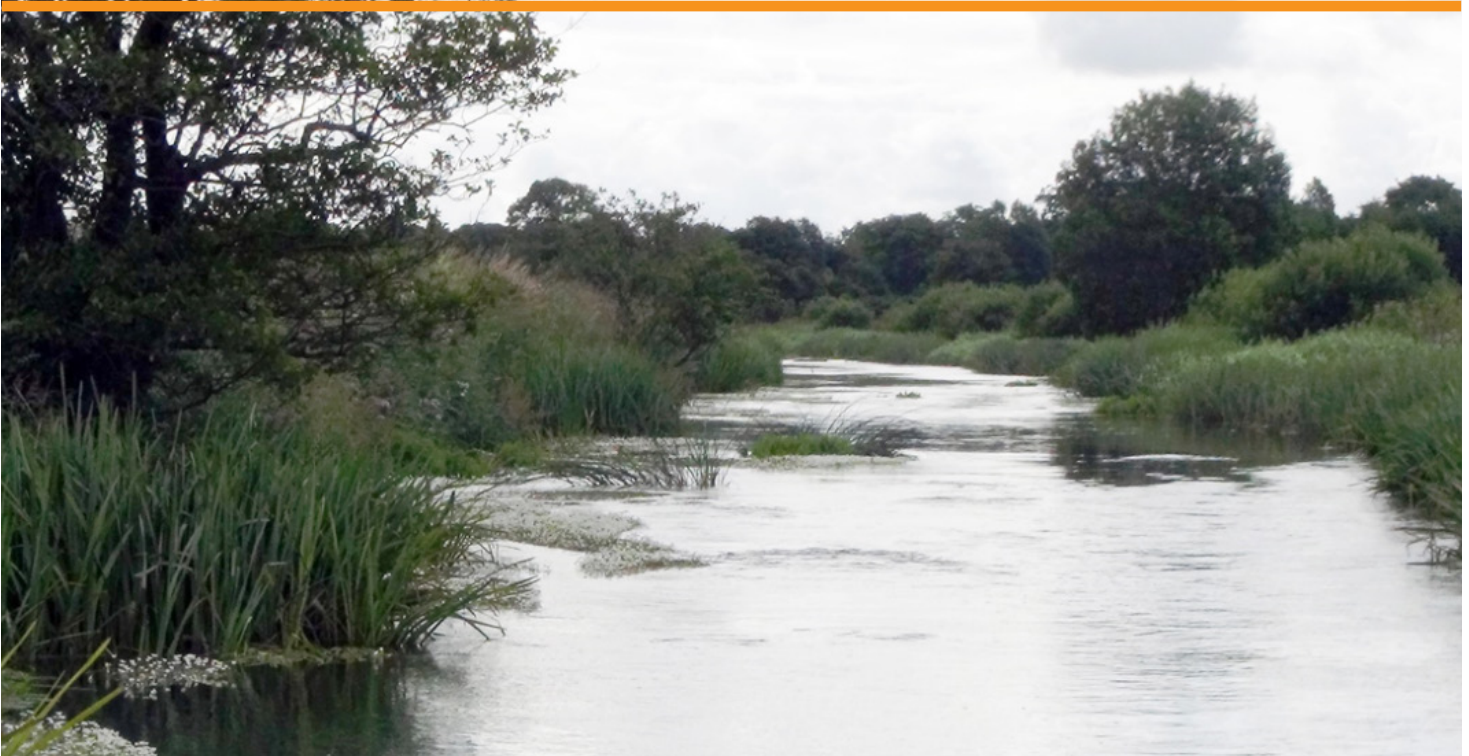


Laksebestanden i Ribe Å 2014



DTU Aqua-rapport nr. 313-2016

Af Stig Pedersen, Anders Koed,
Kim Aarestrup, Niels Jepsen,
Finn Sivebæk og Kim Iversen

Laksebestanden i Ribe Å 2014

DTU Aqua-rapport nr. 313-2016

Af Stig Pedersen, Anders Koed, Kim Aarestrup, Niels Jepsen og Finn Sivebæk, DTU Aqua og Kim Iversen, Danmarks Center for Vildlaks

Kolofon

Titel	Laksebestanden i Ribe Å 2014
Forfattere	Stig Pedersen, Anders Koed, Kim Aarestrup, Niels Jepsen og Finn Sivebæk, DTU Aqua og Kim Iversen, Danmarks Center for Vildlaks
DTU Aqua-rapport nr.	313-2016
År:	Maj 2016
Reference:	Pedersen S., Koed A., Aarestrup K., Jepsen N., Sivebæk F. & Iversen K. Laksebestanden i Ribe Å 2014. DTU Aqua-rapport nr. 313-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 88 pp. + bilag
Forside	Fladså nedstrøms Gram. Foto: Stig Pedersen.
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Vejlshøjvej 39, 8600 Silkeborg
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-226-5

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	7
Indledning.....	10
Laksens livscyklus.	10
Laks i Danmark	11
Genopretning af bestandene	11
Ribe Å.....	11
Monitering af bestanden	13
Laksens habitatkrav.....	14
Udsætninger af laks i Ribe Å	15
Formål.....	17
Metode.....	18
Registrering af habitatdata i vandsystemet.....	19
Habitatkvalitet for ½-års laks.....	21
Model for habitatkvalitet og fiskebestand.....	24
Befiskninger, forekomst og tæthed af laks.....	30
Beregning af samlet bestand af lakseungfisk.....	31
Sammenhæng mellem yngeltæthed, smoltproduktion og gydebestand.....	32
Resultater.....	36
Fangster og størrelsessammensætning.....	36
Forekomst og tætheder af laks.....	38
Sammenligning af tætheder 2012 – 2014.....	39
Habitat og bestandstæthed	40
½-års laks.....	40
1 års og ældre laks	41
Teoretisk maksimale tætheder	43
Bestandsstørrelse.....	45
Sammenhæng mellem vandløbets bestand af unglaks, smoltproduktion og gydebestand.....	47
Sammenhæng mellem gydebestand, antal æg og antal ½-års laks	48
Sammenhæng mellem smoltproduktion og gydebestand	49
Produktivt areal og produktion pr arealenhed	52
Prognose for laksebestanden	52

Diskussion.....	54
Modellen.....	54
Beregning af den samlede bestand.....	57
Scores.....	58
Fordele og ulemper ved modellen.....	58
Tætheder og udbredelse af lakseungfisk.....	60
Påvirkning af tætheder.....	62
Udbredelse og spredning.....	63
Samlet bestandsstørrelse.....	65
Observerede vs potentielle tætheder.....	65
Smoltproduktion.....	66
Return rate.....	67
Gydebestand.....	69
Fekunditet og ægoverlevelse.....	70
Sammenhængen mellem de enkelte faktorer.....	71
Prognose og bestandens tilstand i relation til forvaltningsplanen for laks.....	72
Mulige tiltag til styrkelse af bestanden.....	73
Tiltag som kan overvejes for at øges laksebestanden i Ribe Å, herunder tiltag til at styrke vidensgrundlaget for lakseforvaltningen:.....	75
Tak.....	76
Litteratur.....	76
Appendiks 1 Elfiskestationer 2014	
Appendiks 2 Oversigt over stationer elbefisket i efteråret 2014	
Appendiks 3 Tætheder af laks og ørred på stationer i Ribe Å befisket september 2014	
Appendiks 4 Tætheder af 0+ vilde laks september 2014	
Appendiks 5 Tæthed af ældre vild laks september 2014	
Appendiks 6 Tæthed af udsatte laks september 2014	
Appendiks 7 Tæthed af 0+ ørred september 2014	
Appendiks 8 Tæthed af ældre ørred september 2014	
Appendiks 9 Forhold tæthed 0+ ørred 0+ laks september 2014	
Appendiks 10 Forhold tæthed ældre ørred, ældre vild og udsat laks	
Appendiks 11 Tætheder af 0+ laks 2012	
Appendiks 12 Laksetætheder observeret ved elektrobefiskninger ved forskellige Lakse Habitat Score (LHS) værdier	

Sammenfatning

I denne rapport vurderes tilstanden for laksebestand i Ribe Å systemet i 2014.

Habitatforholdene i vandløbet blev opmålt i juni og september 2014 på i alt 100 km vandløbsstrækning, dels otte længere strækninger der blev gennemsejlet og én strækning hvor forholdene er opmålt i anden sammenhæng (71 km), dels strækninger op- og nedstrøms 78 stationer (29 km) fra DTU Aquas Plan for Fiskepleje i Ribe Å, 2013.

Ved habitatopmålingen blev der for ensartede vandløbsstrækninger registreret vandløbsbredde (min, middel, maks.), dybde (middel, maks.), gennemsnitlig strømhastighed, substratets relative sammensætning (silt/fint organisk materiale, grovere organisk materiale, tørv, ler, sand, grus, sten, grene/træer), vandløbsvegetation (% dækning), forekomst og type af skjul, typen af forløb (pool, jævnt forløb, stryg), karakter af brinkvegetation og graden af beskygning herfra).

Habitatvariablerne *strømhastighed*, *substrat*, *dybde*, *vandløbsbredde*, *vegetationsdække* og *beskygning* blev anvendt i en model der beskriver laksetætheder og bestand i forhold til habitatkvaliteten. Variablerne blev hver tildelt en score mellem 0 (dårligst) og 2 (bedst) (dog 0- 3 for variabelen substrat) afhængig af kvaliteten af denne for ½-års og for ældre lakseungfisk. Scoreværdierne er baseret på publicerede præference kurver og litteraturværdier.

Ud fra disse er der beregnet en samlet habitatscore (Lakse Habitat Score, LHS) ved addition af scoreværdierne: $LHS = \text{strømhastighed} + \text{substrat} + \text{dybde} + \text{vandløbsbredde} + \text{vegetationsdække} + \text{beskygning}$. Den maksimale LHS værdi der angiver helt ideelle forhold for ½-års, hhv. ældre lakseungfisk er altså 13. Baseret på habitatforholdene på de opmålte vandløbsstrækninger blev disse inddelt i 4 LHS Grupper (0 – 3).

Yderligere 160,5 km vandløbsstrækninger der ikke blev opmålt, men som er tilgængelige for laks blev, baseret på luftfotos og lokal information, på samme måde inddelt i LHS Grupper.

