ved indløbet steg langsommere, og når første gang op på 14° C d. 29. maj og er først konstant deroppe fra d. 20. juni hvor smoltmigrationsperioden er ovre.

Vandføringen faldt generelt gennem migrationsperioden, men fluktuerede dog en del som følge af afledning af overfladevand i forbindelse med nedbør. På figur 16 herunder er indsat en kombineret graf med vandføring, temperatur og ugeoverlevelsen fra figur 10:



Figur 16. Vandføring, temperatur og overlevelse i 2009. Vandføring er relativ. Overlevelsen er den ugentligt summerede fra figur 10.

3.5 Resultat af den logistiske regressionsanalyse

Analysens resultat for de tre år findes i tabel 6.

	2009	2010	2011	Samlet
DOY	0,005	0,084	0,012	0,001
Temperatur	0,674	0,476	0,174	0,280
Vandføring	0,000	0,821	0,491	0,001
Vind	0,181	0,643	0,244	0,231
Længde	0,065	0,784	0,043	0,059
Kondition	0,399	0,006	0,023	0,037
R ²	0,252	0,093	0,101	0,151

Tabel 6. P-værdier samt modellens R² for de tre år og for en samlet analyse af alle årene. Faktorer hvor P<0,05 er mørkegrå og faktorer hvor P<0,10 er lysegrå.

Sammenhængen mellem smolttabet og DOY er den mest signifikante gennem hele datasættet, dog med undtagelse af 2010, hvor vi også så en relativt svag korrelation mellem overlevelse og ugenummer i afsnit 3.2. Temperatureffekten er ikke-signifikant gennem hele datasættet, mens vandføring er meget signifikant i 2009 og ikke-signifikant i 2010 og 2011. Længde er med P=0,065 tæt på at være signifikant i 2009, mens fiskenes længde ifølge modellen har ringe signifikans i 2010. I 2011 er P for fiskenes længde dog 0,043. Konditionen var ifølge modellen ikke betydende i 2009 med P=0,399, mens fiskenes kondition udgjorde signifikante effekter i 2010 og 2011 med 0,006 og 0,023.

Modellens R^2 afspejler modellens forklaringsgrad, og denne ligger med 0,252 i 2009 på et forholdsvist højt niveau for et biologisk system. I 2010 og 2011 er forklaringsgraden noget ringere med henholdsvis 0,093 og 0,101. Forklaringsgraden afspejles kun af de faktorer hvor $P < 0,1$, da de øvrige er elimineret fra modellen. I 2010 bidrager alene parametrene DOY og konditionens til en forklaringsgrad på $R^2 = 0,093$.

3.6 Resultat af den logistiske regressionsanalyse for opstrømsfiskene

For at undersøge en eventuel sammenhæng mellem nogle fisks valg af opstrømsstrategi og parametre som temperatur, DOY, kondition og længde, blev der lavet en logistisk regressionsanalyse med smolttype (2 = sø+nedstrøms, 1 = opstrøms) som afhængig variabel og de førnævnte parametre som co-faktorer. Resultaterne fremgår af tabel 7.

	2009	2010	2011	Samlet
Temperatur	0,552	0,000	0,648	0,568
DOY	0,000	0,311	0,000	0,000
Kondition	0,865	0,898	0,018	0,623
Længde	0,024	0,106	0,663	0,000
R^2	0,408	0,104	0,365	0,335

Tabel 7. Modellens P-værdier samt R^2 for de tre år og for en samlet analyse af alle årene.

DOY har en meget signifikant indflydelse på om fiskene bliver opstrøms i 2009 og 2011, men ikke i 2010. Længde og kondition hænger af fysiologiske årsager sammen, og her får man stort set samme forklaringsgrad i modellen ved alene at bruge den ene eller den anden parameter i modellen ($\pm 0,001$ tilsvarende $\pm 0,1$ %).

I denne analyse har temperaturen samlet set ingen statistisk signifikant indflydelse på om fiskene bliver opstrøms. Modellen viser dog, at temperaturen overtager DOYs signifikansniveau i 2010. Årsagen til dette ligger delvis i valget af metode. Der anvendes backwards elimination, og i 2000 bliver temperatur i modellen mens DOY "smides ud". Hvis begge parametre beholdes i modellen, kommer DOY ud med $P = 0,308$, temperaturen ud med $P = 0,159$ og modellens R^2 stiger til 0,126.

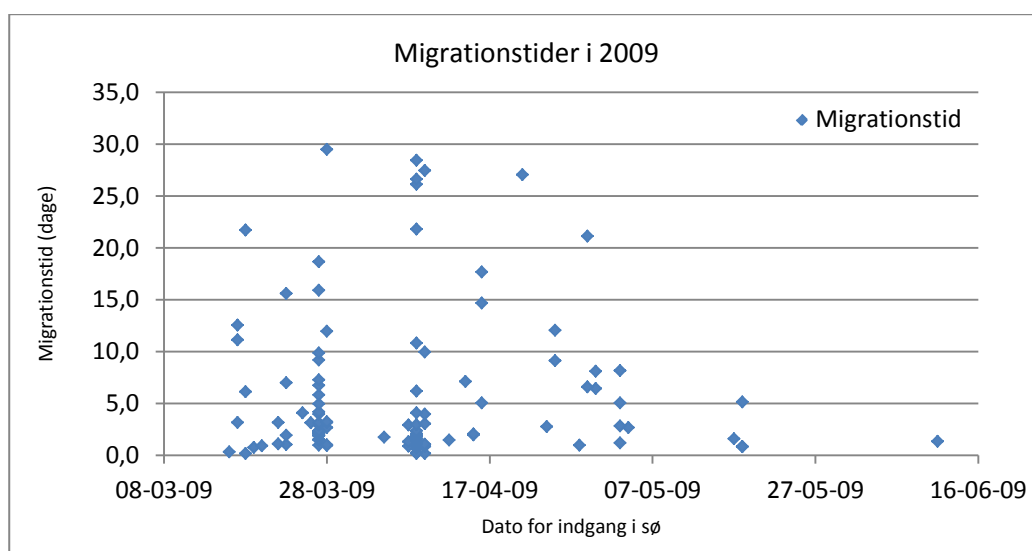
3.7 Migrationstid og -hastighed hos vildfisk

Migrationstiden for nedstrømsfiskene som gennemsnit per år fordelt på de tre sæsoner varierer fra 5,8 dage i 2010 til 6,8 dage i 2011 (tabel 8). Tiden er målt fra fiskens sidste registrering på opstrømsantennen til den passerer nedstrømsantennen. Gennemsnitsværdierne dækker over store variationer, idet nogle fisk bruger meget lang tid på at passere søen. Hvis de 5 % mest ekstreme datapunkter i hver ende af datasættet fjernes fra gennemsnittet, bliver gennemsnitsværdierne 4,1 dage, 5,1 dage og 5,2 dage for de tre år. Migrationstiden kan omregnes til migrationshastigheden gennem søen ved at dele søens længde (1,4 km) med migrationstiden. Dermed fås migrationshastigheden i km pr. dag (tabel 8).

År	Migrationstid gennem sø	Migrationstid 90 %	Migrationshastighed gennem sø	Migrationshastighed 90 %	Variationskoefficient
2009	6,3	4,1	0,22	0,34	1,33
2010	5,8	5,1	0,24	0,27	0,95
2011	6,8	5,2	0,21	0,27	1,13

Tabel 8. Migrationstid (dage) og hastighed (km/dag) gennem søen for nedstrømsfiskene fra regnet de 5 % hurtigste og 5 % langsomste. Til højre er variationskoefficienten indsat. Denne er et udtryk for hvor stor variation der er i migrationstiderne de tre år, og værdierne er relativt høje som følge af at migrationstiderne varierer fra få timer til næsten en måned.

Data for de enkelte fisk i 2009 er indsat på figur 17, mens 2010 og 2011 er vedlagt som bilag 5 og 6.



Figur 17. Migrationstid i dage for alle nedstrømsfiskene i 2009.

Korrelationsanalyser af dato og migrationstid er foretaget for de tre år separat, og viser at der ingen statistisk signifikant sammenhæng er mellem dato og hvor lang tid fiskene bruger på at komme gennem søen. For 2009 er Pearsonkorrelationskoefficienten $-0,03$ ($P=0,971$), for 2010 er koefficienten $0,26$ ($P=0,088$) og i 2011 er koefficienten $-0,254$ ($P=0,242$).

3.8 Regressionsanalyse af ugeoverlevelse, migrationstid og fysiske parametre

Der blev lavet en analyse med ugeoverlevelsen (opdateret løbende for hver fisk og ArcSin tranformeret) og migrationstiden for fiskene samt de fysiske parametre på migrationstidspunktet. Jævnfør resultaterne i foregående afsnit, ses det, at der ikke er nogen statistisk signifikant effekt af migrationstiden på overlevelsen. Resultaterne fra tabel 6 kan genkendes i denne analyse, hvor DOY og vandføring har signifikant effekt på ugeoverlevelsen mens temperaturen ikke har. Der er en signifikant interaktion mellem år og vandføring over hele perioden, hvilket gør vandføringseffekten sværere at adskille. I 2009 er vandføringseffekten dog meget signifikant ($P<0,000$). Der er ikke foretaget analyse for de individuelle sæsoner 2010 og 2011, da der var for få fisk til at få stabile værdier

for ugeoverlevelsen. Forklaringsgraden i modellen bliver væsentligt forøget når opløsningen på fiskenes overlevelse reduceres fra hver enkelt fisk (afsnit 3.5 og 3.6) til en summeret ugentlig overlevelse som her.

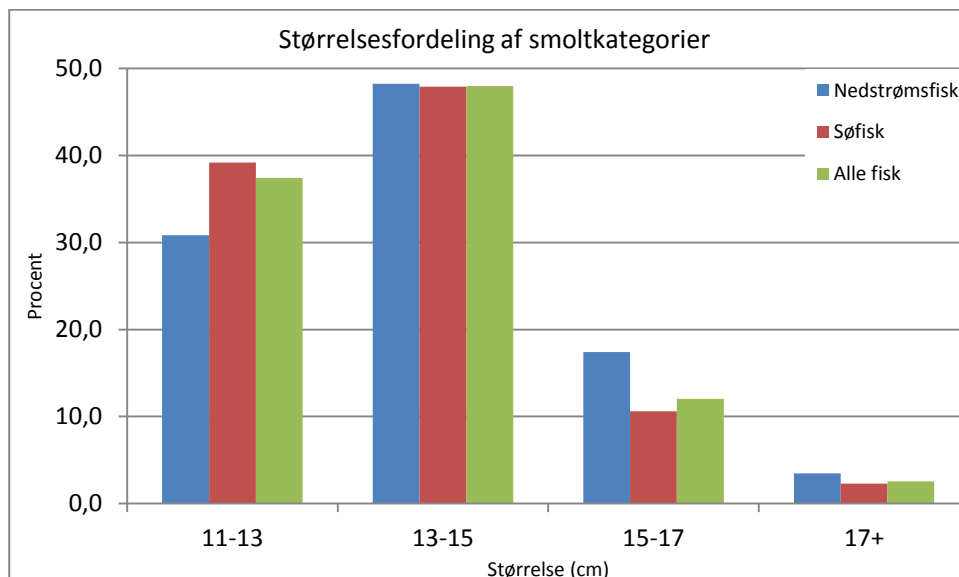
	2009	Samlet
År	N/A	0,000
DOY	0,000	0,003
Temperatur	0,215	0,103
Vandføring	0,000	0,000
Migrationstid	0,906	0,537
År*Vandføring	N/A	0,000
R ²	0,913	0,777

Tabel 9. Resultaterne af regressionsanalysen af mellem ugeoverlevelse, migrationstid og de fysiske parametre. Signifikante effekter er markeret med gråt. Forklaringsgraden ved denne undersøgelsen, hvor opløsningen på overlevelsedata er opgjort på ugebasis er med 0,777 for hele perioden og 0,913 for 2009 væsentligt højere end analyserne hvor overlevelsen er opgjort på dagsbasis.

3.9 Størrelsesfordeling af fiskene

Den logistiske regressionsanalyse viste en sammenhæng mellem fiskenes længde og sandsynligheden for at overleve gennem søen. Modellen fandt P-værdier for længden på 0,065; 0,784 og 0,043 henholdsvis 2009, 2010 og 2011. Her skiller 2010 sig ud, da længden med P=0,784 har ikke-signifikant betydning for fiskenes overlevelse dette år.

Eventuelle forskelle på størrelsessammensætningen af de fisk der forsvinder i søen og dem der kommer igennem den, kan med fordel fortolkes grafisk. På figur 18 er den procentvise sammensætning af nedstrøms-, sø- og alle fiskene opstillet.



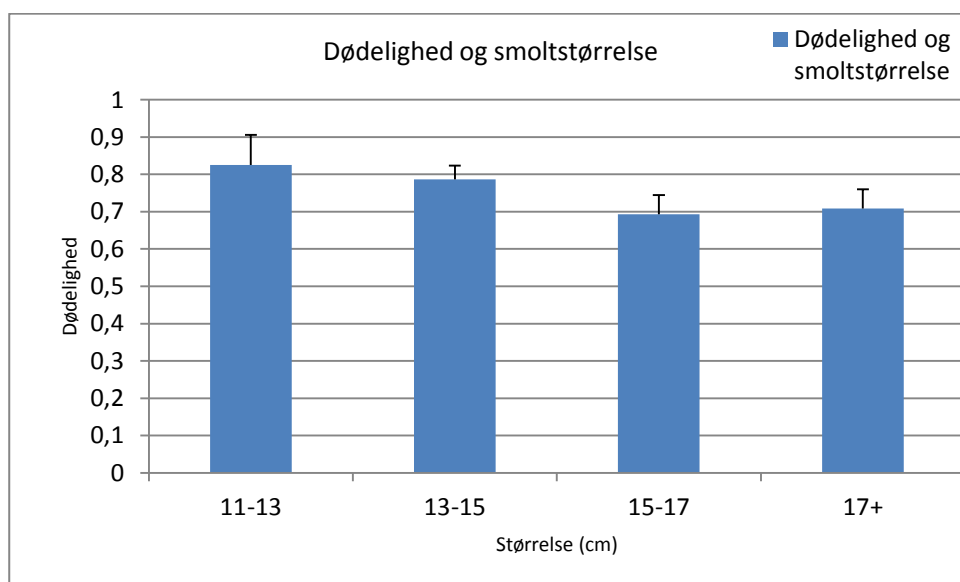
Figur 18. Størrelsesfordeling af smoltkategorierne i hele perioden. Grafen er et udtryk for hvor mange procent af fiskene i hver kategori der tilhører et givent størrelsesinterval, således at hver kategori (nedstrøms, sø og alle fisk) giver 100 %. "Alle fisk" er sø + opstrøms + nedstrømsfisk.

Af figuren ses, at knap halvdelen af alle de fisk der indgår i denne undersøgelse (grøn søjle) var 13-15 cm lange, mens lidt over en tredjedel af fiskene var 11-13 cm. Kun ca. 12 % var 15-17 cm lange, mens ca. 2 % af fiskene var over 17 cm. Det mest interessante ved figur 18 er forskellen på

størrelsessammensætningen af de fisk blev tabt i søen (den røde søjle) og dem der kom igennem søen (den blå søjle). Hvis alle fiskene havde været lige gode til at klare sig igennem søen, ville de tre søjler i hver størrelseskategori have været lige høje, som det er tilfældet for 13-15 cm. En eventuel forskydning mellem den røde og den blå søjle, indikerer derimod en overrepræsentation af en fisketype i denne størrelseskategori. Eksempelvis er den røde søjle højere end den blå for fisk på 11-13 cm, dvs. at der var en overrepræsentation af fiskene på 11-13 cm der blev tabt i søen. Samtidig er den blå søjle højere end den røde for fiskene over 15 cm, dvs. at der er en overrepræsentation af store fisk blandt nedstrømsfiskene, altså fisk som overlevede turen gennem søen. Dette er et udtryk for forskellige tab i størrelseskategorierne, som kan ses på figur 19.

Sammenlagt er der med ca. 15 % stadig relativt få fisk over 15 cm blandt nedstrømsfiskene. Selvom de store fisk var relativt bedre til at klare sig gennem søen end de små, kom de største bidrag til nedstrømskategorien med hhv. 37 % og 48 % dermed stadig fra fiskene på 11-13 cm og 13-15 cm.