Baseret på tætheder af ½-års hhv. 1 års og ældre laks på 101 elfiskede stationer (25 i Ribe Å i 2014, 26 i Ribe Å i 2012 og 50 stationer fra Skjern Å befisket i 2013 (Stationerne i Skjern Å blev taget med for at øge antallet af stationer) blev der etableret en sammenhæng mellem fisketæthed og habitatkvalitet (LHS Gruppe). Ved ekstrapolation af tæthederne for hver LHS Gruppe til hele vandløbet blev de samlede bestandsstørrelser for ½-års, hhv. ældre vilde laks og udsatte (finneklippede) laks beregnet for (1) vandløbsstrækninger hvor der blev observeret laks, (2) strækninger hvor der med stor sandsynlighed fandtes laks og herudover (3) strækninger hvor der potentielt kan forekomme laks, men hvor der sandsynligvis ikke fandtes laks på undersøgelsestidspunktet.

De maksimalt mulige tætheder af ½-års laks blev beregnet i forhold til habitatkvaliteten (LHS Gruppe), på baggrund af data fra en separat undersøgelse hvor der i maj måned 2014 blev udsat helt unge laks i høj tæthed (gennemsnitlængde 2 cm, 462-686 stk. 100 m²) på 12 områder med forskellig habitatkvalitet. Baseret på disse resultater blev den maksimalt mulige laksebestand, målt som ½-års laks, i hele vandsystemet beregnet.

Gydebestandens størrelse blev undersøgt ved mærkning-genfangst i 2009 og 2012. Ved at sammenholde lystfiskerfangsterne med bestanden i 2014 blev gydebestanden estimeret for årene 2010, 2011, 2013 og 2014. Ved anvendelse af litteraturværdier for fekunditeten (antal æg i hver

hunfisk), gydebestanden og dennes størrelsesfordeling i 2013, samt kønsfordelingen blev antallet af æg gydt i 2013 estimeret. Overlevelsen fra ægstadiet til ½-års laks blev estimeret fra det estimerede antal æg og den beregnede bestand af ½-års laks. Det forventede antal smolt der ville udvandre fra vandløbet i foråret 2015 blev beregnet ud fra bestandsstørrelsen i efteråret 2014 og fra litteraturværdier for andelen af denne bestand der smoltificerer. Endelig blev antallet af voksne laks som det forventes disse vil resultere i beregnet ud fra litteraturværdier for havoverlevelsen.

Bestanden af vilde ½-års udgjorde ca. 120.000 (111.700 – 130.700) (95 % C.L.), bestanden af 1 års og ældre vilde laks 30.600 (22.100 – 39.100) og udsatte 1 års og ældre laks 3.720 (2.100 – 4.890).

Den beregnede maksimalt mulige bestand af ½-års laks i de områder hvor det blev konstateret eller antaget at der var laks i 2014 udgør 365.400 stk. (342.000-388.600). Den aktuelle rekruttering var altså ca. 33 % af den teoretisk maksimale. Forudsat at der er tilstrækkelige gydemuligheder, dvs. passende mængde og kvalitet af gydebanker, er bestanden af ungfisk og produktionen af smolt, og dermed laksebestanden i Ribe Å som sådan, p.t. begrænset af antallet af gydefisk.

Den beregnede maksimalt mulige bestand i hele vandløbet er 971.900 (909.500-1.034.300) ½-års laks.

Gydebestanden i vandløbet i 2013 (der er forældregenerationen til ½-års laks i 2014) udgjorde 584 (388-780) laks. Heraf var ca. 60 % hunfisk, som det beregnes vil have gydt 2,5 (1,6-3,2) millioner æg. Cirka 40 % var udsatte laks.

Med en bestand på 120.000 ½-års laks i efteråret 2014 svarer dette til en overlevelse på 4,8 (3,4-8,2) % fra gydning og frem til ½-års stadiet (september).

Den beregnede smoltudvandring i 2015 er, på basis af disse tal, beregnet til totalt 41.800 (38.100-45.800) med en udvandring på 20 % af bestanden af ½-års og ældre laks i åen. Dette tal inkluderer både vilde og udsatte laks, herunder ½-års laks udsat i efteråret 2014 og 1 års laks udsat foråret 2015. Antallet af smolt fra naturlig produktion er beregnet til 30.200 (26.700-33.900).

Antallet af opgangslaks fra naturlig produktion i åen beregnes til 710 (639 – 806) laks, ved 20 % smoltifikation og en havoverlevelse for grilse på 4,4 % og 1,8 % for MSW laks (litteraturværdier for havoverlevelsen). De udsatte laks forventes tilsvarende at resultere i en opgang på 204 (201-210) laks ved en havoverlevelse på 1,8 % uanset havalder. Ved en mere konservativt antaget smoltifikation på 9 % er de tilsvarende tal 404 (344-465) laks af vild herkomst og 114 (110-119) fra udsætningerne.

En prognose for laksebestanden viser således, at den uden udsætninger, kun i bedste fald vil vokse langsomt. Imidlertid er der efter undersøgelsen etableret bedre passage til betydelige områder med egnede gyde og opvækstforhold og dette forventes at bidrage positivt til bestanden.

Bestanden vil kunne styrkes på en række forskellige måder. Langsigtet kan gyde- og opvækstmulighederne forbedres ved at øge områderne der er egnede til gydning, især hvor der også er habitater der er egnede for laks i de første måneder efter klækning. Passageforholdene i Ribe by kan forbedres. Da det vurderes at laksebestanden er begrænset af gydebestands størrelse, kan den vilde bestand styrkes f.eks. ved at reducere kvoten der må hjemtages og dermed reducere fiskeridødeligheden. Overlevelsen frem til smoltudvandring kan forbedres bl.a.

ved at øget antallet af skjul, hvor det formentlig vil have størst effekt at udlægge sten, der er vigtige som skjul i vinterperioden. Endelig kan udsætningerne fortsættes og evt. øges.

Uanset hvilke tiltag der gennemføres i vandløbet, vil havoverlevelsen, der i de fleste Europæiske laksevandløb har været vigende i de senere år, være en vigtig faktor der påvirker bestandsstørrelsen.

Summary

This report evaluates the status of the salmon population in Ribe Å in western Jutland 2014.

River habitat was measured in June and September 2014 on a total of 100 km river length, nine longer stretches in different parts of the river were measured sailing downstream (71 km) and shorter sections up- and downstream 78 sites that are routinely monitored with 8 year intervals (29 km).

Habitat variables: width (min., mean, max.), depth (mean, max.), dominant water velocity, relative substrate composition (silt/fines, coarse organic material, peat, smooth clay, sand, gravel, stone, roots, LWD), in-stream vegetation (% cover), occurrence and type of shelter, section characteristic (pool, run, riffle), river bank vegetation (including estimated shading water surface from this), were recorded for homogenous river sections.

The habitat variables *water velocity*, *substrate*, *depth*, *river width*, *in-stream vegetation cover* and *shade* were used in a model describing salmon habitat quality and fish densities in relation to this. Each variable was assigned a score between 0 (worst) and 2 (3 for the variable *substrate*) (best) depending on the quality for 0+ and older salmon parr. Score values were based on published suitability curves and literature descriptions.

A measure of the overall habitat value for salmon (Salmon Habitat Score, LHS) was found by the addition of score values: $LHS = \text{water velocity} + \text{substrate} + \text{depth} + \text{river width} + \text{vegetation cover} + \text{shade}$. I.e. maximum score is 13 for optimal conditions.

LHS values were further combined into four *LHS Groups* (0 – 3).

Each of the measured river sections were, based on the measured habitat values, assigned an LHS Group value.

On additionally 160.5 km river length accessible for salmon, habitat quality was not measured. Based on aerial photographs and local information, quality was estimated and these were also assigned an LHS Group value.

Based on densities of 0+ and older parr on 101 sites (25 in Ribe Å 2014, 26 in Ribe Å electrofished in 2012, and, in addition 50 sites in another salmon river (Skjern Å) were included in order to increase the number of datasets) a relation between quality (LHS Group) and density was established. By extrapolating density values for each LHS Group to the entire river, an estimate of the total salmon population was obtained. However, since fishing in River Ribe Å did not cover all parts and salmon were not encountered on all fished sites, a distinction between parts of the river where (1) the presence of salmon was confirmed at the electrofishing, (2) salmon were very likely

to be present (but where fishing had not been carried out), and, (3) parts of the river most likely without any salmon at the moment, but where salmon potentially can occur.

From a separate study where 12 sites of varying habitat quality in late spring (2014) were stocked with very high densities of salmon fry (average length 2 cm, 462-686 fry 100 m²), the theoretically maximal density of salmon 0+ parr at different quality levels was calculated.

Based on these data the theoretical maximal population number for the three sections (1-3 above) was calculated.

The number of spawners was calculated by mark – recapture in the autumn 2009 and 2012. Relating anglers catch in 2012 to the estimated population, the spawning population was estimated for the years 2010, 2011, 2013 and 2014. The number of eggs shed in the river in 2013 was estimated, based on number of spawners, sex ratio, size composition and fecundity. The survival from egg to 0+ (September) was estimated from the calculated egg number in 2013 and the number of 0+ salmon in the autumn 2014. The number of smolts expected to leave the river in spring 2015 was estimated using literature values of the smoltification-rate. Finally the expected number of returning adults from the smolt run was calculated as a prognosis for the population.

The entire population of wild 0+ parr was estimated to be 120 000 (111 700 – 130 700) (95% C.L.), and the population of >0+ parr 30 600 (22 100 – 39 100). In recent years the river has been stocked with an average of 30 – 40 000 ½ year old and 40 000 one year old fin clipped parr and the number of these present in the river was estimated to be 3 720 (2 100 – 4 890).

The estimated theoretical maximal population of 0+ salmon in the areas likely to hold salmon in 2014, was 365.400 (342.000-388.600), indicating recruitment in 2013 to be at around 33% of what is needed to reach maximal production in this area.

In the entire system the theoretical maximal population size was estimated to be 971 900 (909 500-1 034 300) 0+ parr.

The calculated spawning population in 2013 was 584 (388-780) salmon after anglers catches (59) and salmon taken out for rearing (104). Approx. 40% of these were released salmon and 60% were female. This population is estimated to have spawned 2.5 (1.6-3.2) mill. eggs. With an estimated population of 120 000 0+ parr in 2014, the survival from spawning to 0+ is estimated 4.8 (3.4-8.2)%.

Including releases of 0+ parr in the autumn 2014 and 1+ parr in spring 2015 the number of smolt emigration from the spring 2015 is estimated to be 41 800 (38 100-45 800). Smolt production from the wild population of 0+ and older parr is estimated to 30 200 (26 700-33 900), assuming 20% smoltification. Assuming a 9% smoltification the smolt estimate is 23 500 (20 800-26 400) and from these 17 000 (14 500-19 600) are naturally produced.

The present productive area was 57 ha, and the smolt production pr. 100 m² estimated to be 5.2 (4.7-5.9) (smoltification 20% of the population of 0+ and 1+ parr) and 2.9 (2.5-3.4) (smoltification 9%).

The naturally produced smolts are estimated to result in 710 (639-806) spawners in future spawning runs (assuming 20% smoltification), 4.4% sea survival for grilse and 1.8 sea survival for

multi sea winter salmon). Released salmon are expected to contribute with 204 (201-210) salmon (20% smoltification and 1.77% sea survival). With 9% smoltification, wild parr is expected to result in 404 (344-465) salmon and released parr in 114 (110-119) salmon.

Based on these numbers, the future development of the wild population still seems uncertain, and the population would only in the best be able to expand slowly. While passage of the lowermost barrier in the river is still not optimal, recent restoration projects further upstream have improved the accessibility to larger up-stream areas suitable for spawning and rearing, and this is expected to contribute positively to the development of the population.

The population could be enhanced also through active management in a number of ways. Possibilities for spawning can be increased and suitable nursery areas for the younger stages ensured through restoration projects. Passage of the one remaining migration obstacle could be improved. Since the salmon population is presently limited by the number of spawners, natural production can be increased through reduction of the fishing mortality in the river (presently the quota is approx. 10% of the estimated spawning run). Finally releases can be continued (and possibly increased).

Irrespective of actions taken in the river, the development of the population will ultimately also depend on the sea survival like all other salmon populations in Western Europe.

Indledning

Denne rapport udgør en del af afrapporteringen for fiskeplejeprojektet 'Forvaltningsplan for vestjyske laks - bestandsudvikling og opfyldelse af målsætning om selvreproduktion (DTU Aqua projektnummer 38257)' samt projektet 'Ferskvandshabitater for laksefisk (projektnummer 38256)'.

Den Atlantiske laks er i Europa udbredt fra det nordlige Portugal over Norge til det nordvestlige Rusland, inklusiv Island. Der er særskilte bestande i Østersøen og få bestande der er begrænset til isolerede ferskvandsområder. Herudover findes laksen i den nordøstlige del af Nordamerika mellem Hudson Bugten og Connecticut samt i Grønland.

Igennem en lang årrække er laksen gået stærkt tilbage i hele sit udbredelsesområde og mange bestande er uddøde (Limburg og Waldman 2009).

I Danmark viser statistikker over laksefangsterne, f.eks. for Skjern Å, en jævn tilbagegang fra ca. år 1900 frem til sidst i 1970'erne. Herefter var fangsterne næsten ikke-eksisterende frem til midt 80'erne hvorefter forvaltningsmæssige tiltag som udsætninger, restriktioner i fiskeriet og fjernelse af opstemninger medførte at der blev fanget flere laks (Baktoft og Koed 2005).

Laksens livscyklus

Den Atlantiske laks gyder i vandløb inden for perioden oktober - februar i områder med god til frisk strøm og gruset/stenet bund. Æggene graves ned i sedimentet, hvor de i løbet af vinteren og foråret udvikler sig og klækker i april-maj. I dette stadie kræver laksene et passende groft sediment, hvor gennemstrømningen af vand sikrer et højt iltindhold. Efter klækning i det tidlige forår opholder de små laks sig kort tid i gruset, inden de bevæger sig op i selve vandløbet, hvor de straks spreder sig og etablerer territorier. Spredningen er for langt den største del af den spæde yngel begrænset til nærområdet.

I den meget tidlige fase efter yngelen er kommet op af gruset foregår der hos laksefisk en forholdsvis kortvarig kraftig tæthedsafhængig regulering af bestanden, hvorefter populationens størrelse er tilpasset habitatforholdene og arealet af habitat, og altså ved fuld rekruttering afspejler bærekapaciteten på lokaliteten (Milner *et al.* 2003, Chapman 1966). I de unge livsstadier lever laksene i vandløb altovervejende af invertebrater der driver med strømmen og deres niche skal ud over tilgængelig føde opfylde alle nødvendige forhold for deres overlevelse og vækst (Johansen *et al.* 2011). Dette opnår de gennem opretholdelse af territorier der opfylder disse behov (Kalleberg 1958). Laksene lever i denne fase altovervejende i områder med gode strømforhold og tilstrækkelig skjul. Efterhånden som fiskene vokser vil kravene til territorierne gradvis ændres og størrelsen af disse øges, så tætheden efterhånden reduceres. Laksene vokser op i vandløbet til de er klar til at vandre ud i havet som smolt.

Herefter smoltificerer de unge laks og vandrer mod havet. I Danmark er laksene normalt 1-3 år når de smoltificerer. Udvandringen sker i perioden marts – maj. For at opnå god overlevelse under udvandringen til havet er det vigtigt at fiskene ikke bliver forsinket og/eller udsat for høj grad af prædation. De danske laks svømmer til Nordatlanten og vokser op til gydemodne fisk. Efter 1½ til 4 år i havet vender laksene tilbage til gydepladserne i vandløbet, for en stor dels vedkommende til de områder hvor de blev klækket (Rasmussen 2012, Shearer 1992).

Laks i Danmark

I Danmark fandtes der bestande af Atlantiske laks i Gudenåen, Storå, Skjern Å, Varde Å, Sneum Å, Kongeå, og Ribe Å (Otterstrøm 1914, Larsen 1978), og muligvis også i Brede Å og Vidå (Anon. 1993).

De oprindelige bestande er forsvundet i Gudenå, Sneum Å, Kongeå (Rasmussen 2012). I Skjern Å blev det allerede i 1982 konstateret, at der var en rest af en naturlig bestand tilbage (Wegner 1982) og undersøgelser i 1990'erne viste at der stadig var naturlig reproduktion i Storå, Varde Å og Ribe Å (Koed *et al.* 1999), hvor det efterfølgende blev bekræftet at der fortsat fandtes oprindelige bestande i de fire vandløb (Koed *et al.* 1999, Nielsen *et al.* 2001, Miljøministeriet 2004).

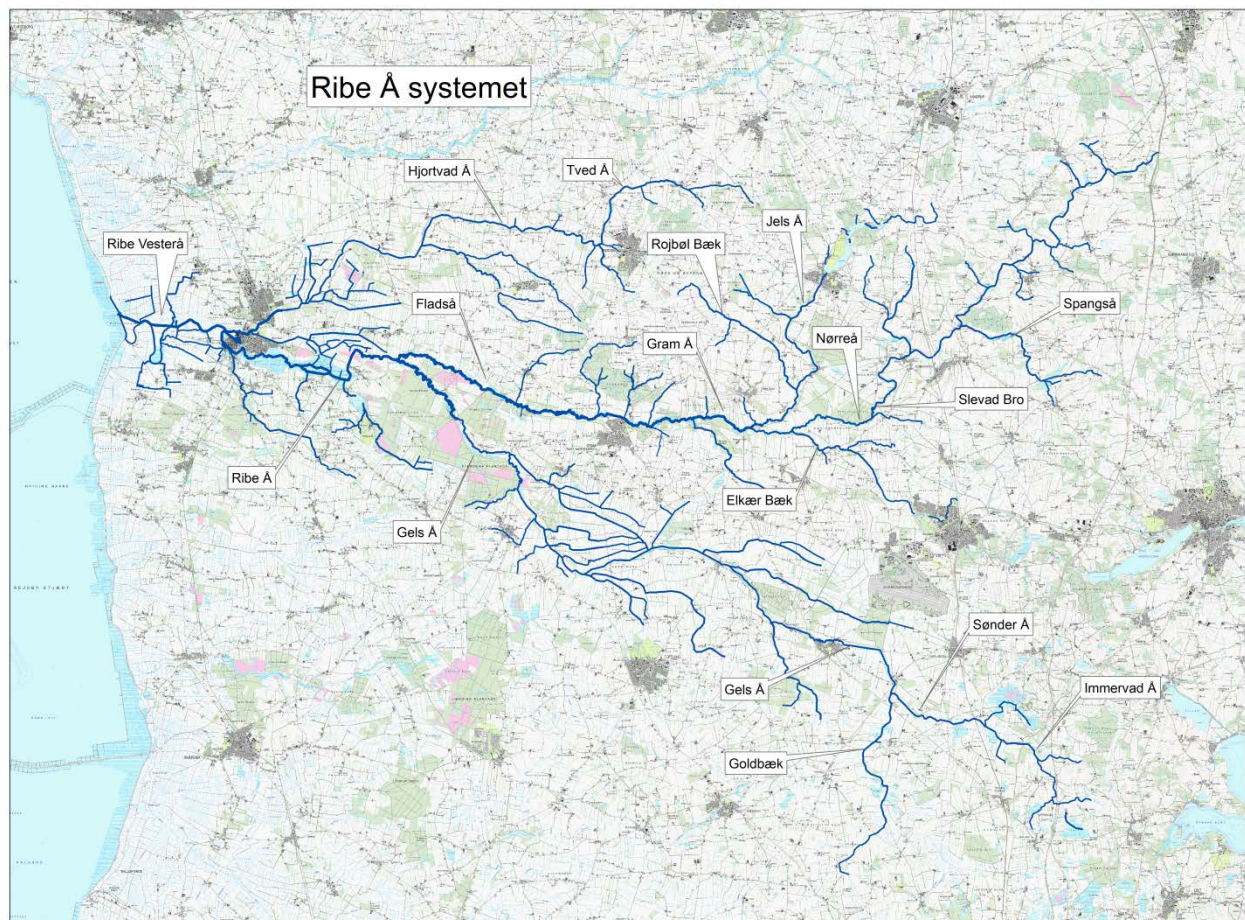
Genopretning af bestandene

I 2004 blev det med en forvaltningsplan for de danske laksebestande vedtaget at disse skulle genoprettes (Miljøministeriet 2004). Forvaltningsplanen anbefaler bl.a. at gyde- og opvækstmulighederne forbedres så bestandene kan øges over tid og at laksene totalfredes indtil bestandene kan klare sig selv

Som konkrete tiltag til opfyldelse af disse mål er laksen fredet i Vestjyske vandløb og fjorde, der er i vidt omfang gennemført restaureringer i alle vandløbene og der er som supplement til de naturligt producerede laks foretaget betydelige udsætninger af ½-års og 1 års laks. Til udsætningerne anvendes der i overensstemmelse med de genetiske anbefalinger (Miljøministeriet 2004) alene laks der er genetisk hjemmehørende i det pågældende vandløb. I 2014 blev der f.eks. i de fire vandløb med originale stammer udsat i alt 187.000 ½-års og 190.000 1 års laks.