Tabet for hvert størrelsesinterval i hele perioden er plottet på figur 19.



Figur 19. Tabet af smolt i de forskellige størrelsesintervaller samt standardfejlen mellem tabene de tre år. For små smolt på 11-13 cm sker det største tab.

Opstrømsfiskene havde omtrent samme størrelse som de øvrige kategorier set over hele migrationsperioden. En del store fisk kom dog igennem tidligt på sæsonen hvor der endnu ikke var mange bevægelser opstrøms, så hvis der ses på størrelsesfordelingen senere på sæsonen ændrer billedet sig. Fiskenes størrelser for hele sæsonen og for fisk der svømmer ind i søen efter 1. maj er anført i tabel 10.

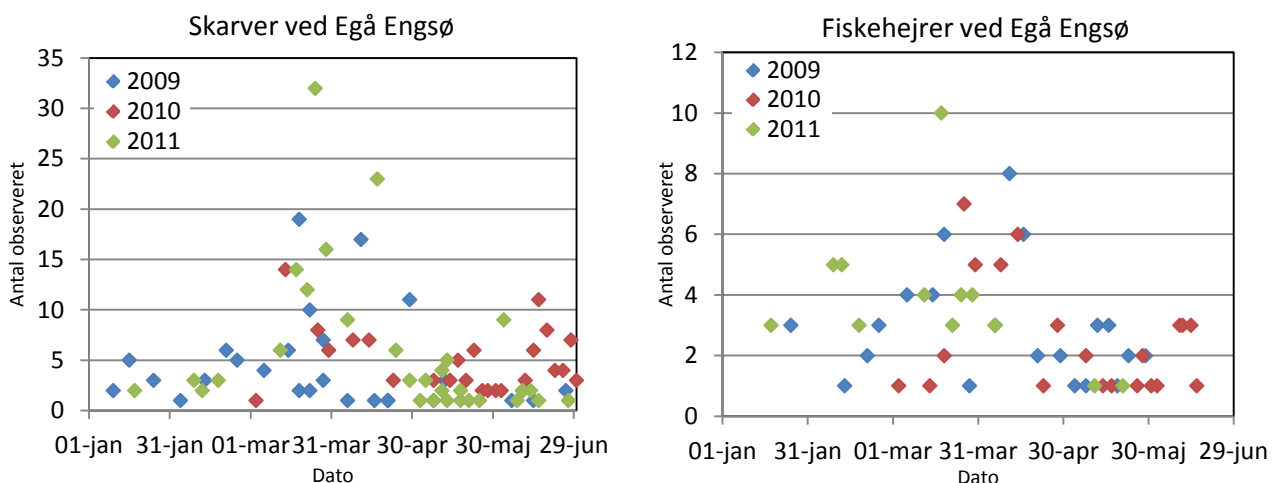
	Nedstrømsfisk	Søfisk	Opstrøms
Hele perioden	138,5	135,5	135,5
Efter 1. maj	126,6	131,3	136,1

Tabel 10. Smoltstørrelse (mm) i hele perioden og for fiskene der trækker efter 1. maj.

Både nedstrømsfisk og søfiskene var mindre efter 1. maj i forhold til resten af sæsonen. Bevægelserne opstrøms fandt primært sted efter 1. maj, og gennemsnitsstørrelsen på de fisk der blev opstrømsfisk var større end hos de øvrige kategorier i denne periode.

3.10 Antal fugle ved Egå Engsø

To observatører fra Dansk Ornitologisk Forening (DOF) har lavet fugletællinger ved Egå Engsø siden søen blev anlagt i 2007. I dette studie har specielt fiskehejre og skarv interesse i løbet af migrationsperioderne, og data for disse er således hentet fra www.dofbasen.dk og findes på figur 20 og 21.



Figur 20 og 21. Skarver og fiskehejrer observeret ved Egå Engsø i løbet af migrationsperioderne i 2009, 2010 og 2011. Der blev generelt observeret flest skarver og hejrer i slutningen af marts og begyndelsen af april. Bemærk at der ikke observeres hverken skarver eller hejrer i 2010 før end i marts måned.

Generelt toppede antallet af fiskehejrer og skarver i slutningen af marts eller begyndelsen af april. I 2010 var de to arter ikke repræsenteret ved søen før begyndelsen af marts måned. Der er lavet korrelationsanalyser mellem antallet af fugle observeret en given uge og overlevelsen denne uge (tabel 11).

	Hejre		Skarv	
	Pearson	P-værdi	Pearson	P-værdi
2009	0,55	0,08	0,39	0,23
2010	0,62	0,10	-0,04	0,93
2011	0,98	0,02	0,54	0,17

Tabel 11. Pearsonkorrelationskoefficient og P-værdi for korrelationsanalyse af den ugentlige overlevelse og det gennemsnitlige antal hejre eller skarv observeret den givne uge.

Udover skarv og hejre, kan også toppet lappedykker (*Podiceps cristatus*) samt stor og lille skallesluger (*Mergus merganser* samt *Mergellus albellus*) sandsynligvis tage smolt. Her er specielt lappedykkerne interessante, da de to skalleslugere primært er vintergæster i Danmark, og derfor ikke er observeret under migrationsperioderne. Antallet af toppede lappedykkere ved søen nåede maksimum i løbet af foråret, hvor der blev observeret 0-15 individer ved hver optælling.

3.11 Fund af PIT-mærker i området omkring søen

Der blev fundet fem PIT-mærker ved scanningen d. 25. januar 2010. Tre af disse blev fundet i søen, tæt ved åens tilløb, mens to af mærkerne blev fundet under skarvrastetræer ved golfbanen langs åen. Det ene af de to mærker der blev fundet på land var fra en fisk der havde været i søen, men var vendt om, mens det andet var fra en fisk der ikke har været registreret ved antennerne ved indløbet.

I den store scanning af åen og dele af søen i maj 2012 (se afsnit 2.5 om manuel søgning efter PIT-mærker) blev der i alt fundet 580 mærker, heraf 428 fra fisk der enten var udsat eller mærket tre måneder tidligere. De resterende 152 var fra fisk der blev mærket i 2009-2011. Kategoriseringen af disse fisk findes i tabel 11.

Vildfisk fra 2009	31
Vildfisk fra 2010	41
Vildfisk fra 2011	45
Lundbyfisk fra 2011	29
Bækørreder fra 2010	2
Havørreder fra 2009	2
Havørreder fra 2010	2

Tabel 12. De fundne mærker ved gennemgangen af Egå i maj 2012 var fra fisk kategoriseret som i denne tabel. Der var flest mærker fra vildfisk fra 2010 og 2011.

142 af disse mærker blev fundet i åen, opstrøms søen, mens 10 mærker blev fundet mellem op- og nedstrømsantennerne.

Fire mærker blev fundet i forbindelse med indløbet, hvor åen breder sig ud og bliver meget lavvandet inden den løber ind i selve søen. Heraf var et mærke fra en Lundbyfisk fra 2011 og et fra en vildfisk fra 2011, mens de sidste fire mærker var fra undersøgelsen i 2012, som ikke afrapporteres hér. Der blev ikke fundet nogen mærker i søen ud mod den første fuglør.

Ved udløbet af søen blev der fundet fire mærker, hvoraf de tre lå sammen i en lille gruppering af siv ved bredden få meter fra udløbet. To af disse var fra 2010, mens det tredje var fra 2009. Det sidste mærke lå ganske få meter derfra, ligeledes tæt ved land, og var fra en 2011 vildfisk. Den grundige afsøgning omkring resten af udløbet og langs den gamle strømmende førte ikke til yderligere fund af mærker.

3.12 Fund af mærker på fugleø og i hejrekoloni

Der blev i alt fundet syv mærker fra 2009-2011 på fugleøen ved scanningen d. 2. juli (se afsnit 2.5 om manuel søgning efter PIT mærker) og tre mærker fra 2012. I hejrekolonien i Storskoven blev der i alt fundet 53 mærker, hvoraf de 17 var egåmærker fra 2009-2011. Ved scanningen i 2010 var der desuden blevet fundet tre mærker fra egåfisk som ikke blev genfundet ved scanningen i 2012. I alt blev der altså fundet 20 unikke egåmærker ved scanningerne af hejrekolonien i 2010 og 2012. Klassificeringen af mærkerne findes i tabel 13

	2009	2010	2011	Lundbyfisk	I alt
Fra fugleøen	3	0	1	3	7
Fra hejrekolonien	18	0	2	3	23
I alt	21	0	3	6	30

Tabel 13. Mærkefund ved scanningen af fugleøen og hejrekolonien. Der var flest mærker fra 2009-fisk i hejrekolonien.

Seks af mærkerne stammede fra fisk der sidst blev registreret på antennerne i april, mens de resterende 24 mærker alle var fra fisk der havde sidste registrering fra 1. - 15. maj.

Tolv af mærkerne stammede fra fisk klassificeret som "søfisk", 17 var klassificeret som "opstrømsfisk", mens et enkelt mærke stammede fra en nedstrømsfisk.

3.13 Antennesystemets pålidelighed og nedetid for dataloggerne

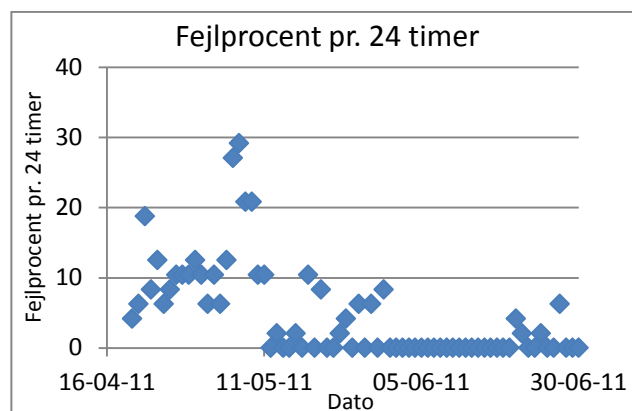
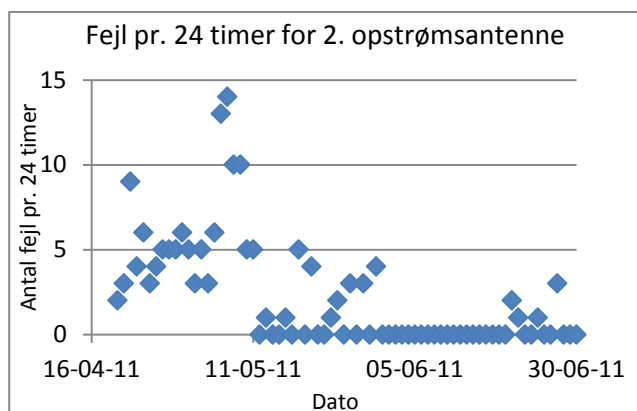
Som beskrevet i afsnit 2.4, blev der lavet en analyse af hver antennes pålidelighed. Resultaterne fra denne analyse findes i tabel 14-16.

2009	Korrekte registrer-			2010	Korrekte registrer-		
	Fejl	ger	Fejlprocent		Fejl	ger	Fejlprocent
1. opstr.	33	852	3,7	1. opstr.	32	242	11,7
2. opstr.	10	157	6,0	2. opstr.	8	46	14,8
1. nedstr.	3	156	1,9	1. nedstr.	3	44	6,4
2. nedstr.	10	139	6,7	2. nedstr.	3	46	6,1
2011	Korrekte registrer-			Tabel 14-16. Fejlregistreringer, antallet af korrekte registreringer og fejlprocent på antennerne for de tre år. En beskrivelse af hvordan disse tal er fremkommet, er at finde i metodeafsnittet 2.4 om analyse af antennernes pålidelighed.			
Fejl	ger	Fejlprocent					
1. opstr.	18	603	2,9				
2. opstr.	16	115	12,2				
1. nedstr.	5	102	4,7				
2. nedstr.	5	34	14,7				

Resultaterne fra testsystemet bekræfter problemerne på den anden op- og nedstrømsantenne i 2011. Testsystemet bestod af et fast placeret PIT- mærke blev registreret af antennerne to gange i timen, når systemet fungerer fejlfrit. Derved kunne eventuel "nedetid" for systemet opgøres. Resultaterne er indsat i tabel 17 herunder, hvor antallet af fejl er antallet af tilfælde, hvor testmærket ikke er registreret. Den relative "nedetiden" er forholdet mellem antal gange mærker ikke blev registreret, hvor det burde have været registreret, og antal gange mærket blev registreret korrekt.

	Nedetid	Tabel 17. Nedetid for antennerne i procent. Nedetiden bestemmes ved hjælp af et testmærkesystem, hvor et stationært PIT-mærke bliver registreret af antennerne to gange i timen. Manglende registreringer indikerer at antennesystemet har været nede.
1. opstrømsantenne	0 %	
2. opstrømsantenne	9,4 %	
1. nedstrømsantenne	0 %	
2. nedstrømsantenne	16,4 %	

Nedetiden er ikke ligeligt fordelt over hele perioden, idet begge antenner har en høj fejlrate i begyndelsen af perioden, hvorefter de falder til næsten 0 %. Antallet af fejl pr. døgn for den anden opstrømsantenne er vist på figur 22 og 23.



Figur 22 og 23. Fejl på 2. opstrømsantenne. En fejl defineres som en manglende registrering af testmærket, der burde registreres af systemet to gange i timen siden 19. april 2011 ved korrekt funktion.

Det bemærkes, at fejlene typisk kommer i klumper, således at antennen er nede i et antal timer i træk, hvorefter den kører stabilt igen. Første nedstrømsantenne, der også oplever manglende registreringer af testmærket, følger et mønster i stil med 2. opstrømsantenne.

3.14 Smolttab korrigeret for antennefejl

Fejl på opstrømsantennen kan betyde fejlestimering af tabet i søen, hvis fisk slipper forbi begge antenner uden at blive registreret, og siden tabes i søen. Dette var der især risiko for i 2010, hvor fejlratene var 11,7 og 14,8 % på de to opstrømsantenner. Statistiskset forventes derfor ca. 14,8 % af 11,7 %, altså 1,7 %, af alle fiskene at svømme forbi antennerne og ud i søen. Heraf vil ca. 4/5 tabes uden at blive registreret. Antennefejl på opstrømsantennen skønnes dermed at medføre en underestimering af det samlede tab i søen på ca. 1,2 % i 2010, mens det tilsvarende tal er ca. 0,2 % i 2009 og 0,4 % i 2011.

Fejl på nedstrømsantennen påvirker også det samlede resultat. Antallet af fisk der svømmede ud af søen, men ikke blev registreret på den sidste nedstrømsantenne (og dermed regnes som kommet igennem søen) skal opreguleres med den sidste antennes fejlrate. Dette skete især i 2011 (tabel 16). Når resultaterne fra tabel 3 korrigeres for antennefejlene, ser tabet dermed lidt anderledes ud, som angivet i tabel 18. Resultaterne i kolonnen længst mod højre i tabel 18 er samtidig et mål for søens samlede påvirkning af smoltudtrækket fra Egå.

	Antal tabt i sø	Antal nedstrømsfisk	Antal opstrømsfisk	Smolttab eks. Opstrømsfisk (%)	Smolttab inkl. opstrømsfisk (%)
2009	513	142	151	78,3	82,4
2010	73	47	102	60,8	78,8
2011	131	26	111	83,3	90,2
I alt	717	215	364	76,9	83,4

Tabel 18. Fejlkorrigeret dødelighed i Egå Engsø i forsøgsperioden. Når der fejlkorrigeres, er færre fisk endt i søen, mens flere fisk er blevet op- og nedstrøms (se tabel 4 og 5). I smolttab eks. opstrømsfisk, er opstrømsfiskene holdt helt ude af regnestykket. I tabet inkl. opstrømsfisk regnes opstrømsfiskene som tabte.

De fejlkorrigerede tal for Lundbyfiskene er i tabel 19.