Ribe Å

Selve vandsystemet Ribe Å består af tre hovedgrene: Gels Å, Fladså (der længere opstrøms kaldes Gram Å og Nørreå) og Hjortvad Å (Figur 1). Gels Å og Fladså løber til Ribe Å ovenfor Ribe By, mens Hjortvad Å løber til Ribe Å nedstrøms byen. Åen udmunder i Vadehavet gennem Kammerslusen. Den nedre del af åen fra Ribe og frem til udmundingen (Ribe Vesterå) har et meget svagt fald og strømforholdene er i høj grad styret af tidevandet i Vadehavet.



Figur 1 Ribe Å systemet.

Åen har et samlet oplandsareal på 962 km² og en gennemsnitlig vandføring på 12,3 m³ s⁻¹ (Ovesen *et al.* 2000). Ved Stavnager er den gennemsnitlige afstrømning 14 l s⁻¹ km². Vandløbet består af tre større grene: Hjørtvad Å (oplandsareal 168 km²) der munder ud i Ribe Å nedstrøms Ribe by, Gram Å / Flads Å (oplandsareal 352 km²) og Gels Å (oplandsareal 326 km²) (Bartholdy *et al.* 1987, 2001). Fra sammenløbet mellem Flads Å og Gels Å benævnes vandløbet Ribe Å.

I hele vandsystemet har der været en række spærringer, der i større eller mindre grad har forhindret op- og nedstrøms vandring af fisk.

Så godt som hele den øvre del af Gels Å, inklusive de fleste tilløb, blev reguleret i 1950'erne (Sivebæk og Jensen 1997). Ved reguleringen blev vandløbet rettet ud og vandstanden reguleret via en række betonstyt i hovedløbet. Disse styt blev erstattet af stryg i forbindelse med det EU støttede 'snæbelprojekt' (2003-2013) (Naturstyrelsen 2015). I 1989 blev en kortere strækning af Gels Å ved Bevtoft restaureret ved genslyngning af åen (Friberg *et al.* 1998).

I Hjørtvad Å, har vandstanden også været reguleret med en række betonstyt i vandløbet. Disse er nu erstattet af stenstryg. Både i Gels Å og Hjørtvad Å er vandstanden opstrøms opstemningen ved de tidligere styt i større eller mindre grad den samme som før nedlæggelsen af stytene, og de hydrologiske forhold opstrøms fortsat påvirket at opstemningerne.

I forbindelse med snæbelprojektet der havde til formål at skabe passage for, og forbedre gydepladser for snæblen (*Coregonus oxirinchus*), er der herudover fjernet vandringshindringer og forbedret passageforhold flere steder i vandløbet. I Ribe by er der ved én af de tidligere spærringer, Stampemøllen i den sydlige del af byen, etableret passage gennem et langt stryg, der munder ud ca. 700 m nedstrøms byen. Ved de andre tidligere vandmøller i Ribe By er fisketrapperne bevaret.

Der har der været vanskelige passageforhold ved Fole Dambrug i Fladså og ved Gelsbro Dambrug i Gels Å. Begge steder er passageforholdene forbedret ved etablering af stryg.

I Gram By har der været vanskelig passage ved Gram Slotssø. Her blev åen i 2014 blev omlagt så den nu løber i et langt stryg udenom søen.



Nørreå ved Møjbøl

Monitering af bestanden

Det vides ikke hvor stor gydebestanden i Ribe Å har været historisk. Der findes dog i et vist omfang opgørelser af fangsterne i åen tilbage til 1930'erne (Christensen 1990). De fleste år frem til 1980'erne var fangsterne gennemsnitligt under 100 kg pr år, men i 1960'erne var de omkring 190 kg pr år.

DTU Aqua har siden 2008 opgjort gydebestandene i de fire danske vandløb med oprindelige laksebestande i to til fire års cykli. Opgørelsen foretages kort tid før gydningen ved mærkning-genfangst metoden (Bohlin *et al.* 1989) i de større dele af vandløbet.

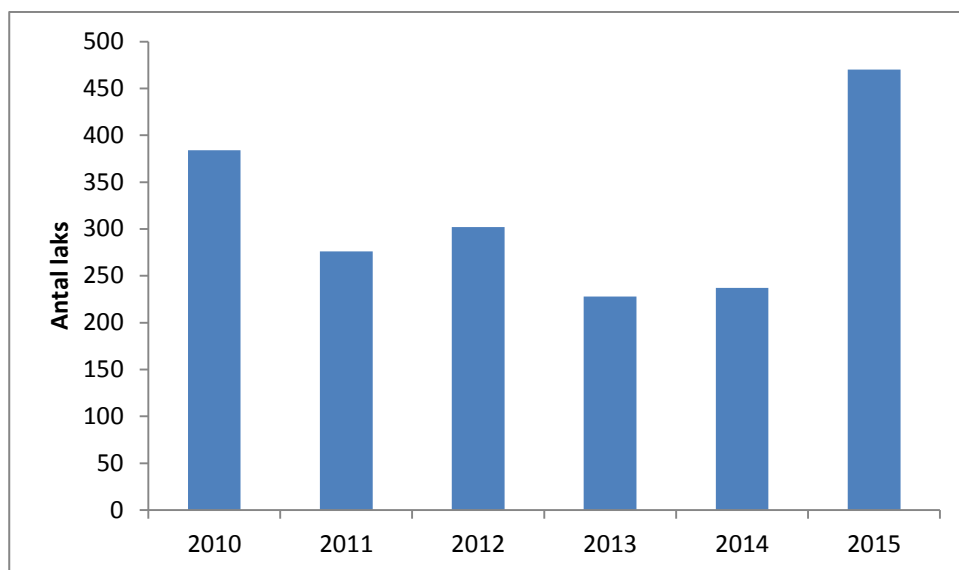
I Ribe Å er der i perioden foretaget to opgørelser af gydebestanden. I 2009 blev bestanden beregnet til 726 laks (457-1210, 95 % konfidensinterval) og i 2012 til 908 (645-1171). Begge tal er

bestanden efter fangst ved lystfiskeri og inden indsamling til afstrygning. I 1994 blev gydebestanden af Nielsen *et al.* (1997) opgjort til minimum 88 laks.

Lystfiskerfangsterne er kendt for perioden 2010 til 2014, hvor der er en let faldende tendens med fangster fra knap 400 laks i 2010 til under 250 laks i 2014 (Figur 2). Ved elfiskeriet i 2012 var mere end 70 % af laksene af vild oprindelse (Jepsen 2013). Det er usikkert i hvilket omfang lystfiskerne har registreret om fiskene var udsatte (finneklippet). Ud over dette var fangsten ved lystfiskeri ifølge Koed *et al.* (1999) 68 laks i 1997 og over 100 i 1998.

Tætheder og forekomst af lakseungfisk i Ribe Å er kun delvis belyst gennem DTU Aquas Planer for Fiskepleje, der primært er rettet mod undersøgelse af ørredbestanden, hvor undersøgelserne derfor overvejende sker i de mindre tilløb. I 1994 blev der fundet laks på to stationer (Jørgensen 1995) og i den næste undersøgelse i 2002 på syv af 149 befiskede stationer hvoraf fem med naturligt produceret yngel (Christensen 2003). I 2012 fandt Christensen (2013) laks på 28 af 149 befiskede stationer. Af de 28 stationer var der naturligt produceret lakseyngel på 24 stationer. Laksebestanden i vandløbet har altså udviklet sig betydeligt i perioden. I 1997 blev der konstateret laks på stryg nederst i Gels Å, nederst i Fladså og i Hjortvad Å (Koed *et al.* 1999).

I Ribe Å er der herudover foretaget en enkelt undersøgelse på laks, der dog ikke omfattede naturlige tætheder af laks i vandløbet. Olesen (1993) undersøgte overlevelsen af lakseyngel og ét år gamle laks der blev udsat i maj måned på en kortere strækning i vandløbet.



Figur 2 Samlede lystfiskerfangster (hjemtagne og genudsatte samlet) af laks i Ribe Å 2010 – 2014.

Laksens habitatkrav

For gydning skal der være tilgængeligt grus, bedst i varieret størrelse og gerne placeret ret nedstrøms for et dybere (høl) område. Ideelt skal vanddybden være fra ca. 20 cm op til ca. 50 cm og strømhastigheden 20-50 cm s⁻¹ (Gibson 1993), men gydning på betydeligt dybere vand er observeret.

Gydebanken skal have god gennemtrængelighed for vand for at sikre en god tilførsel af vand med højt iltindhold for at sikre en god overlevelse i æg stadiet. God overlevelse i de tidlige livsstadier kræver områder med passende (lave) dybder. Hvad angår strømhastighed er laksene forholdsvis tolerante overfor høje strømhastigheder, idet både 0+ (årets yngel) og ældre laks tolererer mere end 1 m s^{-1} , selv om der er præference for noget lavere strømhastigheder (f.eks. Heggnes 1996, Armstrong *et al.* 2003, Bardonnat og Bagliniere 2000). Sammenlignet med ørred er laks mindre krævende når det gælder tilgængeligheden af skjul (Champigneulle 1978, Gibson og Erkinaro, 2009).

Alt i alt er det vist, at de største tætheder af lakseungfisk findes hvor der er stor variation i vandløbet (Harvig 2014).

Udsætninger af laks i Ribe Å

Der er udsat laks i Ribe Å siden 1944. Frem til 1976 var udsætningerne forholdsvis fåtallige (14.000 stk. yngel, 2.600 stk. ½-års og 20.000 stk. 1 års laks) (Christensen 1990).

Fra 1985 og frem til 1991 blev der næsten hvert år udsat en del yngel og et varierende antal (6.000 – 31.900) ældre laks. Fra 1992 til 1999 var udsætningerne forholdsvis stabile med et gennemsnit på ca. 37.500 ½-års og 1 års samlet.

I 2000 blev der slet ikke sat laks ud og fra 2001 frem til 2004 var udsætningerne gennemsnitligt kun ca. 8.300 laks. Herefter er der stabilt forholdsvis høje udsætninger på gennemsnitligt ca. 37.700 ½-års og (Tabel 1, Figur 3).

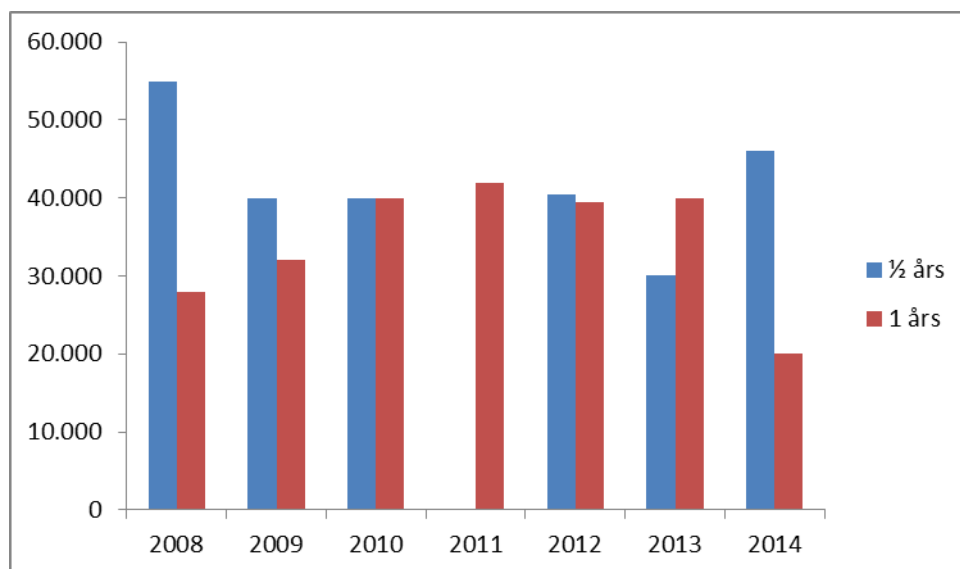
Frem til 2001 var det kun en lille del af udsætningerne der kom fra åens egen stamme. Langt de fleste udsætningslaks kom enten fra andre vandløb (Conon, Burrishole, Lagan og Ätran), eller var af dambrugsafstamning.

Indtil 2012 blev der sat fisk ud i stort set hele systemet, men efter 2012 er der ikke blevet sat laks ud i Hjortvad Å. For at kunne skelne mellem udsatte og vilde laks er alle udsatte laks i Ribe Å fra og med 2009 blevet finnekippet. Fra 2001 er der kun udsat laks der er afkom af åens egen stamme.

Tabel 1 Oversigt over kendte lakseudsætninger i Ribe Å systemet 2007 – 2014. Der er i nogle tilfælde for de ældre udsætninger usikkerhed om det faktiske antal laks der er sat ud.

År	Yngel	½-års	1 års
1985	13.000	10.000	
1986	22.000	10.000	5.000
1987	4.000	10.000	1.000
1988	4.000	6.000	
1989		31.900	
1990	25.800	6.900	15.000
1991	7.600		22.400
1992			21.200
1993		26.001	9.100
1994			15.000
1995			47.100
1996			46.400
1997			41.600
1998		12.700	40.500
1999			40.590
2000			
2001			9.750
2002			3.600
2003		10.000	8.000
2004			10.000
2005		55.000	28.000
2006		35.000	
2007		35.000	28.000
2008		55.000	28.000
2009		40.000	32.000
2010		40.000	40.000
2011			42.000
2012		40.500	39.500
2013		30.000	40.000
2014		46.000 ¹⁾	20.000

Note: 1) udsat efter undersøgelsen



Figur 3 Oversigt over udsætninger af laks i Ribe Å systemet 2008-2014

I Ribe Å blev der i efteråret 2013 udsat i alt 30.000 finneklippede 1/2-års laks i Gels Å og Gram Å. Fordelingen af disse på forskellige delstrækninger er vist i Tabel 2.

Tabel 2 Fordelingen af udsatte 1/2-års laks i Ribe Å systemet efteråret 2013 og 1 års laks i foråret 2014

År	Strækning	Vandløb	Antal
2013	Slevad Bro - Vejbro syd for Øster Lindet	Gram Å	4.500
-	Vejbro syd for Øster Lindet - Gram	Gram Å	5.000
-	Gram - Fole	Gram Å	6.300
-	Nedstrøms Jels	Jels Å	1.000
-	Neder Jerstal - Bevtoft	Gelså	4.000
-	Bevtoft - Åbøl	Gelså	9.200
2014	Gram til sammenløb med Ribe Å	Fladså	14.000
-	Nedstrøms Gelsbro til Sammenløb Fladså	Gelså	6.000

Formål

Datagrundlaget til brug for forvaltningen af laksebestandene består primært af opgørelser af opgangs- og gydebestandene der foretages med to til fire års interval samt enkelte undersøgelser af smoltudtrækket i nogle af vandløbene. Hertil kommer lystfiskerfangsterne, hvor der i de senere år rapporteres særskilt for naturligt producerede og udsatte laks. Der er således et begrænset grundlag til rådighed for at beregne størrelsen af vandløbenes faktiske og potentielle lakseproduktion.

Uden kendskab til disse forhold kan der ikke opstilles egentlige objektive baserede bestandsmål for vandløbene. Med henblik på at forbedre grundlaget for dette er formålet med denne undersøgelse at:

- 1) undersøge udbredelsen og bestandsstørrelsen af lakseungfisk i Ribe Å
- 2) estimere den samlede potentielle produktionskapacitet for ½-års laks
- 3) vurdere størrelsen af den aktuelle naturlige rekruttering i forhold til den potentielle
- 4) estimere hvor stor gydebestanden skal være for en optimal rekruttering i vandløbet



Nørreå opstrøms Gram

Metode

Metoden der er anvendt til at bestemme bestanden af lakseungfisk i åen hviler på den antagelse at kombinationen af rekruttering og habitatkvalitet bestemmer hvor mange fisk der er i et givet område (Milner *et al.* 1985, 2003; Einum og Nislow 2011).

Sammenhængen mellem tæthed og kvalitet har vist sig at være valid for ørred, også ved en suboptimal rekruttering (Kristensen *et al.* 2014, ICES 2011, 2015a).

Den teoretisk maksimale produktion i hele vandløbet estimeres på samme måde, men her indregnes alle tilgængelige områder.

Registrering af habitatdata i vandsystemet

Habitatforholdene i Ribe Å systemet blev kortlagt i perioderne 16. – 27. juni og 1. – 11. september 2014.

Her blev der registreret værdier for:

- Vandløbsbredde (m) (minimum, middel og maksimum)
- Dybde (cm) (middel og maksimum)
- Typen af forløb (pool, jævnt forløb (*run*), stryg (*riffle*))
- Karakter af brinkvegetationen de første ca. 3 m fra vandløbet (lysåben eng/græs/urtevegetation, % forekomst af enkelttræer, skov/hegn på ene sider, eller begge sider) og den estimerede grad af beskygning herfra
- Substratets relative sammensætning (%) (fint materiale (silt), grovere organisk materiale, ler, sand, grus, sten, rødde, større stykker af træer og grene, tørv)
- Dækningsgraden af vegetation i vandløbet (%)
- Strømhastigheden på en skala 0-3 der beskriver intensiteten af forekomsten af hver af typerne: stille, svag, jævn, god, frisk og rivende
- Forekomst af skjul (skala 0-3 (intensitet) for typerne: visuelt skjul (riflet overflade, hvidt vand, udhængende brinkvegetation), strukturelt skjul (vegetation), skjul i form af faste strukturer (sten, underskåret brink, større træstykker, rødde)
- Lokalitetens biotopværdi blev vurderet (som anvendt i Planer for Fiskepleje) for ørred (skala 0-5 for Yngel, ½-års, 1 års, ældre fisk og for gydning). Biotopværdien for ørred blev anvendt da der er mest erfaring med at vurdere denne.
- Vandkvalitet, bedømt visuelt. Specielt om der forekom tegn på okkerforurening.

Herudover blev evt. særlige forhold på lokaliteten/strækningen noteret og repræsentative strækninger fotograferet som støtte for senere kvantificering af habitatkvaliteten for lokaliteten.

Observationer i de enkelte områder er foretaget én gang, ved de forhold, der rådede ved besigtigelsen. Der er altså ikke taget forbehold for f.eks. specielt lav eller høj vandføring ved registreringen af data. Efterfølgende er der ved vurdering af habitatværdien tillige anvendt oplysninger fra seneste revision af Plan for Fiskepleje for Ribe Å (Christensen 2013).

Registreringerne foregik ved

- at opmåle strækninger omkring stationer der indgår i DTU Aquas Plan for Fiskepleje i alle dele af vandløbet. Der blev registreret habitatforhold omkring 78 stationer på strækninger typisk 300 – 500 (gennemsnit 370) m op- og nedstrøms stationen (i alt 29 km), som supplement til de habitatforhold der blev registreret ved revisionen af den seneste Plan for Fiskepleje (Christensen 2013).

- at opmåle forholdene på otte længere sammenhængende strækninger (i alt 71 km) i de større dele af vandløbet, der enten blev gennemsejlet i 2014, eller som var med i en undersøgelse af ørredbestanden på en strækning i Gram Å / Nørreå (Tabel 3, Figur 4).