	Antal returneret opstrøms	Antal tabt i sø	Antal ned- strømsfisk	Smolttab eks. Opstrømsfisk (%)	Smolttab inkl. opstrømsfisk
Stimen	3	47	29	61,8	63,3
Øvrige	53	134	28	82,7	87,0
Samlet	57	179	58	75,5	80,3

Tabel 19. Fejlkorrigerede tal for Lundbyfiskene (de udsatte 1-års smolt). Stimen er den klump af fisk der migrerede umiddelbart efter udsætningen og derfor ankom til søen et par timer senere. "Samlet" er de to kategorier lagt sammen (se tabel 5 for ukorrigerede tal).

4 Diskussion

4.1 Pålidelighed af data

Med fejlratere på 1,9 - 14,8 % er antennesystemets pålidelighed som forventet for et system som dette (Christian Skov, personlig samtale). De høje fejlratere på den anden op- og nedstrømsantenne skyldes, at disse har periodevise udfald i 2010 og 2011 som vist på figurene 22 og 23.

Der kan korrigeres for fejl, ved at gennemgå en fejlkorrigeringsprocedure som beskrevet i afsnit 2.4 og i afsnit 3.13. Det er generelt muligt at lave fejlestimerne ret præcise, men der vil alligevel altid være en lille usikkerhed på dem. I det mest upræcise fejlestimat, som er det der foretages på den anden nedstrømsantenne, er usikkerheden således lig med fejlraten på den første nedstrømsantenne (1,9 - 4,7 %). Det vil sige, at fejlestimatet på antennen i sig selv er fejlbehæftet med 1,9 - 4,7 % usikkerhed, hvilket vil påvirke det korrigerede antal nedstrømsfisk i tabel 18 med 1,9 - 4,7 % af 6,1 - 14,7 %, altså 0,13-0,69 %. En fejl i denne størrelse er dog ikke høje nok til at flytte på antallet af fisk med mere end nogle brøkdele af et individ.

De øvrige fejlestimer er mere præcise, og de korrigerede data i tabel 18 skønnes dermed stort set at eliminere omfanget af antennefejl som følge af manglende registreringer. Der er dog yderligere en lille mulighed for en systemfejl, som kan opstå hvis en fisk bliver stationær under en antenne. I så fald kan det i sjældne tilfælde forekomme, at registreringer "hopper over" på den anden antenne (Henrik Baktoft, personlig samtale). Dette udvikler sig dog kun til en fejl i datasættet hvis det sker på fiskens sidste registrering, og det vurderes som værende en meget lille fejlkilde. Desuden kan der opstå en manglende registrering, hvis der er mange fisk som opholder sig under en antenne samtidig, da systemet i nogle tilfælde ikke logger PIT-mærkerne hvis der er mange tilstedede på samme tid.

Jævnfør introduktionens afsnit 1.7 om telemetri, er der en anden mulighed for fejl i data som følge af valget af metode. Ifølge Jepsen et al. (2002) er der således en risiko for at små mærker som PIT-mærker, der er indopereret i fisken, kan tabes gennem operationssnittet. Dette vil i så fald typisk ske i ugerne umiddelbart efter mærkningen.

I denne undersøgelse vil tab af mærker dog ikke påvirke resultaterne, hvis mærket tabes inden fisken har sin første registrering på en antenne. Der er mærket 1780 fisk hvoraf 1296 mærker når ned til den første antenne. Det er muligt, at flere fisk vandrede men, at de har tabt mærkerne. Men en meget stor del af denne differens vurderes at skyldes, at de mærkede fisk er blevet i vandløbet uden at migrere eller har afbrudt migrationen inden søen. Da mærkningen skete i perioden 8. februar – 19. marts, og altså dermed nogle uger inden det mest intense smoltnedtræk finder sted (sædvanligvis i medio april – medio maj), skønnes tab af mærker ikke at påvirke resultaterne væsentligt.

Der kan også opstå fejltolkninger af data hvis en rovfisk spiser en mærket smolt og svømmer forbi antennerne. I perioder med høj vandstand i søen skønnes det muligt, at gedder og aborrer kan bevæge sig mellem søen og vandløbsstrækningen nedstrøms søen, hvor der er en vis bestand af gedder ifølge en lokal lystfisker, og hvor flere smolt blev ædt af gedder ved forundersøgelserne i 2005 og 2006 (Koed og Mikkelsen, 2005 og 2006).

Den samlede effekt af disse fejlkilder skønnes overordnet at være lille, og datasættet der ligger til grund for denne undersøgelse vurderes generelt at være af høj kvalitet.

4.2 Smolttab i Egå Engsø

Tilblivelsen af Egå Engsø har øget dødeligheden for ørredbestanden i Egåsystemet. Undersøgelserne af smolttabet i 2005 og 2006 inden søen blev anlagt, viste et tab på 0 % for i alt 70 smolt ved passagen af den vandløbsstrækning hvor Egå Engsø nu ligger (Koed og Mikkelsen, 2005 og 2006). Der var, som tidligere nævnt, en vis geddeprædation længere nedstrøms, men i selve forsøgsområdet var der intet tab i begge undersøgelsesår. Undersøgelsen med akustikmærker i 2007, umiddelbart efter søen blev anlagt, viste et smolttab i søen på 69 % (Koed og Mikkelsen, 2007).

I nærværende undersøgelse hvor 1.296 PIT mærkede fisk i perioden 2009 til 2011 bevægede sig ind i søen, findes et gennemsnitlig korrigeret smolttab for hele perioden på 83,4 % (78,8 % - 90,2 %) i søen. Dermed er smolttabet i gennemsnit steget fra 0 % til 83,4 % pr. år. Dette smolttab er inklusive den indirekte komponent fra opstrømsfiskene, hvilket vil blive diskuteret i afsnit 4.8.

Det direkte smolttab på den 1,4 km lange strækning der regnes som Egå Engsø var på 76,9 % (korrigeret tal), hvilket svarer til et øjeblikkeligt tab på 1,05 pr. km¹ eller 65 % pr. km.

Data for smolttabet i selve søen for de tre år viser, at fiskene havde klart vanskeligst ved at overleve turen gennem søen i 2011, hvor 83,3 % af de smolt der bevægede sig ind i søen ikke kom ud igen. Smolttabet var lavest i 2010, hvor 60,8 % af smoltene forsvandt i søen, mens 2009 placerer sig i midten med et tab på 78,3 %. Der var dermed ingen tydelig op eller nedgående trend for smolttabet i løbet af forsøgsperioden.

Der var til gengæld en trend i tabet i løbet af hver individuel sæson. I 2009 og 2011 var der en klart stigende trend i tabet i løbet af migrationssæsonen med en Pearsonkorrelation på den ugentlige overlevelse på -0,93 (p=0,001) i 2009 og en Pearsonkorrelation på -0,89 (p=0,001) i 2011. Den logistiske regressionsanalyse præsenteret i afsnit 3.5 viste en signifikant sammenhæng mellem fisketype (sø/nedstrøms) og DOY med P=0,005 i 2009 og P=0,012 i 2011. Smolttabet steg altså i løbet af migrationsperioden i både 2009 og 2011.

Dette mønster sås i mindre grad i 2010, hvor der er en Pearsonkorrelation på -0,292 (p=0,383) for den ugentlige overlevelse. I 2010 viser den logistiske regressionsanalyse fra afsnit 3.5 med P=0,084 også kun en statistisk tendens til, at DOY har indflydelse på om fiskene forsvinder i søen eller klarer turen igennem den. Dermed skiller 2010 sig ud fra de to andre år, hvilket generelt understøttes af analyserne af andre parametre, som vil blive diskuteret senere.

Smolttabet på 76,9 % ligger tæt på resultater fra andre menneskeskabte søer. Olsson et al. (2001) fandt et smolttab på hhv. 81,5 % og 77 % i 1996 og 1997 i en lignende 285 m lang nyanlagt svensk sø, og undersøgelser i andre menneskeskabte søtyper viser også høje tab. Aarestrup et al. (2006) opsummerer resultater fra danske studier og finder et gennemsnitligt tab på 82 % for smolt ved passage af syv undersøgte danske vandkraftsøer, mens tabet var lavere for dambrugs- (42 %) og mølleopstemninger (30 %). Årslev Engsø og Egå Engsø er de eneste VMPII-søer hvor der er lavet undersøgelser af smoltudtrækket. En undersøgelse i 2012 med PIT-mærker viste, at smolttabet i Årslev Engsø var 61 % og ligger dermed tæt på niveauet i Egå Engsø (Boel & Koed 2013).

¹ $Z_{km} = (\ln(1/S))/L$ hvor Z_{km} er den øjeblikkelige dødelighed pr. km, S er andelen af overlevende smolt og L er længden af det pågældende område i km.

Rasmussen & Koed (2005) fandt en korrelation mellem dødeligheden og vandets opholdstid i Årslev Engsø, og andre undersøgelser i danske søer har fundet lignende resultater (Koed, upublicerede resultater). Egå Engsø har med sine 160 dage en forholdsvis høj opholdstid i forhold til andre VMPII-søer eller vandkraftsøer, dambrugs- og mølleopstemninger, hvor man traditionelt finder de høje smolttab (Carl & Larsen 1994, Aarestrup & Jepsen 1996, Nielsen 1997, Olsson et al. 2001, Aarestrup 2002, Grant et al. 2002, Aarestrup & Koed 2003, Koed et al. 2004, Nielsen 2005, Olesen & Aarestrup 2006).

Smolttabet som sker i Egå Engsø, overstiger langt niveauet for hvad en havørredbestand kan tåle i forhold til at være selvreproducerende. Havørredbestanden i Egå er således ikke længere i stand til at opretholde sig selv.

4.3 Bevægelser i løbet af migrationsperioderne

I alle tre år ligger det primære smoltudtræk i perioden medio april – medio maj (figur 7-9). Smoltmigrationen starter i løbet af foråret efter et vist antal graddage, og det er således forventet at migrationen vil starte tidligere på foråret jo varmere det er og med størst intensitet ved en vandtemperatur på omkring 10° C (L'Abée-Lund 1989, Bohlin 1993, Hembre et al. 2001, Carlsen et al. 2004, Jonsson 2011). Smoltudtrækket i Egå ligger som normalt for danske år, hvor migrationen generelt finder sted fra marts til juni (Nielsen 1997).

Det er dog usædvanligt, at migrationen begynder meget tidligt i 2010, hvor de første fisk bevæger sig ud i søen d. 1. marts. På dette tidspunkt var der stadig hård nattefrost, og søen var dækket af et tykt lag is efter en lang og kold vinter (dmi.dk). I alt 30 fisk svømmede ud i søen i de første 10 dage af marts 2010, men herefter var der ingen aktivitet stort set indtil midten af april, hvor det egentlige smoltudtræk begyndte. Bortset fra de første 30 fisk, der påbegynder migrationen tidligt af ukendte årsager, er timingen af den øvrige del af smoltudtrækket i 2010 således nogenlunde som forventet.

I 2009 begyndte det kraftigste smoltudtræk d. 8. april. Foråret 2009 var relativt varmt og efterfulgte en mild vinter, og da smoltudtrækket for alvor gik i gang d. 8. april faldt en kraftig temperaturstigning netop sammen med en stigning i vandføringen d. 7. og 8. april (figur 16). Et sådant sammenfald mellem de fysiske parametre og migrationspåbegyndelse er ofte set hos ørredsmolt i danske vandløb, og generelt er migrationsmønsteret som forventet i 2009 (Jepsen et al. 1997, Koed et al. 1997, Hembre 2001, Rasmussen & Koed 2005).

I 2010 begyndte migrationssæsonen for alvor med to store migrationsdage d. 18. og 30. april, mens migrationssæsonen for alvor startede d. 20. april i 2011. I både 2010 og 2011 faldt toppene i smoltudtrækket også sammen med en stigning i vandføringen under en periode med relativt varmt vejr i løbet af foråret. De første 30 fisk i 2010, der migrerede mens der stadig var hård frost og is på søen, faldt som nævnt udenfor det forventede migrationsmønster. De øvrige 2010-smolt fulgte det forventede udtræksmønster. Generelt var smoltmigrationsmønsteret i Egå i tråd med hvad der er set i andre danske vandløb i forhold til tidspunkt på året, temperatur og vandføring.

Set over døgnet, sker registreringerne på antennerne fortrinsvis i perioden kl. 21 - 05, altså i døgnets mørke timer. Dette er normal adfærd for ørredsmolt, der på den måde reducerer prædationsfaren fra skarv og fiskehejre, der fouragerer mest effektivt i dagslys (Kirby et al. 1996, Carlsen et

al. 2004). I alle tre år opstår der dog i løbet af maj en klar tendens til mere aktivitet i dagtimerne. Denne adfærd er også observeret af andre (Fraser 1993, Moore et al. 1998, Aarestrup et al. 2002) og forklares ved, at smoltene i det varmere vand senere på sæsonen skulle være mere tidspresede af smoltvinduet og samtidig have nemmere ved at undgå prædatorer på grund af forhøjet muskeltemperatur hos fiskene.

Af de tre undersøgte år slutter migrationsperioden tidligst i 2009, med udgangen af maj måned, mens smoltudtrækket i 2010 og 2011 først slutter ca. halvvejs inde i juni måned. Generelt er mønstret for smoltudtrækket i Egåsystemet normalt for et dansk vandløb.

4.4 Smolttab og fysiske parametre

Smolttabet i søen kan have mange årsager. Forholdene i søen ændrede sig meget fra de første smolt trak ud i marts til udtrækket klinger af i løbet af juni måned. Afhængig af udtrækstidspunktet er der desuden stor forskel på de forhold fiskene oplevede i søen, da temperatur, vandføring og vind ændrede sig og varierede meget i løbet af undersøgelsesperioden.

Den logistiske regressionsanalyse i afsnit 3.5 viste, at der ingen statistisk signifikant effekt er af temperaturen på om fiskene forsvandt i søen eller kom igennem den i nogle af de tre år. Figur 16 og bilag 3 og 4 viser umiddelbart heller ingen effekt af temperaturændringer og overlevelsen for de migrerende fisk.

Temperaturen kan have betydning blandt andet ved at hæve fiskenes stofskifte, reducere iltindholdet i vandet og medføre at fiskene begynder at afsmoltificere hvis vandet bliver over 14° C (Fraser 1993, Elliott 1994, Aarestrup & Koed 2000, Altimiraz et al. 2001, Gillooly et al. 2001, Madsen & Jensen 2010a, b). Højere vandtemperaturer vil til gengæld også give fiskene en hurtigere reaktionstid og medføre at de svømmer hurtigere som følge af en forhøjelse af muskeltemperaturen (Fry 1947, Forseth et al. 1994, Farrell 2009). Temperaturen har altså nogle modsatrettede og komplekse effekter, hvor en temperaturstigning kan være fordelagtigt for fiskene, men også problematisk hvis den overstiger ca. 14° C, sænker iltkoncentration eller forårsager et forhøjet energikrav. Disse modsatrettede forhold kan medvirke til, at effekten af temperaturen ikke er signifikant i den statistiske analyse.

På figur 16 og bilag 3 og 4 kan man se, at smolttabet alle tre år steg væsentligt inden temperaturen nåede 14° C, og dermed var det næppe dette forhold alene der skabte det forhøjede smolttab sidst på sæsonen. Temperaturen kan dog stadig have en indirekte effekt på fiskenes skæbne i søen, via påvirkning af fiskenes migrationstidspunkt samt eventuelt på deres adfærd/skæbne i søen (opstrøms bevægelse/afsmoltificering). En lang isvinter, som i 2010, kan desuden have betydning for smoltene ved at have reduceret deres vækst og mulighed for at opbygge energireserver om vinteren, samtidig med at rovfiskebestanden i søen muligvis blev påvirket af en lang periode med isdække (Jepsen & Skov 2010). Temperaturen er dermed en parameter med mange komplekse og indirekte interaktioner, og der er ikke basis for at konkludere om en stigende eller faldende temperatur er fordelagtig eller problematisk for smoltenes bevægelse gennem søen. Dog vurderes det, med baggrund i den foreliggende litteratur, at være kritisk, i forhold til afsmoltifikation, hvis temperaturen overstiger ca. 14° C, som det ofte sker når vandløb gennemløber lavvandede søer om foråret.

Vandføringen havde en tydelig effekt på dødeligheden i søen i en del af undersøgelsesperioden. I 2009 er der en signifikant effekt med en P-værdi $<0,0001$, mens billedet i 2010 og 2011 med $P=0,821$ og $P=0,491$ viser et mere uklart billede.