På alle strækninger blev habitatforholdene opmålt på kortere, relativt homogene delstræk hvor alle længder blev opmålt med GPS.

Tabel 3. Gennemsejlede strækninger hvor habitatforhold er opmålt i juni 2014.

Delsystem	Strækning	Længde (km)
Gels Å	Fra vejbro Koldingvej ved Åbøl til vejbro Toftlundvej nord for Toftlund	5,7
Gels Å	Opstrøms Gelsbro Dambrug til sammenløb med Fladså	8,5
Gels Å	Fra vejbro Kraghøjvej syd for Over Jerstal til vejbro ved Pionervej sydøst for Hjartbro	6,9
Gram Å	Nedstrøms Gram by til Fole Dambrug	10,2
Gram Å	Prinsenshøj til Gram by	2,8
Gram Å	Fole Dambrug til sammenløb med Gelså	9,1
Hjortvad Å	Fra vejbro Østerlundvej/Kalvslundvej til vejbro Højkærvej	1,1
Hjortvad Å	Fra vejbro Højkærvej til sammenløb med Ribe Å	8,8
Gram Å / Nørreå	Fra Mølby til Prinsenshøj ¹⁾	6,9
I alt		71,0

Note 1) undersøgt i forbindelse med andet projekt i perioden 2009-2012.

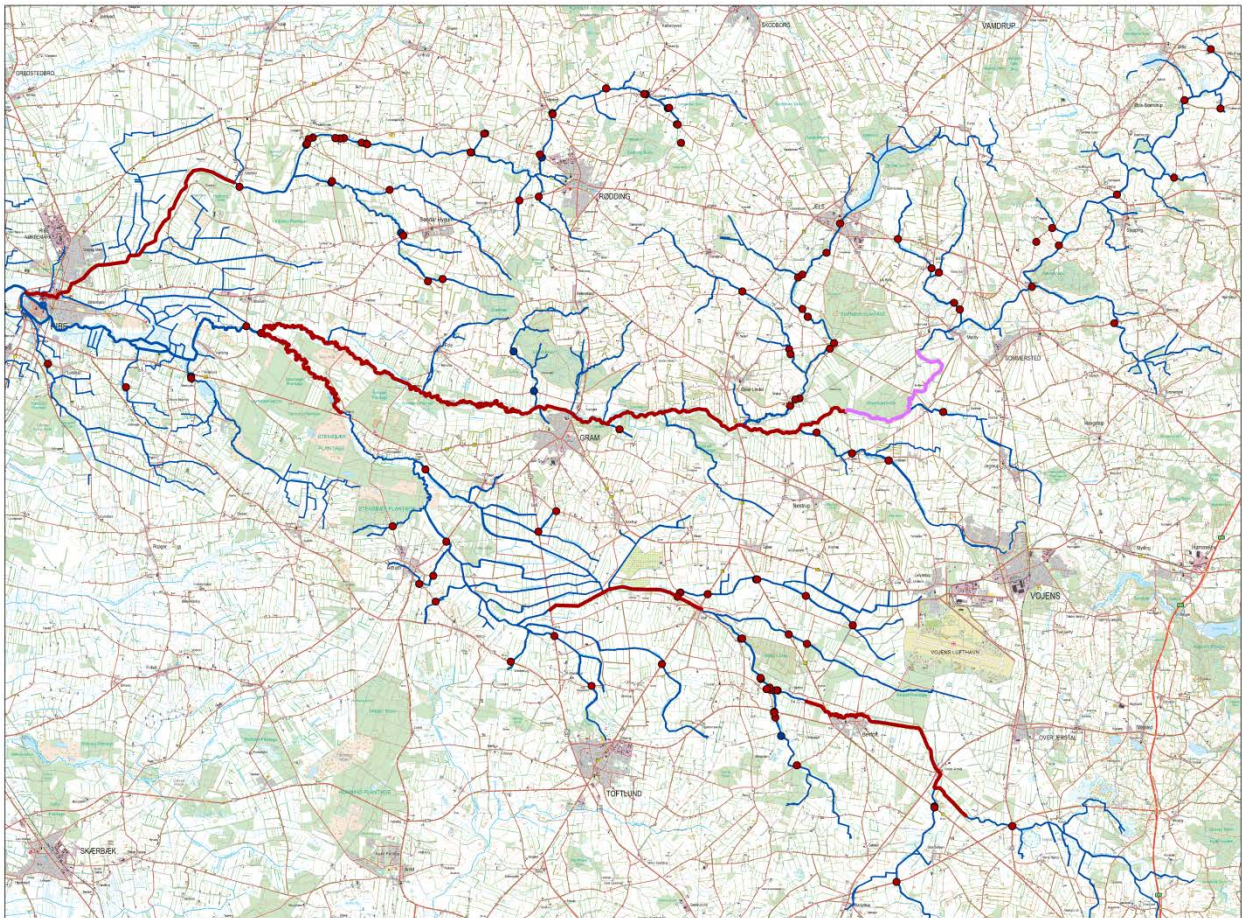
I alt er habitatforholdene altså undersøgt på ca. 100 km vandløbsstrækning, med et areal på 134 ha. Den samlede vandløbsstrækning som indgår i vurderingerne udgør ca. 242 km.

Habitatkvaliteten er ikke opgjort i hovedløbet nedstrøms sammenløbet mellem Gels Å og Fladså, da åen her er dyb og har en ringe eller varierende strømhastighed især nedstrøms Ribe By. Ved lave strømhastigheder er lakseungfisk, der måtte være i området ikke territorielle og tætheden på et givet areal er derfor ikke afhængig af habitatkvaliteten (Kalleberg 1958). Det betyder at den metode der er anvendt ikke er brugbar på denne strækning (se senere). I Hjortvad Å er habitaterne opgjort helt ned til udløbet i Ribe Å.

På 17 udvalgte stationer blev habitatforholdene (bredde, dybder, strømhastigheder, substratsammensætning, vegetationsdækning, forekomst og type af skjul) opmålt mere præcist på et transekt. Disse registreringer er udelukkende anvendt til at kalibrere den mindre præcise opmåling på de længere strækninger.

De indsamlede oplysninger er suppleret med gennemgang af luftfotos af vandløbet, hvor f.eks. forløbet af vandløbet, forekomst af grøde og stryg i de lidt større vandløb kan ses. Længden af disse strækninger blev enten målt på luftfotos eller hentet fra GIS kort.

Forholdene på de opmålte arealer er overført til tilgrænsende og mellemliggende arealer der ikke er besøgt, men hvor forholdene antages at være sammenlignelige med de undersøgte (lokal information og / eller vurderet ud fra luftfoto).



Figur 4. Gennemsejlede strækninger 2014 (rød), strækning undersøgt 2009-12 (pink) og positioner opmålt juni og september 2014 (røde punkter), positioner fra Plan for Fiskepleje i Ribe Å 2013 (blå punkter).

Habitatkvalitet for 1/2-års laks

Herunder følger en gennemgang af laksenes mere specifikke krav til enkelte habitatelementer. Der findes talrige opgørelser af habitatkravene for laks i litteraturen. De referencer der er brugt i denne undersøgelse vurderes at være centrale, men de præcise angivelser vil ofte kunne diskuteres. Beskrivelserne danner basis for vægtningen af de enkelte delelementer, der tilsammen beskriver habitatkvaliteten.

Substrat:

Efter at de nyklækkede laks har forladt gruset befinder de sig ved bunden. De er territoriehævdende og antallet af laks der kan være på et givet areal afhænger af bundens struktur og strømhastigheden – laksene skal være visuelt isoleret (Kalleberg 1958). Tætheden bestemmes altså af substratets grovhed og af hvordan større substrat-emner er fordelt; jo grovere substratet er og jo mere det er spredt, desto flere territorier og dermed

flere laks på lokaliteten. Dette er også vigtigt efterår – vinter, hvor det grove substrat (sten) bruges som skjul (Bardonnnet og Bagliniere 2000; Heggenes 1990).

Lidt større ungfisk (>0+) har de samme præferencer, men tolererer finere materiale som f.eks. sand som substrat (Heggenes 1990).

Strømhastighed:

En gennemsnitlig strømhastighed i vandsøjlen i intervallet 20-40 cm s⁻¹ beskrives som ideelt af Crisp (1993) og et endnu bredere interval: fra ca. 5 til 70 cm s⁻¹ af Heggenes (1990). Årsagen til de vide grænser er, at fiskene ved de højere strømhastigheder befinder sig nærmere bunden hvor de oplevede strømhastigheder er lavere. Ved højere strømhastigheder (42 cm s⁻¹ og op), bevæger de sig mindre rundt (Heggenes og Borgstrøm 1991). Disse fandt også at lakseyngel der blev sat ud i et område af vandløbet med en strømhastighed på 16-23 cm s⁻¹ bevægede sig bort fra dette og ud i områder med hurtigere strømhastighed (30 - 57 cm s⁻¹). Præferencerne varierer kun lidt mellem mindre (< 7 cm) og større ungfisk (Heggenes 1990). Især større ungfisk kan dog trives i langsomt strømmende eller stillestående vand (Bardonnnet og Bagliniere 2000), hvor de især findes i dybere områder. Kalleberg (1958) observerede at unge laks opgiver deres territorialitet ved meget lav strømhastighed (< 5-10 cm s⁻¹). Hvor laks og ørred findes sammen indtager laksene de mere hurtigt strømmende områder idet de presses ud fra de brednære lavvandede områder af den mere aggressive ørred (Lindroth 1955, Karlstrøm 1977, Bagliniere og Champigneuille 1982, Heggenes *et al.* 1999).

Dybde:

Dybden er ifølge Heggenes (1990) den væsentligste habitatparameter for lakseungfiskene. Lige efter fiskene har forladt gruset foretrækker de vand med en dybde under ca. 10 cm (Heggenes *et al.* 1999). Heggenes (1990) angiver, baseret på flere studier, at laks under ca. 7 cm længde foretrækker dybder mellem ca. 15 og 50 cm (med størst præference for en dybde på ca. 35 cm), men tolererer op til 70-80 cm dybde. Lidt større laks (>7 cm) foretrækker dybder mellem ca. 20 og 70 cm (optimalt ca. 38 cm). De større ungfisk (> 7 cm) tolererer dybder på op til ca. 140 cm (Heggenes 1990). Sæsonmæssigt foretrækker laksene større dybder om vinteren end om sommeren. Ved sameksistens med ørred indtager laksene de relativt set dybere habitater længere væk fra bredden (Lindroth 1955, Karlstrøm 1977, Bagliniere og Champigneuille 1982, Heggenes *et al.* 1999).

Vandløbsbredde:

Der findes ikke meget litteratur om betydningen af vandløbsbredden for lakseungfisk, men da laks opholder sig længere væk fra vandløbenes brink end ørred, og forekommer oftere i store vandløb end ørred, hvor de også findes i større tætheder end ørred (Bagliniere og Arribe-Moutounet 1985, ICES 2011) er denne variabel inkluderet her. Betydningen af vandløbsbredden kan især være relevant hvor de findes sammen med ørred, der 'skubber' laksene væk fra deres foretrukne dybder. En betydelig andel af bestanden findes generelt mere end 2 m fra brinken (Heggerget 1984).

Ved DTU Aquas befiskninger er der fundet laks i vandløb ned til 1,3 m bredde, hvilket viser at laksene også forekommer i smalle vandløb.

Vegetation:

Pletvis forekomst af vandløbsvegetation på forholdsvis fint substrat er påvist at influere positivt på tætheden af laks (Bagliniere og Champigneulle 1982), mens tæt vandløbsvegetation havde en negativ effekt på tætheden af unge laks (Haury og Bagliniere 1996).

Harvig (2014) fandt en negativ effekt overfor små laks af høj grad af vegetationsdække, men en positiv effekt af variation mellem åbne områder og områder dækket af vegetation.

Skygge:

Graden af beskygning af vandoverfladen er vanskelig at kvantificere da den i høj grad bygger på et skøn og herudover varierer temporært. Betydningen af lysforholdene er vist i flere studier: I Normandiet i Frankrig viste Bagliniere og Champigneulle (1982) at laks findes i højere tætheder i mere lysåbne områder i forhold til i overskyggede. McCormick og Harrison (2011) fandt langsommere vækst og mindre fødeindhold hos laks på strækninger med tæt trædække. I sommerperioden er det fundet, at laks overvejende fouragerer i dagtimerne og omvendt i vinterperioden, hvor fouragering overvejende foregår om natten (Cunjak 1988, Gibson 1966). Vinterfouragering foregår i modsætning til om sommeren overvejende i skyggede områder (Rimmer 1984).

Skjul:

Skjul som variabel er også vanskelig at kvantificere. Sammenlignet med ørred, foretrækker laks mere åbne områder med færre skjul (Bagliniere og Champigneulle 1982). Disse forfattere fandt at tætheden af ½-års laks steg med en faktor 22 på en strækning efter grene og træstykker blev fjernet. Laksene kræver dog at der er skjul i nærheden.

Sten og (for de mindste laks grus) er vigtige skjul, især om vinteren (ved temperaturer < 9-10 C) (Cunjak 1988, Gibson 1966, Gibson 1993, Rimmer *et al.* 1983).

Andre strukturer i vandløbet, som f.eks. rødder og træstykker synes at have mindre værdi (Haury *et al.* 1995) ligesom udhængende vegetation og træer (Gibson 1966) og andre typer skjul nær brinken (Haury *et al.* 1995).

I mangel af egnet substrat anvendes også dybt vand som skjul (Rimmer *et al.* 1983).

Endelig er det fundet at en vandoverflade med riflet overflade, turbulens eller små bølger, der kan fungere som visuelt skjul kan have betydning for tætheden af laks (Heggenes 1991, Heggenes og Saltveit 1990).

Variablen *Skjul* indgår ikke i beregningerne af habitatkvaliteten (se nedenfor) i denne undersøgelse, da der er forskel på hvordan 'skjul' er registreret ved habitatopgørelserne i denne undersøgelse sammenlignet med opgørelserne til Planer for Fiskepleje og formentlig også i Skjern Å (se nedenfor). Beskrivelsen er medtaget da det vurderes at det kan være en væsentlig (omend vanskelig kvantificerbar) parameter, som kan være relevant at anvende i fremtidige lignende undersøgelser.

Variablerne *strømhastighed*, *dybde* og *substrat* beskrives af flere forfattere som de vigtigste parametre (ex. Bagliniere og Champigneulle 1986).



Godt habitat for små laks

Model for habitatkvalitet og fiskebestand

Til at koble en given habitatkvalitet til en given tæthed af laks anvendes en model der i sin grundform er udviklet for ørred til vurdering af tilstand og udvikling af ørredbestandene (*assessment*) i Østersøområdet (ICES 2011). I Danmark danner tilgangen grundlaget for beregning af Ørredindekset (Dansk Fiskeindeks For Vandløb- DFFVø) (Kristensen *et al.* 2014).

Hver habitatvariabel (*dybde, strømhastighed, substrat, vandløbsbredde, vegetationsdække og skygge*) tildeles en score mellem 0 og 2 (dog 0- 3 for substrat), hvor de dårligste værdier tildeles scoren 0 og de bedste forhold scoren 2 (3 for substrat).

Tildelingen af en scoreværdi er baseret på værdier i litteraturen (se ovenfor), dels som intervaller, dels ud fra såkaldte '*suitability curves*', hvor værdien af en habitatparameter vises grafisk ved forskellige værdier af denne. Scores for værdier af de enkelte habitatvariable er vist i Tabel 4

Tabel 4. Habitatvariable og tilhørende habitatscore værdier.

Parameter	Værdier	Score	Score	Beskrivelse
		½-års laks	1- årsaks	
Dominerende strømhastighed (cm s ⁻¹) ¹⁾	< 10	0	1	stille / svag
	30 - 40	1	1	jævn
	40 - 60	2	2	god
	60 - 80	2	2	frisk
	> 80	1	1	rivende
Ingen dominerende type ²⁾	10 - 25	1	1	stille-jævn
	25 - 50	2	2	jævn - god
	50 - 70	2	2	god-frisk
	> 70	2	2	frisk - rivende
Substrat (dominerende)	silt/blød	0	0	
	Mose/tørv	0	0	
	okker	0	0	
	sand	1	1	
	ler	0	0	
	grus	2	2	
	sten	2	2	
	grus >=20% og sten >=5% ³⁾	3	3	
Middeldybde	<=5	0	0	
	5<X<=10	1	0	
	10<X<=50	2	2	
	50<X<=70	1	2	
	>70	0	1	
Bredde	<=1.3	0	0	
	1.3<X<=2.5	1	0	
	2.5<X<=5	2	1	
	> 5	1	2	
Vegetation (% dække)	<=5	1	1	
	5<X<=80	2	2	
	80<X<=95	1	1	
	>95	0	0	
Skygge ⁴⁾	skov	0	0	
	Hegn	1	1	
	Enkelttræer	2	2	
	Kant	1	1	
	Ingen skygge	2	2	

Noter: 1) i nogle tilfælde omtrentlige værdier ud fra beskrivelse; 2) to ligevægtige typer er anført ved registreringen; både grus og sten forekommer i et omfang af mere end 20 % grus og 5 % sten, hvor grus udgør mere end 20 % OG sten 4) hvor flere typer forekommer, er den laveste score tildelt (typen 'kant' dog hvor denne er noteret og dermed betragtet som væsentlig).

Den samlede kvalitet for ½-års, hhv. 1 års og ældre laks beskrives ved Lakse Habitat Scoren (LHS), der beregnes ved en simpel addition af de enkelte variabelers score:

$$LHS = Dybde + Strømhastighed + Substrat + Vandløbsbredde + Vegetationsdække + Skygge$$

Den samlede maksimale LHS kan variere mellem 0 (dårligst) og 13 (bedst).

Der tildeles én LHS værdi for hver ensartet delstrækning af vandløbet.

For at øge antallet af observationer i hver gruppe, og dermed reducere variationer som følge af tilfældigheder, er de beregnede værdier af LHS samlet i 4 grupper (*LHS-grupper*) hvor: 0 (dårligst) og 3 (bedst) (jvf. ICES 2011).

Tabel 5 Inddeling af Lakse Habitat Scores i LHS Grupper

LHS gruppe	½-års laks LHS	1-årslaks LHS
0	< 5	< 8
1	5 - 6	8 - 9
2	7 - 10	10 - 11
3	11 - 13	12 - 13

I de videre beregninger er der udelukkende anvendt de fire LHS Grupper.

Ud over beregning af LHS værdier for vandløbet generelt, blev der på befiskede stationer opmålt habitat og beregnet LHS værdier, der efterfølgende er inddelt i de samme grupper. Det gælder befiskninger i 2014 (se nedenfor), stationer i Ribe Å hvor der blev fundet laks ved befiskningerne foretaget i forbindelse med revisionen af den seneste Plan for Fiskepleje (Christensen 2013) samt for stationer i Skjern Å befisket i 2013 af Danmarks Center for Vildlaks (se nedenfor). Samlet blev der fundet vilde ½-års laks på 101 stationer. Tæthederne der blev fundet er brugt til beregningerne af laksetæthed ved de enkelte LHS Gruppe værdier.

De gennemsnitlige beregnede laksetætheder for hver LHS Gruppe er herefter anvendt til at estimere tætheder for større områder i vandsystemet, hvor habitatkvaliteten er bestemt ved opmålingerne (se ovenfor), men hvor der ikke er elfisket og der derfor ikke foreligger oplysninger om laksetætheder. Det antages altså, at en strækning med en given kvalitet (LHS Gruppe) har en tæthed af laks, som fundet ved befiskninger på andre stationer med denne kvalitet, hvis den findes i områder af vandsystemet hvor der er konstateret laks.