Vandføring er ofte negativt korreleret med smolttabet og migrationstiden, da fiskene hjælpes hurtigere gennem søen og vandet ofte vil blive uklart ved høj vandføring, hvilket beskytter fiskene mod prædation (Bohlin 1993, Hembre 2001, Rasmussen & Koed 2005, Jonsson, 2011).

I Egåsystemet faldt vandføringen generelt i løbet sæsonen i alle tre år. Især i 2011 faldt den gradvist og var næsten uden udsving gennem det meste af sæsonen (bilag 4). En generelt faldende vandføring uden de store udsving vil gøre det vanskeligt for den statistiske model at adskille effekten af den gradvist faldende vandføring med effekten af stigende DOY og den generelt stigende temperatur. I 2011, hvor der i størstedelen af migrationsperioden ikke var nævneværdige udsving i vandføringen, er det derfor tvivlsomt om analysen kan "fange" en evt. temperatureffekt.

I 2010 var vandføringen også generelt faldende, men den fluktuerede mere end i 2011 (bilag 3). Effekten af vandføringen kommer ud med $P=0,821$, og generelt opførte systemet sig "atypisk" dette år, fx begyndte nogle smolt at trække allerede i starten af marts måned. Det afspejler sig også i den statistiske models forklaringsgrad, der med en R^2 på 0,093 ligger lavt, og forklaringsgraden af de inkluderede parametre, er reduceret dette år i forhold til de to øvrige år. Vandføringens betydning "drukner" derfor muligvis i andre effekter i 2010. Afgigelsen i smoltudtræk og – tab i 2010 i forhold til 2009 og 2011 kan skyldes, at der var en lang isvinter i 2010, som har påvirket hele det biologiske system og dermed også præsmoltene.

Udover at øge smoltvandringshastigheden og turbiditeten i vandet kan en høj vandføring i søer muligvis øge chancerne for, at smoltene finder ud af søen. Ved undersøgelsen med 30 akustikmærkede fisk i søen i april 2007, fandt 16 af de 21 fisk, der senere omkom, ned til en afstand af ca. 140 meter fra udløbet (Koed og Mikkelsen, 2007). Ingen af disse 16 fisk trak ud af søen, og noget afholdte tilsyneladende fiskene fra at foretage bevægelsen gennem udløbet. Her kan en høj vandføring og dermed en relativt høj vandstand muligvis have en effekt, da stryget kan være afskrækkende for fiskene når vandstanden er lav (se figur 24). Vigtigheden af udløbets karakter og placering er diskuteret i Nielsen (2005), hvor forskellige løsninger i forbindelse med faunapassager ved dambrug har stor betydning for dødeligheden og fiskenes opholdstid bag opstemningen.



Figur 24. Stenstryget ved udløbet ændrer karakter i løbet af migrationssæsonen. Når vandføringen er høj tidligt på sæsonen, har stryget mere karakter af et "almindeligt" dansk udløb med højere vandstand og roligere strøm på de første meter. Dette gør det muligvis mere tiltrækkende for vandrefiskenne.

Selvom analyserne fra 2010 og 2011 ikke umiddelbart understøtte dette, vurderes en høj vandføring som værende en positiv ting for smoltens overlevelseschancer i søen, da den gør vandet mere uklart, øger vandringshastigheden gennem søen og måske gør fiskene mere tilbøjelige til at gå gennem udløbet.

For ingen af årene var effekten af vinden statistisk signifikant i regressionsanalysen. Det var forventet, at vinden kunne spille en rolle i forbindelse med fiskenes passage af søer, som det blandt andet er beskrevet i Nielsen (1997). I Årslev Engsø fandt Rasmussen og Koed (2005) dog heller ingen signifikant effekt af vinden. Dette betyder ikke nødvendigvis, at der ikke er en effekt, men vi kan ikke måle en evt. effekt med de valgte metoder. I dette datasæt anvendes en relativt simpel metode, hvor der kun måles på om mere vind i en given retning medfører en mere succesfuld migration gennem søen. For en mere præcis undersøgelse af vindens effekt, kunne der laves forsøg med aktiv telemetri, for at se om fiskenes bevægelser korrelerede med vinden.

Blandt de fysiske parametre regnes vandføringen som den vigtigste bestemmende effekt for smolttabet i Egå Engsø. Temperaturen skaber nogle komplekse interaktioner som gør effekten vanskelig at isolere, mens en temperatur på over 14° C forventes at være problematisk for fiskene. Vinden har muligvis betydning for fiskenes migration gennem søen, men dette kan ikke bekræftes ved den anvendte metode.

4.5 Smolttab og prædation

Det var forventet at piscivore fugle og fisk kunne lave et højt prædationstryk på smoltene i søen som det blandt andet er set hos Koed (1993), Koed (2000), Aarestrup (2001), Koed et al. (2004) og Boel (2012).

På figur 20 og 21 ser det ud til, at fiskehejre og skarv generelt samledes i området omkring tidspunktet hvor smoltudtrækket for alvor begyndte. Antallet faldt dog igen inden smoltudtrækket top-

pede, og der var en ringe eller endda positiv statistisk korrelation mellem antallet af skarv og hejre og overlevelsen i søen (afsnit 3.10). Den positive korrelation opstår, da antallet af hejrer generelt faldt fra begyndelsen af april, hvor overlevelsen i søen også begyndte at falde. Dette antyder, at det store tab der opstod i søen i løbet af sæsonen ikke primært kan tilskrives prædation fra fiskehejre og skarv. Der skal dog tages et vist forbehold for fugleoptællingerne, som blev foretaget af to frivillige DOF-ornitologer.

Scanninger af hejrekolonien og fugløløen (afsnit 3.12) viste, at fiskehejrerne var gode til at tage smolt fra Egå Engsø, mens fuglene fra fugløløen kun gjorde det i meget begrænset grad. Der blev fundet i alt 23 mærker i hejrekolonien fordelt på 6-7 reder, hvilket vidner om at nogle af fuglene fra kolonien havde Egå Engsø som jagtområde. I forhold til at der er knap 2.400 mærker i omløb når Lundbyfiskene tælles med, er det dog et begrænset antal smolt der endte her. Nogle mærker kan naturligvis være skidt ud andre steder end i selve kolonien, og de 23 mærker må betragtes som et absolut minimumstal. Samlet set vurderes smoltprædationen fra fiskehejre i Egå Engsø som værende lille på baggrund af begrænsede mærkefund og resultaterne fra korrelationsanalyserne.

Det samlede prædationstryk fra hejre og skarv var formentlig lavt på grund af et lille antal af arterne ved søen. Hos Boel (2012), hvor 16 % af ørrederne i Hald Sø blev taget af fiskehejrer og 21 % blev taget af skarver (dog henholdsvis 35 % og 41 % ved aktiv telemetri), var skarvkolonien i området på et tidspunkt oppe på ca. 250 reder. Dette skal holdes op mod, at der generelt blev observeret 0-10 skarver ved optællingerne ved Egå Engsø, og at der kun to gange i de tre år blev observeret mere end 20 skarver i området på én gang (figur 20). Selvom der er en usikkerhed på optællingerne ved Egå Engsø, synes det dog ganske sikkert, at der er væsentligt færre skarver i dette system end ved Hald Sø.

På øerne i søen var der flere hundrede reder fra andre fuglearter, men der blev kun fundet syv mærker her. De få mærker der blev fundet på fugløløen er ikke nødvendigvis et udtryk for at fuglene jagtede smoltene aktivt, men kunne også stamme fra døde smolt som fuglene har fundet og taget med tilbage til øen. Med kun syv fundne mærker på øen, vurderes smolttabet i søen i ingen, eller kun meget ringe grad, at kunne tilskrives fuglene fra fugløløerne.

Toppet lappedykker observeredes i antal på 0-15 individer i løbet af forårsperioden ved søen. Da disse fugle bygger flydende reder i rørskovene frem for på fugløløen, blev de ikke blevet scannet for PIT-mærker. Toppet lappedykker lever overvejende af småfisk, og ungerne, som klækkes i april-september måned, fodres som regel med helt små fisk (www.dofbasen.dk). Det er sandsynligt, at lappedykkerne tager smolt fra Egå Engsø, om end formentlig i relativt lille antal på grund af den begrænsede bestand af fugle. En scanning af forladte lappedykkerreder kan medvirke til at afklare omfanget af smoltprædationen fra disse fugle.

Samlet set vurderes smolttabet i søen kun i mindre grad at kunne tilskrives de piscivore fugle, da disse forekommer i for lavt antal til at kunne forklare det høje tab samt den sæsonmæssige udvikling i denne.

Prædationen kan også komme fra rovfisk i søen. Der foreligger ikke undersøgelser af fiskebestanden i Egå Engsø, men fra undersøgelsen i 2007 ved vi, at der var en bestand af gedder nedstrøms søen (Koed & Mikkelsen 2007). Disse har formentlig spredt sig til søen, og der er nu en væsentlig bestande af gedde og aborre i søen, og lokale lystfiskere fanger både aborrer og gedder i søen (Bjarke Bjarke Ibsen Dehli, personlig kom.).

Erfaringsmæssigt trives gedder i lavvandede søer, hvor de har gode gydemuligheder og kan optræde i store antal (Koed et al. 2003, Koed & Rasmussen 2003). Dog kan gedderne opleve meget høje prædationsrater, som i den nyskabte og i gennemsnit ½ meter dybe Hestholm Sø ved Skjern Å (Rasmussen 2005). Her havde gedderne stor gydesucces, og bestanden blev estimeret til godt 68.000 individer i maj måned. På grund af prædation fra primært skarv og fiskehejre og sekundært større gedder, faldt bestanden dog til knap 36.000 individer i juni og godt 13.000 individer i september, da især de mindre gedder blev ædt (Rasmussen 2005).

I Egå Engsø er der generelt ingen undervandsplanter på de lavvandede områder på <30 cm dybde, mens der på de dybe områder flere steder er et tæt dække af undervandsvegetation, der kan udgøre gode gemmesteder for jagende gedder. Søen vurderes derfor generelt at udgøre et udmærket geddehabitat, selvom dødeligheden for gedderne er ukendt. Udover prædation, vil en geddebestand formentlig også blive påvirket af lange isvintre som i 2010, hvor der muligvis kan opstå iltsvind under isen i en lavvandet sø som Egå Engsø (Jepsen & Skov 2010). Et eventuelt fald i rovfiskebestanden i søen i 2010, som følge af den hårde vinter, kan muligvis være med til at forklare hvorfor dødeligheden var væsentligt lavere i søen dette år.

Det vil på den baggrund være særdeles interessant at undersøge geddebestanden i søen. Her vil især bestandens størrelse, størrelsessammensætning og fødevalg og -mængde i forårs månederne være af interesse for vurderingen af geddernes betydning for smolttabet.

Selvom der ikke er bestandsdata fra Egå Engsø der kan be- eller afkræfte dette, vurderes det, at en betragtelig del af smolttabet i søen skyldes geddeprædation, som det er set i andre lavvandede søer (Koed et al. 1993, Aarestrup 2001, Koed et al. 2003, Koed & Rasmussen 2003). For at belyse ovenstående nærmere vil det være hensigtsmæssigt at undersøge ørredsmoltenes interspecifikke interaktioner med rovfiskene i søen.

4.6 Smolttab, fiskestørrelse og -kondition

Generelt trækker de største smolt tidligst på sæsonen, således at gennemsnitsstørrelsen af de migrerende fisk falder efter 1. maj (tabel 10). Dette er et typisk mønster for smoltudtræk, og hænger formentlig sammen med, at de mindre fisk har en fordel af at blive lidt længere i vandløbet og vokse sig større inden migrationen påbegyndes (Bohlin et al. 1993, Bohlin et al. 1995).

Større fisk kan svømme hurtigere end mindre, og er bedre til at undgå naturlige fjender. Således var det forventet, at tabet blandt de store fisk vil være mindre, som det eksempelvis er rapporteret for ørred- og laksesmolt (Fuiman et al. 1994, Dieperink et al. 2001, Dieperink et al. 2002). Den logistiske regressionsanalyse viser, at længde eller kondition har statistisk signifikant effekt eller en tendens til en effekt på om fiskene bliver "nedstrøms" eller "søfisk" (altså om fiskene kommer gennem søen eller tabes i søen) i alle tre år, dog især i 2010, hvor kondition kommer ud med $P=0,006$. Konditionen var således den eneste parameter som havde en statistisk signifikant effekt på smolttabet i 2010. Det skyldes muligvis, at fiskenes evne til at opbygge energidepoterne har haft større indflydelse end sædvanligt på deres evne til at vandre gennem søen efter den meget kolde vinter, sammenlignet med et mere "normalt" år.

På figur 18 ses det, at tabet på 69 % for fiskene på 150-170 mm var lavest, mens fiskene over 170 mm havde et tab på 71 %. Dette er lavere end fiskene fra 110-130 mm og 130-150 mm, der havde

tab på hhv. 82,5 % og 78 %. Derved var tabet for de større fisk noget mindre end for de lidt mindre fisk, hvilket også var forventet, jf. ovenstående.

Der ligger dog et vist bias i tolkningen af fiskestørrelse og –overlevelsen, da de største fisk vandrede tidligst, hvor risikoen for smolttab i systemet samtidig var lavest (figur 10-12) (om end denne effekt selvfølgelig går begge veje, så overlevelseskurven også kan påvirkes af at de større fisk trækker tidligere). Derved kan de store fisk komme til at fremstå som relativt bedre til at komme igennem søen end de reelt er.

Nok så interessant, ser vi også, at billedet syntes at vende sidst på sæsonen, så de små fisk blev relativt bedre til at klare sig gennem søen end de store. Efter d. 1. maj var gennemsnitsstørrelsen på de fisk der overlevede turen gennem søen 126,6 mm, hvilket var mindre end gennemsnitsstørrelsen på 131,3 mm på de fisk der forsvandt i søen. Da det drejer sig om et relativt lille antal fisk, slår dette ikke igennem i regressionsanalysen eller på figur 19.

Generelt virkede de lidt større fisk til at have en nedsat vandringslyst sent på sæsonen. Målt på gennemsnitsstørrelserne efter 1. maj, var opstrømsfiskene (de fisk som har været nede i søen, men siden afbrød migrationen og vendte tilbage til vandløbet) med en gennemsnitsstørrelse på 136,1 mm større end både sø- og nedstrømsfiskene. Billedet efter 1. maj var således, at gennemsnitsstørrelsen på de fisk der klarede sig gennem søen (126,1 mm) var mindre end de fisk der blev tabt i søen (131,3 mm) mens de fisk der afbrød migrationen og vendte tilbage til vandløbet var de største (136,1 mm).

Disse forhold kan være et udtryk på forskelle i energidepoter hos fisk med forskellig størrelse og livsstrategi. Dette er tidligere blevet undersøgt i Hald Sø (Boel 2012), hvor det var fiskene med de største energidepoter der var bedst til at klare migrationen gennem søen, mens fiskene med mindre energidepoter var mere tilbøjelige til at afbryde migrationen og blive i søen.

Overordnet set øges sandsynligheden for at komme igennem søen for en smolt med øget kropstørrelse. En mindre del af den forskel vi ser på overlevelsen mellem størrelseskategorierne kan formentlig tilskrives, at de store fisk har en fordel af at trække tidligere på sæsonen, mens det meste af forskellen skønnes at opstå som følge af reduceret prædation og bedre svømmeegenskaber hos større fisk.

4.7 Migrationstid og -hastighed

Migrationstiden gennem søen var ca. seks dage hvis alle nedstrømsfiskene medregnes. Som det ses af figur 17, var der dog nogle fisk der brugte flere uger i søen inden de bevægede sig nedstrøms. Hvis de 5 % hurtigste og 5 % langsomste fisk udelukkes fra analysen, var gennemsnitsmigrationstiden ca. fem dage (tabel 8). De store forskelle i fiskenes migrationstid giver sig også til udtryk i variationskoefficienten, der med 1,33 i 2009 er relativt høj.

Vi ser også, at især migrationstiden i 2009 påvirkes ved at fjerne de mest ekstreme punkter, idet migrationstiden her falder fra 6,3 til 4,1 dage. På figur 17 kan vi også se, at seks fisk bruger mellem 25 og 30 dage på at komme igennem søen i 2009, og ved at fjerne disse falder det samlede gennemsnit meget. Alle år kom ca. 40 % af nedstrømsfiskene igennem søen på under to dage.

Migrationstiderne svarer til en gennemsnitlig hastighed på 0,22 km/dag for alle nedstrømsfiskene. Nielsen (1997) og Kristiansen & Rasmussen (1993) rapporterede en hastighed på 0,2 km/dag ved smolts passage af naturlige danske søer, og således er værdierne for Egå Engsø som forventet.

Korrelationsanalysen i afsnit 3.7 antyder en svag tendens til langsommere migration i løbet af sæsonen i 2010, og der er generelt ingen synlig udvikling i migrationstiden i løbet af sæsonen når man ser på figur 17 eller bilag 5 og 6. På analyserne fra afsnit 3.8 ser vi da heller ingen signifikant effekt af migrationstiden på det ugentlige smolttab.

Det øgede smolttab der opstår i søen i løbet af migrationssæsonerne i 2009 og 2011 kan derfor ikke umiddelbart tilskrives ændringer i fiskenes opholdstid i søen. Da migrationshastighederne med 0,22 km/dag, 0,24 km/dag og 0,21 km/dag for hvert af de tre år stort set er ens, synes fiskenes migrationshastighed i søen også at være relativt uafhængig af forskelle i klimatiske og fysiske forhold mellem de tre sæsoner.

Det er sandsynligt, at de fisk der brugte meget lang tid i søen har været i nærheden af udløbet, men af en eller anden årsag "vælger" ikke at vandre ud igennem det. Dette var en adfærd der blev rapporteret for 16 af de 21 fisk der omkom i søen ved undersøgelsen med akustikmærker i 2007, hvor fiskene tilsyneladende fandt udløbet, men forblev i søen indtil de på et tidspunkt forsvandt (Koed & Mikkelsen 2007). Det er muligt at denne adfærd også har gjort sig gældende for de få fisk der kommer igennem søen med meget lange migrationstider (figur 17 og bilag 5 og 6). På den baggrund skønnes migrationstiden i søen at kunne reduceres, hvis udløbets karakter gøres mere tillokkende for vandrefiskene. Dette må i så fald forventes at kunne medføre en reduktion af smolttabet, da flere fisk så vil komme gennem udløbet i stedet for at blive i søen eller afbryde migrationen og vende tilbage til vandløbet opstrøms søen.

4.8 Indirekte tab og opstrømsfisk

Udover de 76,9 % (fejlljusteret tal) af smoltene der forsvandt i søen, vendte en del om efter mødet med søen og svømmede tilbage i vandløbet opstrøms søen (tabel 18). Disse er klassificeret som "opstrømsfisk", da de pr. januar 2012 ikke var blevet til "sø-" eller "nedstrømsfisk". Afsmoltificering og tilbagevenden til vandløbet kan være en proces forbundet med høj dødelighed, som beskrevet i Baktoft (2003), og vi ser da også et højt tab for de fisk der vender tilbage til Egå. Her var der kun var 24 genfangster i forbindelse med elfiskeriet i systemet i februar 2012, og det er rimeligt at antage at størstedelen af opstrømsfiskene er døde.

Ved databehandlingen sorteres data således, at en fisk fx sagtens kan være vendt tilbage til vandløbet i 2009 for så at lave en succesfuld migration i 2010. I så fald regnes fisken som en "nedstrømsfisk" fra 2010, og udgår fra 2009-data. De fisk der er klassificeret som "opstrøms" er altså fisk vi ikke ser igen, og som qua den ringe genfangst ved elfiskeriet må formodes at være omkommet.

Derfor er "opstrømsfiskene" interessante i forhold til en eventuel indirekte dødelighed som følge af søen. Migrerende fisk der fortryder og vender om, er et fænomen der kan forekomme i vandløb hvis forholdene bliver ugunstige (Nielsen 1997). Ved undersøgelserne i 2005 og 2006 var der ingen smolt der vendte om på den strækning der nu udgør Egå Engsø (Koed & Mikkelsen 2005, Koed & Mikkelsen 2006). Smolt der forblev opstrøms og afsmoltificerede forekom ved disse under-

søgelse, men adfærden med at påbegynde migrationen og siden fortryde og svømme opstrøms igen, blev ikke observeret for nogle af de 70 smolt i forsøgsområdet. I 2009 så vi derimod at 151 fisk (18,7 % af migrerende fisk) afbrød migrationen i søen og vendte om, mens tallet var 102 fisk (45,9 % af migrerende fisk) i 2010 og 111 fisk (41,4 % af migrerende fisk) i 2011.

Størstedelen af de fisk der søgte opstrøms igen befandt sig ca. et døgn på søsiden af antennerne, og "beslutningen" om at afbryde migrationen blev altså generelt foretaget efter relativt kort tid i søen. Resultaterne af den logistiske regressionsanalyse i afsnit 3.6 viser, at fiskenes længde og tidspunktet på sæsonen begge har betydning for om fiskene blev "opstrømsfisk". Dette stemmer godt overens med figur 7-9, hvor antallet af "opstrømsfisk" steg markant i slutningen af migrations-sæsonen. I tabel 10 kan vi se, at de fisk der vendte om var større end de øvrige fisk der migrerede samtidig. Nogle forhold synes dermed at have påvirket især de lidt større fisk til at vende tilbage til vandløbet i slutningen af migrationsperioden. Rådata afslører desuden en kraftig stigning i antallet af antennerregistreringer mod slutningen af perioden. I 2011 lå antallet af daglige registreringer på opstrømsantennerne således i intervallet 0-60, og fiskenes bevægelser var dermed forholdsvis determinerede indtil begyndelsen af maj måned, hvor antallet af daglige registreringer steg til 50-500. Dvs. at smoltene hen mod slutningen af perioden svømmede mere frem og tilbage mellem søen og vandløbet, indtil de for de fleste fisks vedkommende på et tidspunkt besluttede sig for at søge opstrøms i vandløbet og blive dér. Nogle forhold i søen afholdte altså tilsyneladende fiskene fra at svømme ud af søen sidst på sæsonen.

Det kan ikke endeligt afgøres hvad der forårsager denne adfærd. I 2009 synes temperaturforholdene at bevirke, at en del fisk vendte om da temperaturen i søen nåede 14 °C. Generelt begynder ørredsmolt at afsmoltificere ved en vandtemperatur på netop 14 °C, og at dette kan medføre at de afbryder migrationen (Fraser 1993, Elliott, 1994, Aarestrup & Koed 2000, Madsen & Jensen 2010a, b). På figur 15 ses det, at denne temperatur blev nået tidligere i søen end i vandløbet i 2009.

I 2009 var temperaturen kortvarigt over 14 °C fra d. 28. april og tre dage frem, og igen mere permanent fra d. 18. maj og frem. Data for fiskenes bevægelser i samme perioder viser, at der var en del fisk der vendte om d. 1. maj og et par dage frem. Herefter var der ingen opstrømsaktivitet i en periode indtil d. 18. maj, hvor der var stor aktivitet opstrøms. Fra d. 18. maj vendte 61 fisk om, syv forsvandt i søen mens en enkelt slap igennem, hvilket betyder at 88 % af fiskene vendte om efter at temperaturen i søen oversteg 14 °C.

Billedet er ikke så entydigt for 2010, hvor en del fisk allerede vendte om i begyndelsen af sæsonen, hvor søen stadig var isdækket, som den var indtil sent i marts. Her var det muligvis den omvendte situation der gør sig gældende, idet vandet i den isdækkede og lavvandede sø (isdækket har formentlig holdt på kulden) formentlig har været for koldt for fiskene, der helst skal have en vandtemperatur på over 7 °C for at migrere. I 2011 steg temperaturen til gengæld meget hurtigt i søen i løbet af foråret, og var næsten oppe på 14 °C da fiskene begyndte at migrere, og her var der ligeledes en del fisk der vendte om lige fra starten af migrationssæsonen.

En vandtemperatur på over 14 °C vil formentlig medføre, at flere fisk afsmoltificerer i Egå Engsø og bliver opstrømsfisk. Men dette er kun en blandt flere faktorer som kan påvirke denne adfærd.

Boel (2012) finder en sammenhæng mellem fiskenes fedtreserver og valg af migrationsstrategi, hvor fisk med mindre fedtdepoter er mere tilbøjelige til at afbryde migrationen og blive til søørreder

i stedet for at fortsætte migrationen. Boel (2012) vurderer generelt, at fiskenes energidepoter er af afgørende betydning for deres valg af migrationsstrategi. Der er flere observationer af, at migrationen kan afbrydes hvis energikravene forbundet med den bliver for store, hvilket understøtter denne hypotese (Kristoffersen et al. 1994, Bohlin et al. 2001, Johnsson & Johnsson 2006).

Migration gennem søen vil netop stille krav til fiskenes energidepoter. Aktiv transport holdes generelt på et minimum under smoltmigrationen i vandløb, men skal smoltene gennem en sø, er aktiv migration nødvendigt. Dette forhold gør sig gældende hele sæsonen. Samtidig bevirker en stigning i vandtemperaturen at energikravet forbundet med aktiv-passagen af søen øges som sæsonen skrider frem.

Med Q10 for stofskiftet på ca. 3,3 vil en ørred opleve et væsentligt forøget stofskifte når den bevæger sig fra åen ud i det varmere søvand. Dette kan samtidig blive forstærket af en overkompensation af stofskifteraten ved pludselige temperaturændringer (Bullock 1955, Altimiraz et al. 2001, Gillooly et al. 2001). Samme effekt gør sig også gældende blot omvendt, når søen er koldere end vandløbet (som i slutningen af marts 2010 – se bilag 1), hvilket i så fald kan medføre en stor reduktion i fiskenes stofskiftrate når de bevæger sig ud i søen.

Temperaturen i søen overskrider typisk temperaturen i vandløbet om foråret i løbet af april måned (figur 15 og bilag 1 og 2). Når vandtemperaturen ikke har en signifikant effekt på opstrømsstrategien, kan det skyldes, at temperatureffekten "overskygges" af DOY i analysen fra afsnit 3.6. En korrelationsanalyse af temperatur og DOY for de tre år giver en Pearsonkorrelation på 0,92-0,95 med signifikansniveauer på 0,0001 for alle år, og temperaturen og DOY er meget tæt forbundne. Ved at udelade DOY fra analysen fås da også tilsvarende signifikansniveauer for temperaturen som for DOY i tabel 7, og modellens forklaringsgrad reduceres kun i størrelsesordenen $\pm 0,1$ %. Temperaturen altså forklare opstrømsaktiviteten i næsten lige så høj grad som DOY.

Iltkoncentrationen er desuden en miljømæssig faktor som kan have betydning for om fiskene søger tilbage i vandløbet både sent på sæsonen når vandet er varmt, men også tidligt på sæsonen hvis søen har været isdækket i lang tid som i 2010.

Iltkoncentrationen i Egå Engsø blev målt 2007 (figur vedlagt som bilag 7). Her nåede den ikke ned på kritiske niveauer for ørred (Koed & Mikkelsen 2007). Ørred er en iltkrævende art, der helst som minimum skal have 5,0 mg/ml ilt for at kunne trives (Armstrong et al. 2003). Ved høje temperaturer eller høje CO₂-koncentrationer, kan fiskenes iltbindingskurve forskubbes, da CO₂ forsure miljøet, hvilket nedsætter de røde blodlegemers iltaffinitet (Bendit et al. 1941). Høje CO₂-koncentrationer og høje temperaturer vil derfor gøre det vanskeligere for fiskene at transportere tilstrækkeligt ilt rundt i kroppen.

Iltmængden kan derfor potentielt blive begrænsende for ørreder i lavvandede områder, som der forekommer nogle steder i Egå Engsø, fordi der her kan forekomme høje temperaturer om sommeren, stor produktion og respiration i vandet og derfor store udsving i iltspændingen i løbet af døgnet. Data fra Kalø Vig og Aggersund i Limfjorden, hvor man har store områder med lav vanddybde, viste eksempelvis at iltkoncentrationen på 10 cm's dybde kunne svinge fra 14 mg/l (40 % overmætning) kl. 16 og derefter falde til 0 mg/l kl. 21 som følge af en stor primærproduktion om dagen og en stor respiration fra fytoplankton og mikroorganismer (Hansen et al. 1978, Ingvorsen et al. 1979). Egå Engsø er gennemsnitligt ca. 10 gange så dyb, så vil udsvingene formentlig være noget mindre, som data fra 2007 også viser. Men dette er ikke nødvendigvis gældende alle steder i søen.

2007-undersøgelsen viste, at iltmætningen med en lavest målte værdi på 66 % (ca. 6 mg/ml ved den målte temperatur) i løbet af maj ikke når ned på kritiske niveauer for fiskebestanden ved udløbet. Dette er dog i et dybt område af søen hvor der er omkring eller over 1 m dybt, og hvor der desuden forventes at være en vis omrøring som følge af udløbets tilstedeværelse. Forholdene er anderledes i indløbsenden af søen, hvor et stort sammenhængende område tæt på indløbet – et område som fiskene skal passere for at komme gennem søen – skønnes at være ca. 10-30 cm dybt. Dette område strækker sig omkring 100 meter ud i søen, og her forventes større udsving i iltkoncentrationen. Desuden forventes mængden af organisk materiale i selve søen og medfølgende mikrobiel nedbrydningsaktivitet at være højere i dag end i 2007, da søen var helt ny. Iltudsvingene i søen ville derfor være interessante at måle i en fremtidig undersøgelse, for at afklare om iltspændingen i søen kan komme ned på niveauer som er kritiske for ørred.

Der er med nærværende datasæt ikke basis for at konkludere på sammenhængen mellem iltspænding og opstrømsaktivitet. Der er en god sammenhæng mellem aktivitet i opstrøms retning og de tidspunkter hvor iltspændingen i søen forventes at være lavest (efter lang tids isdække samt sidst i migrationssæsonen hvor produktion og respiration i søen forventes at være højst). Lav iltspænding i nogle områder af søen vurderes således at kunne være blandt de faktorer der bevirker, at nogle fisk svømmede opstrøms igen. Yderligere undersøgelser af iltforholdene i søen er derfor ønskværdigt, for at afklare hvilke forhold der gør, at fiskene bevæger sig opstrøms.

Som generel opsummering på opstrømsfiskene vurderes det, at de fleste opstrømsfisk er døde, og at de formentlig ikke var vendt om hvis søen ikke havde været der. Derfor kan smolttabet, som følge af søen, betragtes som den værdi der er anført i tabel 4 (fejlkorrigeret i højrekolonnen på tabel 18). Konklusionen er, at fiskene vurderes at søge opstrøms som følge af en kombination af høje temperaturer i søen og deraf medfølgende afsmoltificering samt forøgede energiomkostninger til stofskiftet. Desuden spiller periodevis lave iltspænding i søen muligvis også en rolle.

4.9 Tabet af Lundbyfisk

I alt 58 Lundbyfisk nåede gennem søen (fejlkorrigeret), mens 179 blev tabt i søen. Dette til svarer et tab på 80,3 %, hvilket er lavere end for vildfiskene (90,2 % - tabel 18). Der er dog et par forhold som er værd at diskutere i denne forbindelse, idet Lundbyfiskene adskiller sig fra vildfiskene på nogle væsentlige punkter.

Lundbyfiskene blev udsat om eftermiddagen d. 31. marts i 2011, på et tidspunkt på sæsonen hvor tabet blandt vildfiskene endnu var forholdsvis lavt (33 % - se figur 14). Fiskene kom direkte fra et dambrug, og var således ikke tilvænnet forholdene i vandløbet. Dette kan have konsekvenser for deres adfærd, som beskrevet af Roberts et al. (2009), hvor laksesmolt fra dambrug der blev udsat i dagslys var mere tilbøjelige til også at vandre i dagslys, og følge et andet migrationsmønster end vildfisk og smolt der bliver udsat om natten. Ved udsætningen af fiskene i Egå så vi, at en stor del af de 500 fisk begyndte at migrere med det samme, hvilket vil sige, at de bevægede sig med strømmen ned mod søen, hvor de ankom få timer senere. Det er dog vanskeligt, at vurdere om denne adfærd var egentlig migrationsadfærd, eller om fiskene blot ikke var vant til at opholde sig i strømmende vand (de er opdrættet i damme), og "bare" passivt lod sig flyde med strømmen.

I alt 79 fisk fra den første stime nåede frem til søen, hvoraf tre fortrød og vendte tilbage til vandløbet, 29 klarede sig igennem søen og 47 forsvandt i søen. Med et tab på 62 %, ligger tabet for den-

ne stime lavere end sæsongennemsnittet på 80 %, men stadig dobbelt så højt som tabet blandt vildfiskene på samme tidspunkt af sæsonen (33 % - figur 14 – tallet er 32 % efter fejlkorrektion).

Paradoksalt nok betyder denne stime, som altså er dårligere til at klare sig gennem søen end vildfiskene, at overlevelsen bliver væsentligt forhøjet for Lundbyfiskene i hele migrationsperioden. De stimefisk der ankommer til søen og forsøger at søge videre igennem søen har således en fordel af, at det er tidligt på sæsonen, hvor smolttabet generelt er lavt, samtidig med at de eventuelt kan få en vis beskyttelse fra prædation ved at bevæge sig i en stime i søen, såfremt de altså har gjort dette (Hvidsten et al. 1995, Riley 2007).

Efter at den første stime havde bevæget sig ud i søen, var der en pause på næsten en måned, før de øvrige Lundbyfisk begyndte at vandre. På dette tidspunkt var smolttabet i systemet højt, og kun få fisk kom igennem søen. Af de 166 Lundbyfisk der forsøgte at migrere efter tilpasningsperioden, kom således kun 28 igennem, hvilket svarer til et tab på 87 %.

Disse Lundbyfisk, der har levet i vandløbet lidt længere tid, havde et tab der minder meget om vildfiskens (figur 14). Det er desuden værd at notere, at bevægelserne på antennerne for disse fisk også mindede meget om vildfiskene, og generelt fremstår de relativt naturtilpassede. Ligesom for vildfiskene tilskrives det store tab af disse fisk i høj grad, at de kommer sent på sæsonen.

Det er før rapporteret, at dambrugsfisk ikke klarer sig lige så godt gennem migrationen som vildfisk, både målt på migrationshastighed og -succes (Nielsen 1997, Aarestrup et al. 2002, Serrano et al. 2009). Samtidig har dambrugsfisk udsat som smolt en anden fourageringsadfærd og er generelt mindre smoltificerede end vildfisk, hvilket reducerer deres overlevelseschancer under migrationen, og siden i havet (Sundell et al. 1998, Ugedal et al. 1998, Larsson et al. 2011). Overlevelsesforskellen kan være stor, som hos Serrano et al. (2009), der fandt en migrationssucces på 80 % for vildfisk og 27,5 % for dambrugssmolt ved migration gennem et 14 km langt vandløbsstykke. Den lave overlevelse blandt de Lundbyfisk der vandrer med det samme efter udsætning og uden tilpasning er således forventet, og en generelt lavere overlevelse for dambrugsfiskene er også indregnet i forventningerne til ørredproduktionen i vandløbet fra Nielsen (2008).

På baggrund af ovenstående vurderes den bedste måde, at sikre at flere af dambrugsfiskene når gennem søen, at være ved at foretage udsætningen inden fiskene er smoltificerede, samt at foretage udsætningen i døgnets mørke timer. Resultaterne fra Larsson et al. (2011) antyder desuden, at fisk der udsættes som parr vil være bedre tilpassede og bedre til at fouragere efter udsætningen sammenlignet med fisk udsat som smolt.

En oplagt måde at øge dambrugssmoltenes overlevelse på, er at udsætte dem neden for søen, hvilket også er den praksis som følges i dag.

4.10 Hvordan kan smolttabet reduceres?

Smolttabene i Egå Engsø er blandt de højest rapporterede for smolt i forbindelse med passage af indskudte danske søer. Det vurderes, at det er muligt at reducere smolttabet ved at gennemføre større eller mindre ændringer af vådområdets karakteristika.

En god løsning for smoltene og havørredbestanden i forbindelse med vådområdeprojekter vurderes at være den man har valgt ved Skibet i Vejle Å, hvor åen er ledt udenom søen og kun 8 % af

medianminimum ledes ind i søen (figur 25). Her skønnes det at ca. 0,1 % af smoltene bevæger sig ind i søen, da vandindtaget er placeret således, at fiskene ikke ledes ind i søen men fortsætter deres migration i åen forbi søen (Nielsen, upublicerede data). Noget af områdets evne til at absorbere kvælstof vil formentlig gå tabt ved denne model, omend opholdstiden for det vand der ledes ind i søen vil blive væsentlig forøget. For at belyse dette anbefales det, at der gennemføres yderligere undersøgelser af kvælstofreduktionen i denne type sø kontra engsøer som Egå Engsø.

Det vil være muligt at gennemføre en løsningsmodel som den ved Skibet i Egå Engsø. En sådan løsning vil tilgodese havørredsmoltene og samtidig opretholde engsøen som et rekreativt område for borgere og som habitat for alle de fisk, fugle m.m. der lever i og ved søen i dens nuværende form.

At skabe gode forhold for havørredbestanden i Egå, er således udelukkende et spørgsmål om at gå på kompromis med kvælstofreduktionen i Egå Engsø, samtidig med at alle øvrige miljøparametre tilgodeses.



Figur 25. Ved Skibet i Vejle har man ført åen udenom søen, og lavet et "skjult" vandindtag, som kun ganske få fisk (19 eller estimeret 0,1 % af smoltene) trækker ind gennem. En lignende løsning ved Egå Engsø kunne være godt for ørredbestanden.

En alternativ løsning er alene at lave projekter hvor der periodevist sker oversvømmelse af de omkringliggende vådområder. Et eksempel på sådant er et projekt ved Omme Å (Nielsen upublicerede data, Vejle.dk). Fordelen ved et periodevist oversvømmelser er, at vandet flyder ind over enge i perioder med høj vandføring, hvilket som regel også er de tidspunkter hvor der sker den største udvaskning af kvælstof til vandløbene. Derved opnås kvælstofreduktion, samtidig med at vandfiskene får fri passage. Denne naturtype minder meget om hvordan det naturlige område ved Egå Engsø så ud inden dræningen begyndte i 1950'erne (Aarhus Kommune 2012).

En ombygning af udløbet fra Egå Engsø vil formentlig kunne reducere smolttabet i søen. En del fisk ser ud til ikke at ville trække igennem stenstryget ved udløbet (figur 24), hvilket skaber et for-

højet smolttab samtidig med at opholdstiden i søen forhøjes for de fisk der kommer igennem søen (afsnit 4.4 og 4.7 samt Koed & Mikkelsen 2007). Udløbets karakter kan have stor betydning for om smoltene finder og trækker igennem det, ligesom ved dambrugsopstemninger, undersøgt af Nielsen (2005). Det vurderes derfor, at en ombygning af udløbet vil kunne reducere tabet i søen uden at skabe væsentlige ændringer på vådområdets karakter. Hvorvidt dette tiltag er nok til at bringe smolttabet i søen ned på et niveau som vil skabe grundlag for en selvreproducerende havørredbestand i Egå er dog uvist.

Konklusion

Med en udvikling i smolttabet fra intet tab, inden søen blev anlagt, til 83,4 % pr. år i perioden 2009-2011, har tilblivelsen af Egå Engsø betydet, der ikke længere er grundlag for at opretholde en selv-reproducerende havørredbestand i Egå. Tabet i søen ser ud til at skyldes kombinationen af en række faktorer, alle afledt af søen.

Optællinger af fuglene og scanninger af deres redepladser tyder på en relativt begrænset prædation fra piscivore fugle. Prædation fra piscivore fisk som gedde er ikke undersøgt. Det vurderes som sandsynligt, at gedderne i søen står for en del af smolttabet forbundet med passagen, ligesom det er observeret i andre lignede danske å- og søsystemer.

En række fysiske parametre spiller en direkte eller indirekte rolle i forbindelse med smoltudtrækket. Høj vandføring hjælper fiskene gennem søen, og gør muligvis udløbet mere tillokkende. Effekten af vandtemperaturen er kompleks da en højere temperatur i søen kan forbedre fiskenes svømmeevne, men såfremt den overstiger ca. 14 °C er der stor risiko for at fiskene afsmoltificere og går tabt inden de når gennem søen.

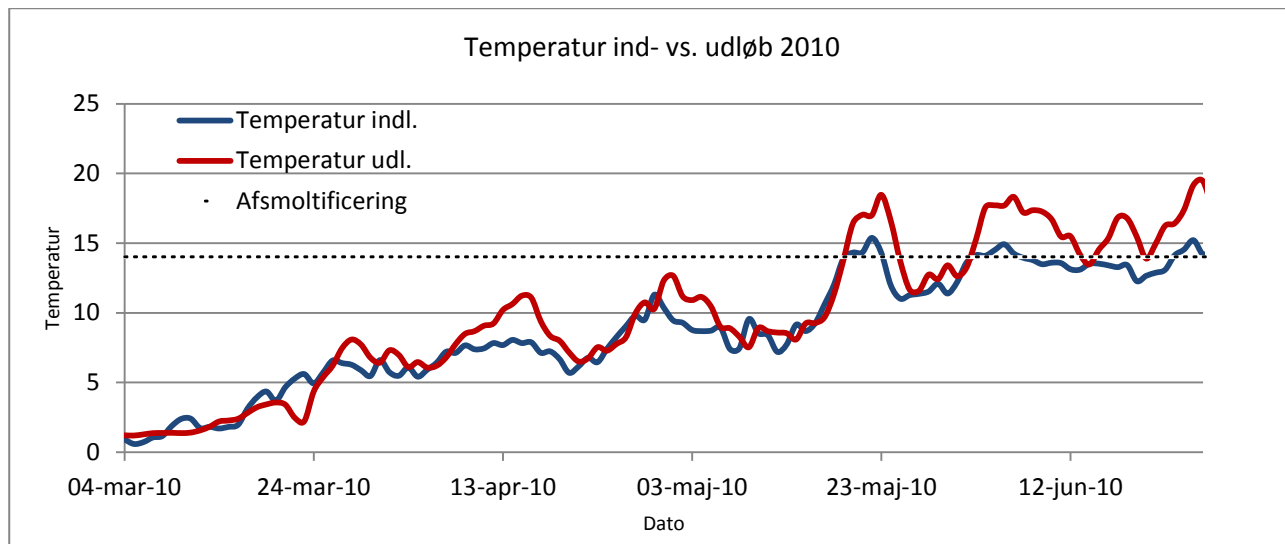
Den væsentligste faktor for smolttabet i søen ser ud til at være tidspunktet på sæsonen hvor smoltene migrerer. Således at migrationssuccesen er større jo tidligere på sæsonen der migreres. De forudgående klimatiske forhold, i særdeleshed temperaturen, får derved en stor betydning, da en varm vinter kan medføre, at smoltudtrækket finder sted tidligere på foråret. Temperaturen kan også medvirke til at skabe udfordringer i søen hvis det enten er meget koldt, så der kommer et længerevarende isdække, eller hvis det er meget varmt, så respirationen stiger og iltopløseligheden falder. Omfanget af eventuelt iltsvind i søen kræver yderligere undersøgelser for at afklare om dette udgør et problem for ørrederne.

Der var generelt en væsentligt dårligere overlevelse for de af dambrugsfiskene der trak mod havet umiddelbart efter udsætningen, når sammenlignet med vildfiskene som trak på samme tid. Hos de dambrugsfisk der ventede i nogle uger inden de begyndte at migrere, var tabet mere lig vildfiskenes. Da en stor proportion af de udsatte fisk trak tidligt på sæsonen, hvor tabet i systemet er lavere, ender det samlede tab for dambrugsfiskene dog med at være lidt lavere end vildfiskenes set over hele perioden.

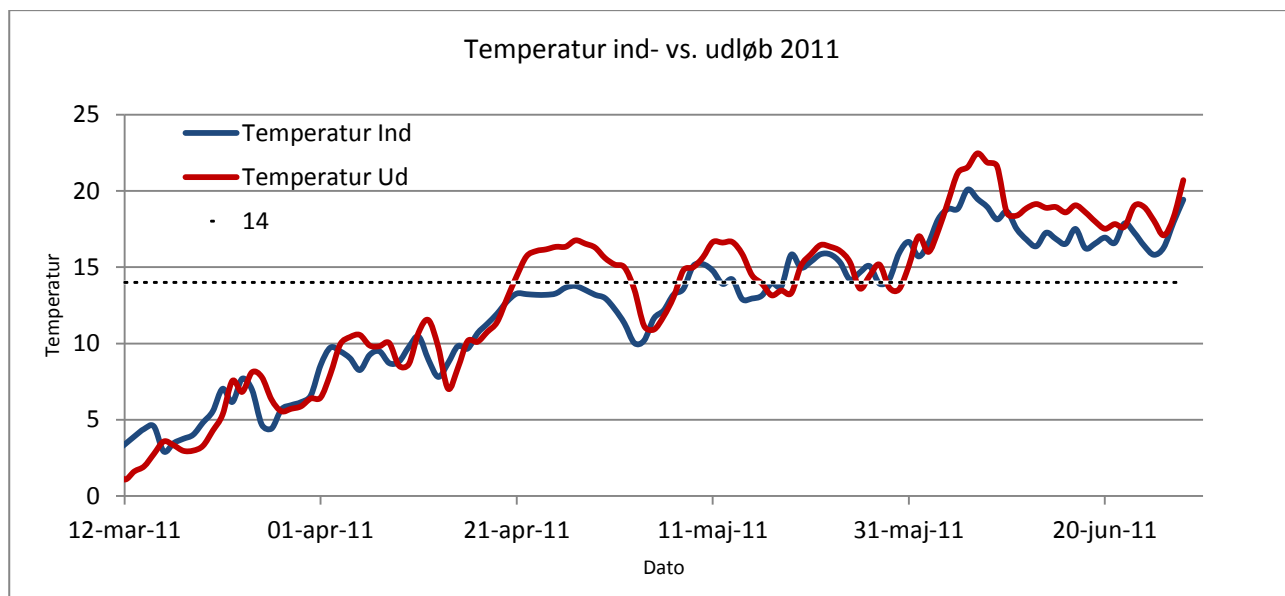
Resultaterne fra denne undersøgelse viser, at havørredbestanden i Egåsystemet ikke er selv-reproducerende med Egå Engsø i dens nuværende udformning. Det mest sikre og effektive tiltag til at reducere smolttabet i systemet, vil være at lede åens vand uden om søen. Derudover kan en ændring af søens udløb muligvis nedsætte smolttabet i søen.

Bilag

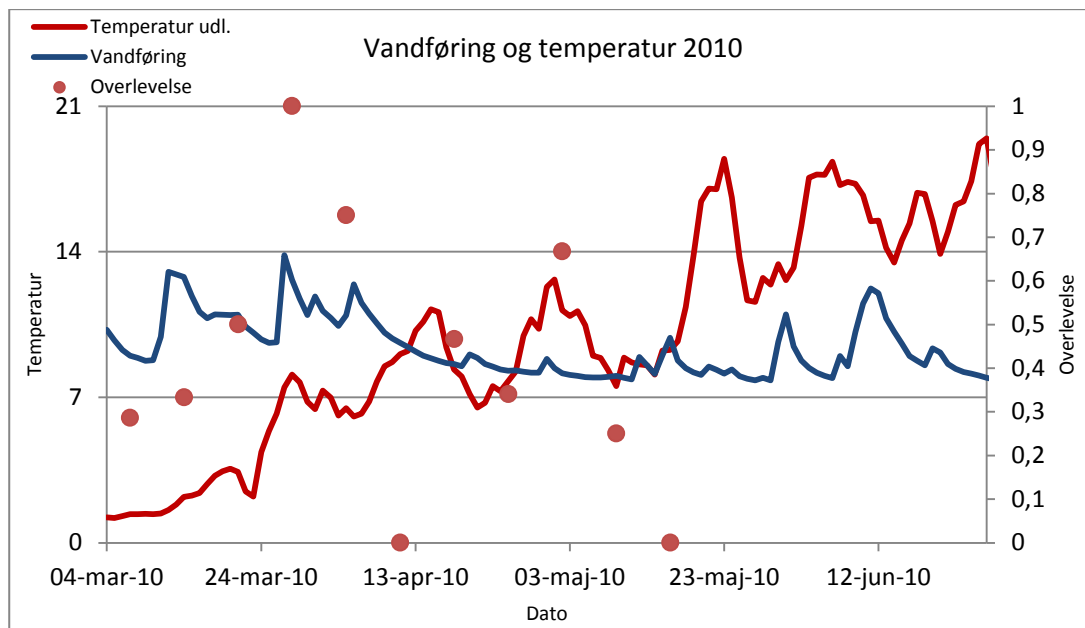
Bilag 1. Vandtemperaturen ved indløbet (blå) og udløbet (rød) i 2010.



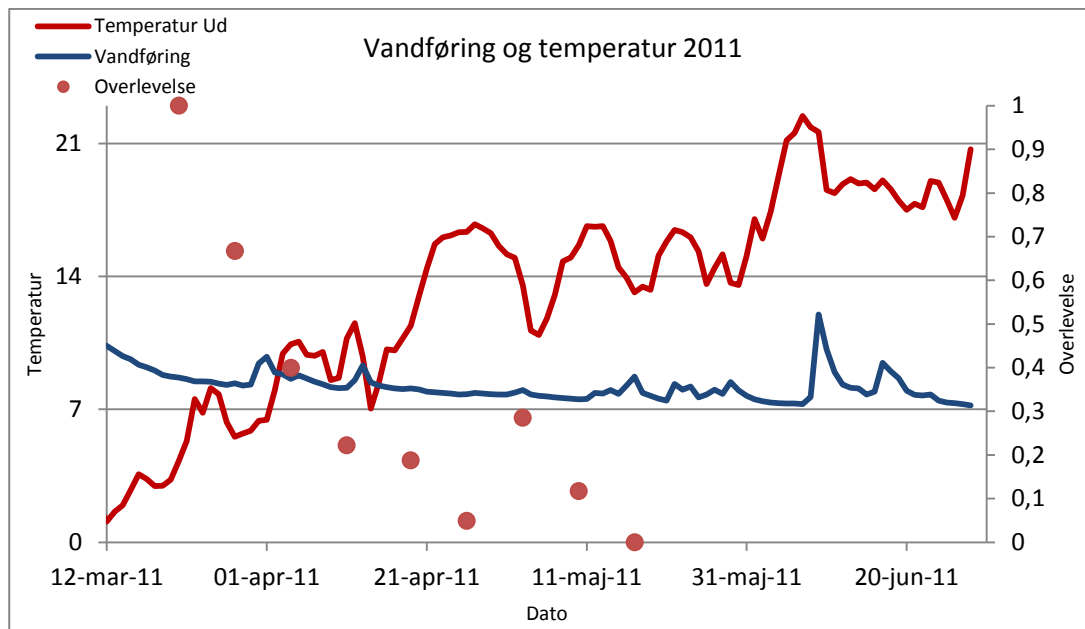
Bilag 2. Vandtemperaturen ved indløbet (blå) og udløbet (rød) i 2011.



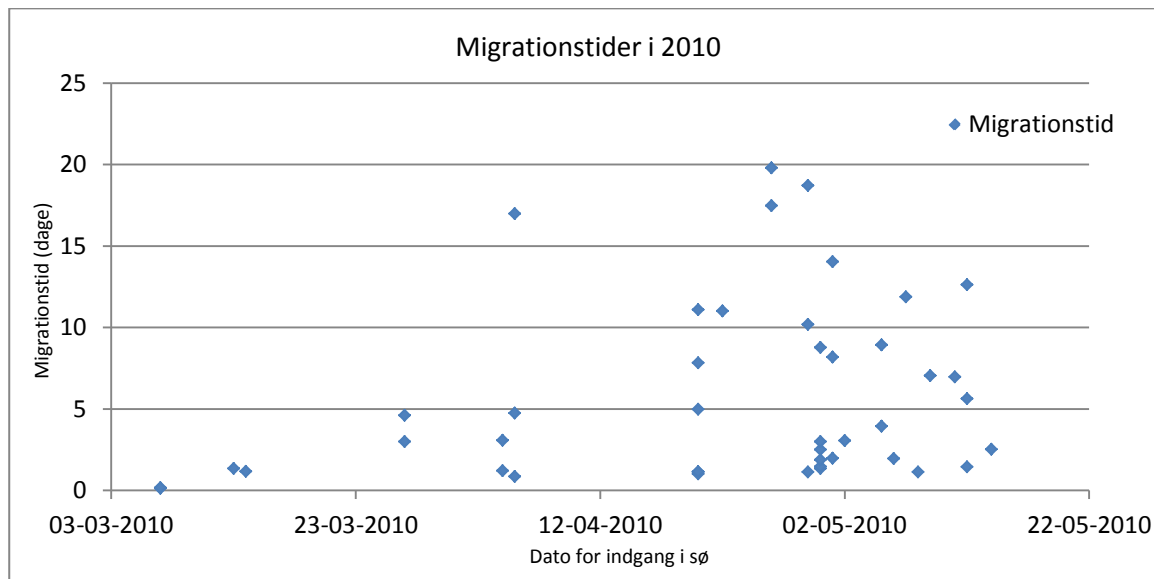
Bilag 3. Vandføring (blå), temperatur ved udløbet (rød) og ugentlig overlevelse (røde punkter) for 2010.



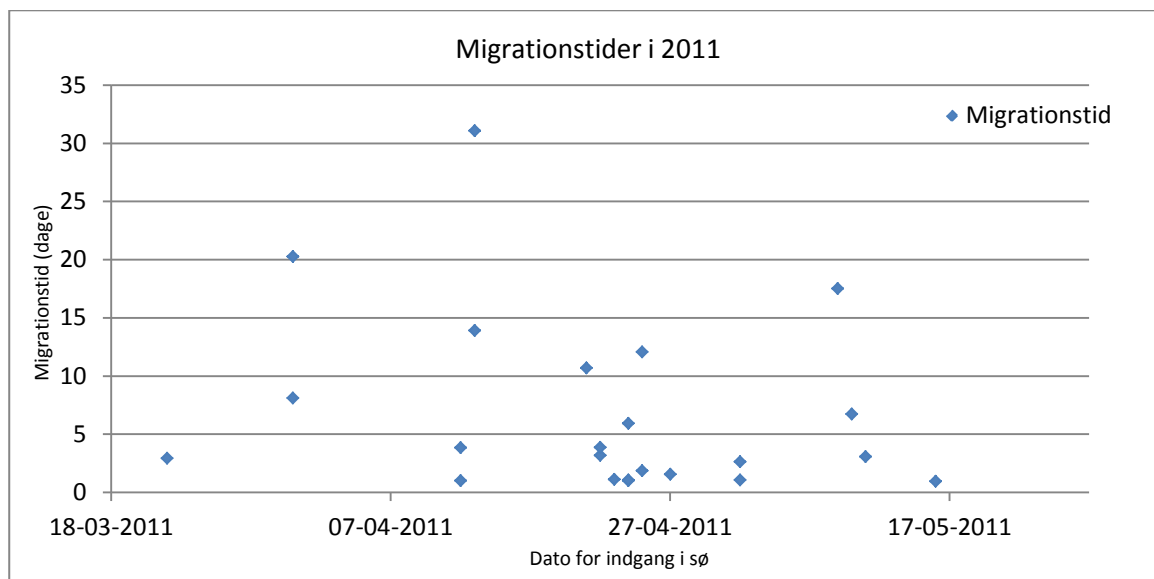
Bilag 4. Vandføring (blå), temperatur ved udløbet (rød) og ugentlig overlevelse (røde punkter) for 2011.



Bilag 5. Migrationstider i 2010.

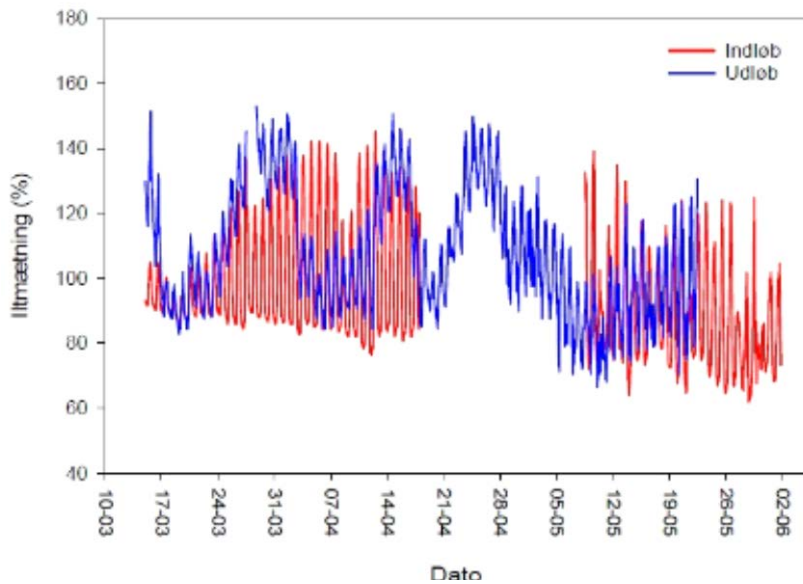


Bilag 6. Migrationstider i 2011.



Bilag 7. Iltdata fra indløbet (rød) og udløbet (blå) i 2007.

Egå Engsø foråret 2007
Iltmætning (%) i ind- og udløb



Referencer

- Aarestrup, K. & Jepsen, N. **1996**. Arbejdsrapport om smoltvandring i Tange Sø 1996, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri, Silkeborg
- Aarestrup, K., Jepsen, N., Rasmussen, G. & Økland, F. **1999**. Movement of two strains of radio tagged Atlantic Salmon (*Salmo salar*) smolts through reservoir. Fisheries Management and Ecology, 1999, 6, side 97-107
- Aarestrup, K. **2001**. Factors affecting the migration of anadromous Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Sea Trout (*Salmo trutta*). Ph.d. afhandling, Aalborg Universitet.
- 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, 2002. Side 95–102
- Aarestrup, K. & Koed, A. **2003**. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. Ecology of Freshwater Fish, 2003, 12, side 169-176.
- Aarestrup, K., Koed, A. & Olesen, T. M. **2006**. Nedstrøms vandring og opstemninger. Fisk & Hav, 2006, nr. 60.
- Aarhus Kommune. **2006**. Endelig afrapportering efter gennemført VMP II vådområdeprojekt. Egå Engsø, Århus Kommune. 6 sider.
- Aarhus Kommune. **2010**. Forslag til Spildevandsplan 2010-2012. Miljøvurdering. Marts 2010. COWI-rapport, 34 sider.
- Aarhus Kommune. **2012**. Egå Engsø - rensningsanlæg, naturperle og rekreative muligheder. Natur og Miljø.
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M. & Miljner, N. J. **2003**. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries Research 62 (2003). Side 143–170
- Arnekleiv, J. V., Urke, H. A., Kristensen, T., Hallerakker, J. H. & Flodmark, L. E. **2004**. Recovery of wild, juvenile brown trout from stress of flow reduction, electrofishing, handling and transfer from river to an indoor simulated stream channel. Journal of Fish Biology, vol. 64, side. 541-552.
- Baglinière, J. L. & Maisse, G. **1999**. Biology and ecology of the brown and sea trout. New York, Springer-Verlag.
- Baktoft, H. **2003**. Udvandring af ørred- (*Salmo trutta*) og laksesmolt (*Salmo salar*) fra Skjern Å 2002. Specialerapport, Biologisk Institut, Århus Universitet

- Baktoft, H., Olsen & K. Aarestrup. **2005**. Notat vedrørende smolttab og forsinkelse ved passage af opstemninger og søer. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg
- Bendit, E., Morrison, P. & Irving, L. **1941**. The blood of the atlantic salmon during migration. Biol. Bull. June 1, 1941, vol. 80, nr. 3. Side 429-440.
- Berg, S. & Hansen, M. **1998**. Genetiske og økologiske anbefalinger for fiskeudsætninger i Danmark. Folder på 9 sider udgivet af Danmarks Fiskeriundersøgelser, Silkeborg
- Boel, M. **2012**. Life history types and strategies Case studies on brown trout (*Salmo trutta*) and alewives (*Alosa pseudoharengus*), involving physiological differences and interspecific interactions. Ph.d. afhandling, DTU Aqua.
- Boel, M. & Koed, A. **2013**. Smolttabet i Årslev Engsø. En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011. DTU Aqua rapport nr. 260-13.
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. **1993**. Timing of Sea-Run Brown Trout (*Salmo trutta*) Migration: Effects of Climatic Variation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Volume 50, Issue 6, pp. 1132-1136
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. **1995**. Date of smolt migration depends on body-size but not age in wild sea-run brown trout. Journal of Fish Biology, 49, side 157-164
- 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, side 867–871
- Bullock, T. H. **1955**. Compensation for Temperature in the Metabolism and Activity of Poikilotherms. Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc. 30, 311-342.
- Carl, J. & Larsen, M. **1994**. Betydning af gedde (*Esox lucius*) og sandart (*Stizostedion lucioperca*) som predatorer på havørred (*Salmo trutta*) smolt under udtrækket fra Bygholm Å og Sø, specialerapport, Biologisk Institut, Århus Universitet
- Carlsen, K. T., Berg, O. K., Finstad, B. & Heggberget, T. **2004**. Diel periodicity and environmental influence on the smolt migration of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in northern Norway. Environmental Biology and Fisheries, 70, side 403-413.
- Carøe, M. **2011**. Plan for fiskepleje i vandløb på Lolland, Falster og Møn. DTU-rapport.
- Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Sørensen, J. & Revsbech, N.P. **1990**. Denitrification in Nitrate-Rich Streams: Diurnal and Seasonal Variation Related to Benthic Oxygen Metabolism. Limnology and Oceanography, Vol. 35, Nr. 3, side 640-651

- Connolly, P. & Petersen, J. **2003**. Bigger Is Not Always Better for Overwintering Young-of-Year Steelhead. *Transactions of the American Fisheries Society* 132. Side 262–274
- Cowx, I. G. **2003**. Interactions Between Fish and Birds: Implications for Management. Hull National Fisheries Institute, University of Hull, UK
- Crisp, D. T. **2000**. Trout and Salmon Ecology, Conservation and Rehabilitation. Blackwell Science.
- Dieperink, C., Pedersen, S. & Pedersen, M.I. **2001**. Estuarine predation on radiotagged wild and domesticated sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts. *Ecology of Freshwater Fish* 10, side 177–183
- Dieperink, C., Bak, B., Pedersen, L., Pedersen, S. **2002**. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as post smolts. *Journal of Fish Biology*, vol. 61, side 848-852
- Ebert, K. M. **2004**. Sammenligning af havørredens (*Salmo trutta* L.) fødevalg i Limfjorden i henholdsvis 1958-63 og 1994-96. Specialerapport, Biologisk Institut, Århus Universitet
- Eiler, J. H. **1990**. Radio transmitters used to study salmon in glacial rivers. *American Society Symposium*, vol. 7, side 364-369
- Elliott, J. M. **1994**. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press.
- Forseth, T. & Jonsson, B. **1994**. The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, 1994, 8, side 171-177
- Fraser, N. H., Metcalfe, N. B. & Thorpe, J. E. **1993**. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Biological Sciences*, Vol. 252, No. 1334, side 135-139.
- Fuiman, L.A. & Magurran, A.E. **1994**. Development of predator defences in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 4, side 145–183
- Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M. & Charnov, E. L. **2001**. Effects of Size and Temperature on Metabolic Rate. *Science*, 21. September 2001, Vol. 293, no 5538, side 2248-2251
- Grant, R., Paulsen, I., Jørgensen, V. & Kyllingsbæk, A. **2002**. Vandmiljøplan II – baggrund og udvikling. Jordbrug og Miljø, 2. DMU- og DJF-rapport.
- Gross, M. R. **1987**. Evolution of Diadromy in Fish. *American Fisheries Society Symposium*, vol. 1, side 14-25.
- Hansen, M. H., Ingvorsen, K. & Jørgensen, B.B. **1978**. Mechanisms of hydrogen sulfide release from coastal marine sediments to the atmosphere. Institute of Ecology and Genetics, University of Aarhus.
- Hansen, J. M. **2000**. Vandmiljøplan II. Genopretning af vådområder. 2. Hydrologi, stofomsætning og opmåling. Miljø- og Energiministeriet / Skov og Naturstyrelsen

- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindås, O. R., Dokk, J. G. & Bremnes, T. **1993**. Homeostatic behavioral responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology*, 1993, 62, side 295-308.
- Hinge-Christensen, S. **2003**. Århus Kommune. Naturprojekt i Egådalen. Forundersøgelse af COWI. 44 sider.
- Hoffmann, C. C., Pedersen, A. B., Jeppesen, E., Amsinck S. L. & Clausen, P. **2004**. Vådområder 2004. Faglig rapport fra DMU, nr. 518
- Hoffmann, C. C., Pedersen, A. B., Jeppesen, E., Amsinck S. L. & Clausen, P. **2006**. Overvågning af Vandmiljøplan II vådområder 2005. Faglig rapport fra DMU, nr. 576, 2006
- Hutchison, M. J. & Iwata, M. **1998**. Effect of thyroxine on the decrease of aggressive behaviour of four salmonids during the parr-smolt transformation. *Aquaculture*, vol. 168, udgave 1-4, side 169-175.
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P. & Alfredsen, K. **2007**. Life In The Ice Lane: The Winter Ecology Of Stream Salmonids. *River Research and applications*, 23, side 469-491.
- Hvidsten, N. A., Jensen, A. J., Vivas, H., Bakke, Ø. & Heggberget, T. G. **1995**. Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. *Nordic Journal of Freshwater Research* 70, side 38–48
- Ingvorsen, K., Jørgensen, B.B. **1979**. Combined measurement of oxygen and sulfide in water samples. *Limnol. Oceanogr.* 24 (2), 1979, side 390-393.
- Jacobsen, L. **2005**. Otter (*Lutra lutra*) predation on stocked brown trout (*Salmo trutta*) in two Danish lowland rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 14 (1), s. 59-68.
- Jensen, J. P., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. **1995**. Ferske Vandområder - søer. DMU-rapport nr. 176. 96 sider.
- Jensen, J. P., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. **1997**. Ferske Vandområder - søer. DMU-rapport nr. 211. 106 sider.
- Jensen, K. S. **2004**. Økologi og Biodiversitet – overordnede mønstre for individer, bestande og økosystemer. Gads Forlag.
- Jepsen, N., Aarestrup, K. & Rasmussen, G. **1997**. Smoltdødeligheder i Tange Sø. Undersøgt i foråret 1996. DFU-rapport nr. 32-97. 36 sider.
- Jepsen, N. & Bregnballe, T. **2003**. Skarver og fisk. *Fisk og Hav*, vol. 56, side 5-11.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E. B. & Baras, E. **2002**. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia* 483, side 239–248.

- Jepsen, N., Schreck, C., Clements, S. & Thorstad, E. B. **2003**. A brief discussion on the 2% tag/bodymass rule of thumb. Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Rome, FAO/COISPA. 295 sider.
- Jepsen, N. & Skov, Christian. **2010**. Hvordan klarer fiskene sig gennem vinteren? Artikel på fiskepleje.dk, 15-mar-2010.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. **2011**. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Habitat as a Template for Life Histories. Springer. Side 138-140.
- Jørgensen, J., Bisgaard, J., Holdensgaard, G. & Rasmussen, G. **1996**. Foreløbig rapportering: Nedstrøms smoltpassage gennem Holstebro Vandkraftsø 1992 og 1993. Teknisk notat. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri, Rinkjøbing Amt, FOS-Laks Laksehallen.
- Kirby, J. S., Holmes, J. S. & Sellers, R. M. **1996**. Cormorants *Phalacrocorax carbo* as fish predators: An appraisal of their conservation and management in Great Britain. Biological Conservation, Volume 75, Issue 2, side 191-199.
- Klemetsen, A., Amundsen, P-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M. F. & Mortensen, E. **2003**. Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*) and Arctiv charr (*Salvenus alpinus*): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish, vol. 12, no. 1, side 1-59.
- Koed, A. **1993**. Aspekter af geddes (*Esox lucius* L.) og sandarts (*Stizostedion lucioperca* L.) fødebiologi. Specialerapport. Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Koed, A., Rasmussen, G. & Berg, S. **2003**. Oversvømmede enge og lavvandede søer. Anbefalinger fra DFU, tilgængelige på www.fiskepleje.dk.
- Koed, A. **1995**. Status over fiskebestanden i Skjern Å's hovedløb med hovedvægt på ørred- og laksesmoltdutrækket fra Skjern Å. IFF-rapport nr. 35, Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg.
- Koed, A., Rasmussen, G. & Rasmussen, E. B. **1997**. Havørredbestandene i Odense Å og Stavigs Å systemerne i relation til Fynsværket. DFU-rapport nr. 29-97.
- Koed, A. **2000**. River dwelling piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.): some biological characteristics and their ecological consequences. Ph.D.-afhandling, Københavns Universitet.
- Koed, A., Deacon, M., Aarestrup, K. & Rasmussen, G. **2004**. Overlevelsen af laksesmolt i Karlsgårde Sø i foråret 2004. DFU-rapport 145-05.
- Koed, A. & Mikkelsen, J. **2005**. Smoltdødelighedsundersøgelse i Egå foråret 2005. Notat, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri. 12 sider.

- Koed, A. & Mikkelsen, J. **2006**. Undersøgelse af smoltdødeligheden i Egå foråret 2006. Notat, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri. 14 sider.
- Koed, A. & Mikkelsen, J. **2007**. Undersøgelse af smoltdødeligheden i Egå foråret 2007. Notat. Danmarks Tekniske Universitet, Sektion for Ferskvandsfiskeri. 19 sider.
- Kristiansen, H. & Rasmussen, G. **1993**. Havørredens vandringsruter. IFF-rapport nr. 23. Institut for ferskvandsfiskeri og fiskepleje, Silkeborg, 64 sider.
- Kristoffersen, K., Halvorsen, M. & Jørgensen, L. **1994**. Influence of Parr Growth, Lake Morphology, and Fresh-Water Parasites on the Degree of Anadromy in Different Populations of Arctic Char (*Salvelinus-Alpinus*) in Northern Norway. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51, side 1229-1246.
- L' Abée-Lund, J. H., Jonsson, B., Jensen, A. J., Sættem, L. M., Heggberget, T. B., Johnsen, O. B & Naesje, T. F. **1989**. Latitudinal Variation in Life-History Characteristics of Sea-Run Migrant Brown Trout *Salmo trutta*. Journal of Animal Ecology, 58, side 525-542.
- Madsen, B. L. **1989**. Vandløbene og deres omgivelser. Geografisk Tidsskrift, Bind 89.
- Madsen, V. **1998**. Fiskehejren (*Ardea cinerea*) som prædator – generelt og i relation til ørredsmolt (*Salmo trutta*). DFU-rapport nr. 59-98.
- Madsen, S. & Nielsen, C. **2010a**. www.fiskepleje.dk Smoltifikation hos havørred, *Salmo trutta*. Opd. d. 15-sep-2010.
- Madsen, S. & Nielsen, C. **2010b**. www.fiskepleje.dk For smolt er timing alt. Opd. d. 15-sep-2010.
- Mathiesen, G. B. **2003**. Udvikling i landbrugets næringsstoffab og effekt på vandmiljøet. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. DMU.
- Mikkelsen, J. S. **2011**. Plan for fiskepleje i mindre vandsystemer i området mellem Sandbjerg Vig, nord for Juelsminde og Kalø Vig (Århus Bugt), Distrikt 13, vandsystem 1-24. Se desuden www.fiskepleje.dk.
- 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 (1998), Volume: 168, Issue: 1-4, Pages: 57-68.
- Munk, K. & Thomsen, J. **1995**. Udtræk af blankål, *Anguilla anguilla* L., udsatte laksesmolt, *Salmo salar* L., opstrøms passage af fisk ved Vestbirk Vandkraftsanlæg, samt aspekter af rov-fiskebestanden i Øvre Gudenå. Specialrapport, Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Murchie, K. J., Cooke S. J. & Schreer J. F. **2004**. Effects of radio transmitters antenna length on swimming performance of juvenile rainbow trout. Ecology of Freshwater Fish, vol. 13 (4), side 312-316.

- Nielsen, J. **1994**. Vandløbsfiskenes verden – med biologen på arbejde. G. E. C. Gads Forlag, København.
- Nielsen, J. **1997**. Smoltvandring hos laks (*Salmo salar*) og havørred (*Salmo trutta*) i vandløb og søer. Cowi rapport som arbejdsgrundlag for Skjern Å naturprojektet. Side 1-39.
- Nielsen, J. **2004**. Fiskene i Gudenåens vandløb. Statusrapport 2004. Gudenåkomiteen – rapport nr. 23, maj 2004.
- Nielsen, J. **2005**. Ørredsmoltens vandring forbi tre dambrug i Åresvad Å, Viborg Amt, foråret 2005. Rapport. 18 sider.
- Nielsen, J. **2008**. Havørreden i Giber Å, Egå og Århus Å. Rådgivningsrapport for Aarhus Kommune af konsulentfirmaet BIOTOP. 30 sider.
- Nielsen, M. K., Krogh, S. & Kirkegaard, J. **2008**. Vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser af udvidelser af husdyrbrug. N og P udvaskning til Århus Bugt – slutrapport. Niras rapport. 40 sider.
- Nielsen, J. & Sivebæk, F. **2011**. Sådan laver man en gydebanke rigtigt. Vejledning af DTU Aquas fiskeplejekonsulenter.
- Olesen, T. M. & Aarestrup, K. **2006**. Fisks vandring forbi opstemninger i vandløb. Vand og Jord, 13. årgang, nr 4. december 2006, side 142-146.
- Olsson, I. C., Greenberg, L. A. & Eklöv, A. **2001**. Effect of an Artificial Pond on Migrating Brown Trout Smolts. North American Journal of Fisheries Management. Volume 21, 3. udgave, side 498-506.
- Ojanguren, A. F. & Brana, F. **2003**. Thermal dependence of embryonic growth and development in brown trout, Journal of fish biology [0022-1112] 2003 vol 62 udgave 3 side 580 -590.
- Osterdahl, L. **1969**. The smolt run of a small Swedish river. *In* Salmon and trout in streams. Edited by T.G. Northcote. H.R. MacMillan lectures in fisheries, University of British Columbia, Vancouver, B.C. side 205–215.
- Plesner, T. **1994**. Udtræk af ørredsmolt (*Salmo trutta*) og nedstrøms passage af fisk ved Vestbirk Vandkraftanlæg på Gudenåen, specialerapport, Biologisk Institut, Århus Universitet.
- Rasmussen, K. F. **2005**. 2 års rekruttering af gedder (*Esox lucius* L.) i en nydannet sø: Bestandsdynamik og interaktioner med tilhørende vandsystemer. Specialerapport. Afd. for Marin Økologi, Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Rasmussen, K. & Koed, A. **2005**. Smoltdødeligheder i Årslev Engsø, en nydannet Vandmiljøplan II-sø, og Brabrand Sø i foråret 2004. DFU-rapport 139-05. 30 sider.
- Rasmussen, G. **2012**. www.fiskepleje.dk Ørred. Opd. d. 17-jan-2012.
- Regeringen **2004**. Vandmiljøplan III 2004. Udgivet af Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

- Regeringen. **2009**. Grøn Vækst. Udgivet af Miljøministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet.
- Reynolds, W. W., Casterlin, M. E. **1978**. Thermoregulatory behavior of brown trout, *Salmo trutta*. *Hydrobiologica*, Volume 62, Number 1, 79-80.
- Riley, W. D. **2007**. Seasonal downstream movements of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) with evidence of solitary migration of smolt. *Aquaculture*, 273, side 194-199.
- Roberts, L. J., Taylor, J., Gough, P. J., Forman, D. W. & Garcia de Leaniz, C. **2009**. Night stocking facilitates nocturnal migration of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Fisheries Management and Ecology*, 2009, 16, side 10-13.
- Serrano, I., Larsson, F. & Eriksson, L. **2009**. Migration performance of wild and hatchery sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts—Implications for compensatory hatchery programs. *Fisheries Research* 99, 2009. Side 210–215.
- Sivebæk, F. **2012**. www.fiskepleje.dk. Har du fanget en fisk med et mærke? Opd. 17-jan-2012.
- Sivebæk, F. **2012b**. www.fiskepleje.dk. Opdræt af fisk til udsætning. Opd. 15-maj-2012.
- Sparevohn, C. R. & Nielsen, J. **2011**. www.fiskepleje.dk. Lystfiskere og fritidsfiskere i Danmark hjemtager 300.000 havørreder årligt - men fiskeriet kan blive bedre. Opd. 14-dec-2011.
- Spigarelli, S. A., Thommes, M. M., Prepejchal, W. & Goldstein, R. **1983**. Selected temperatures and thermal experience of brown trout, *Salmo trutta*, in a steep thermal gradient in nature. *Environmental Biology of Fishes*, Volume 8, Number 2, 137-149.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.). **1998**: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Sundell, K. Dellefors & C. Björnsson, B. **1998**. Wild and hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, differ in smolt related characteristics during parr–smolt transformation. *Aquaculture*, Vol. 167, udg. 1-2, side 53-65.
- Thorpe, J.E., & Morgan, R.I.G. **1978**. Periodicity in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. smolt migration. *J. Fish Biol.* 12: 541–548.
- Ugedal, O., Finstad, B., Damsgård, B. & Mortensen, A. **1998**. Seawater tolerance and downstream migration in hatchery-reared and wild brown trout. *Aquaculture*, vol. 168, udg. 1-4, side 395-405.
- Vestergaard, K., Larsen, T. & Frier, J. O. **1991**. Q-h kurver for grødefyldte vandløb. Aalborg Universitetscenter, Laboratoriet for Hydraulik og Havnebygning.
- Vogel, S. **2003**. *Comparative Biomechanics. Life's Physical World*. Princeton University Press
- Waagepetersen, J., Grant, R., Børgeesen, C. D. & Iversen, T. M. **2008**. Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Udarbejdet af Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser.
- Wetzel, R. G. **2001**. *Limnologi – Lake and River Ecosystems*. 3. udg. Academic Press.

Wind, P. & Pihl. S. **2010**. Den danske rødliste. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2004 <http://redlist.dmu.dk>. Opd. apr-2010.

Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A. J. & Hansen L. P. **1992**. Is there a Threshold Size Regulating Seaward Migration of Brown Trout and Atlantic Salmon. Journal of Fish Biology, 1993, 42, side 541-550.

Hjemmesider:

DOF basen (info om toppet lappedykker):

<http://www.dofbasen.dk/ART/art.php?art=00090>

Naturstyrelsen (info om vådområder):

<http://www.sns.dk/landhav/vandmilplan/sns-web/haefte2/haefte2.htm>

Naturstyrelsen 2011 (kvælstoffjernelse og opholdstid):

<http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Naturprojekter/Projekttyper/Vandprojekter/Viden/Naeringsstoffer/Kvaelstoffjernelse/>

Forskningsformidling fra DTU Aqua:

www.fiskepleje.dk

Fugle og Natur – Danmarks artsportal, observationer i 2012:

<http://www.fugleognatur.dk/lokalitet.aspx?id=25891>

Fugle og Natur – Danmarks artsportal, artsliste for området:

<http://www.fugleognatur.dk/lokalitet.asp?mode=unik&ID=25891>

Vejle.dk – info om Omme Å-projektet:

<http://www.vejle.dk/Borger/Natur-og-mgtiljoe/Naturprojekter/Omme-Aadal.aspx>

Kolofon

Egå Engsø - tab af havørredsmolt i en Vandmiljøplan II-sø

Af Martin Kristensen, Anders Koed og Jørgen Skole Mikkelsen

Januar 2014

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 276-2014

ISBN 978-87-7481-182-4

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Egås udløb fra Engsø. I forgrunden mellem de to pæle ses en PIT-antenne, som registrer alle mærkede fisk, som svømmer ud af søen. Foto: Jes Dolby.

Reference: Kristensen, M., Koed, A. & Mikkelsen, J. S. 2014. Egå Engsø - tab af havørredsmolt i en Vandmiljøplan II-sø. DTU Aqua-rapport nr. 276-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 58 pp + bilag.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studentspecialer, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Tlf: 35 88 31 00

aqua@aqua.dtu.dk
www.aqua.dtu.dk