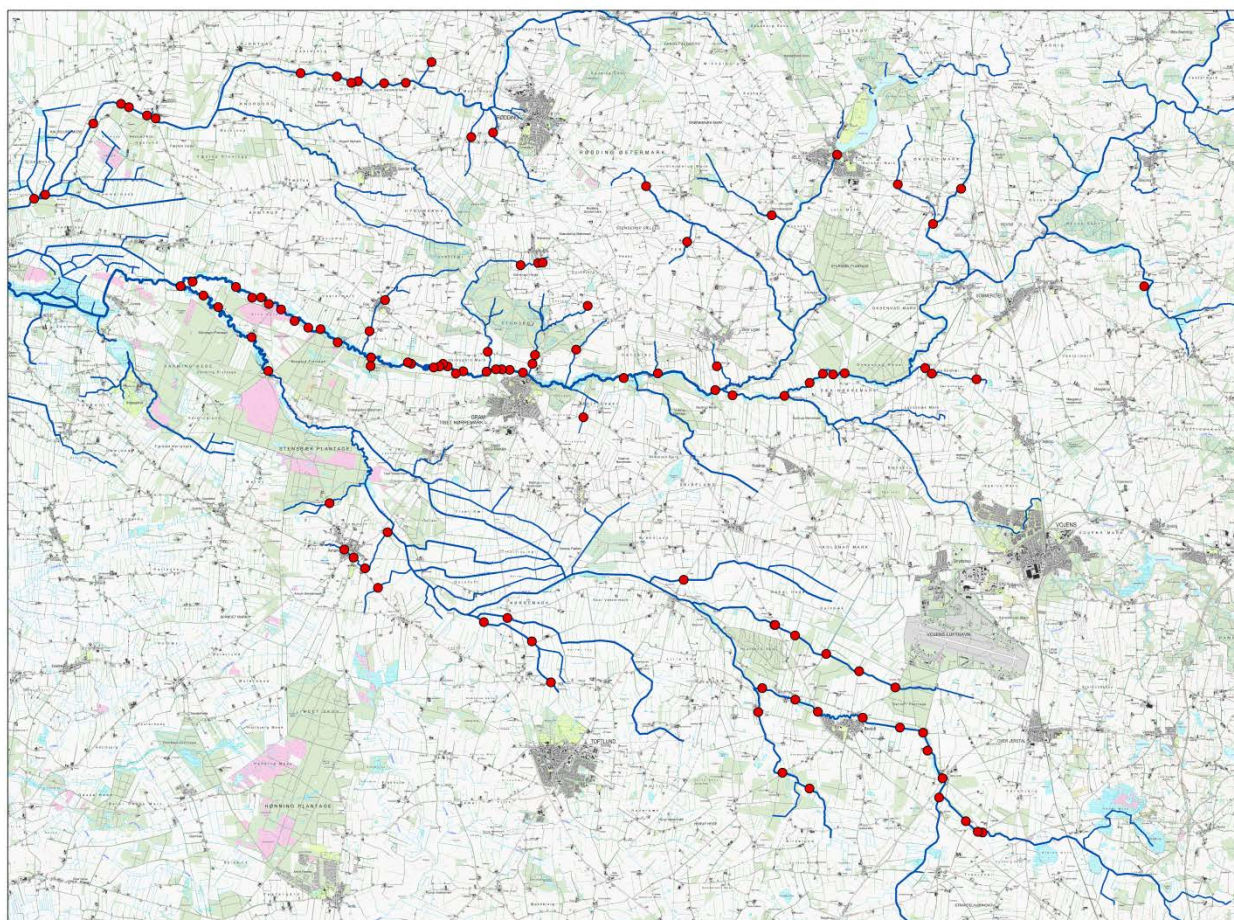
Den maksimale bestandsstørrelse af ½-års laks ved forskellige habitatforhold blev i 2014 undersøgt af Harvig (2014) på 12 korte stryg i Kongeå, hvor der kun fandtes meget få laks i forvejen. Her blev der udsat tre uger gamle laks i store tætheder i maj måned (462-686 stk. laks 100 m²). De store tætheder ved udsætningen betød at bestandstæthederne på strækningerne efter ca. to måneder var reguleret af habitatkvaliteten (Harvig 2014). Fra denne undersøgelse er der anvendt data til beregning af den maksimalt mulige bestand i forhold til habitatets bærekapacitet, altså observeret tæthed for hver LHS, hhv. Gruppe-LHS. Befiskningerne foretaget af Harvig (op.cit.) blev foretaget i slutningen af juli måned og er derfor korrigeret for dødelighed frem til den periode hvor befiskningerne i nærværende undersøgelse er foretaget (specifik daglig dødsrate $z = 0,00032$; Egglishaw og Shackley 1977).

Ved at sætte den beregnede samlede bestandsstørrelse i Ribe Å i forhold til de maksimalt mulige ved fuld rekruttering, er det estimeret hvor stor rekrutteringen er i forhold til den maksimale. Ud fra dette forhold er størrelsen af gydebestanden, der kræves for fuld udnyttelse af vandløbets potentiale, beregnet.

For at kunne opnå fuld rekruttering er det en forudsætning at der findes egnede og tilstrækkelige gydeområder i de enkelte vandløb og områder.

Forekomsten af grus er derfor kortlagt, dels ved nærværende undersøgelse, dels fra Sivebæk og Jensen (1997), Christensen (2013) og Ribe Å Sammenslutningen (pers. comm. Tom Donbæk, Ribe Å sammenslutningen).

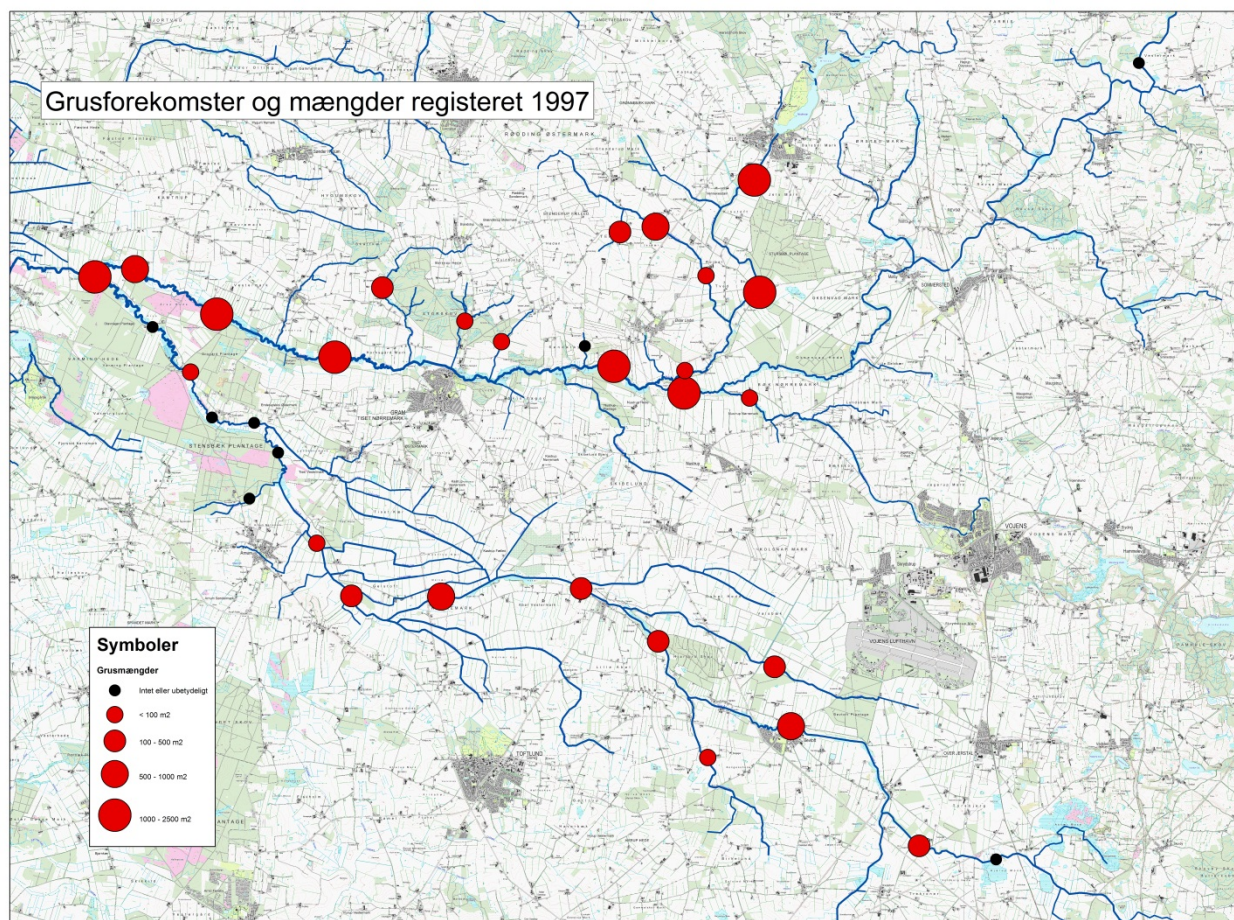
I de undersøgte områder er der registreret grus/gydeområder, hvor det ved besigtigelsen er skønnet, at disse er egnede til gydning (Figur 5). Oversigten inkluderer udlægninger af grus foretaget af det tidligere Ribe Amt, af Naturstyrelsen og af sportsfiskere (frem til 2011). Selvom det ikke er alle strækninger der er besigtiget (Figur 4) fremgår det, at der vidt udbredt i systemet, er grus der vurderes som værende egnet til gydning. I Gram Å findes der især grus i hovedløbet nedstrøms Gram by, og i en del af hovedløbet opstrøms byen, mens det i Gels Å området især er i de øvre områder og tilløbene der er observeret grus. I Hjortvad Å er alt grus i hovedløbet udlagt ved de tidligere styrt.



Figur 5 Positioner hvor der er observeret grus og/eller gydegravninger ved besigtigelse i sommeren 2014. Se også Figur 4 for hvilke strækninger der ikke er undersøgt.

Sivebæk og Jensen (1997) opgjorde areal og beliggenhed af grus der er egnet til gydning for laksefisk i store dele af Ribe Å systemet. Arealet med grus på forskellige delstrækninger af vandsystemet er illustreret i Figur 6. Hjortvad å blev ikke undersøgt.

Opgørelsen foretaget af Sivebæk og Jensen viser, at der i større eller mindre omfang fandtes områder grus i store dele af systemet. De største arealer med grus blev fundet i Gram Å / Fladså samt i Jels Å (i alt 12.600 m²). I hovedløbet af Gels Å var arealet med egnet grus noget mindre (i alt 4.500 m²). Til gengæld var der i denne gren af systemet også grus i de øvre dele. Ved opgørelsen fandt man også grus i en lang række tilløb.



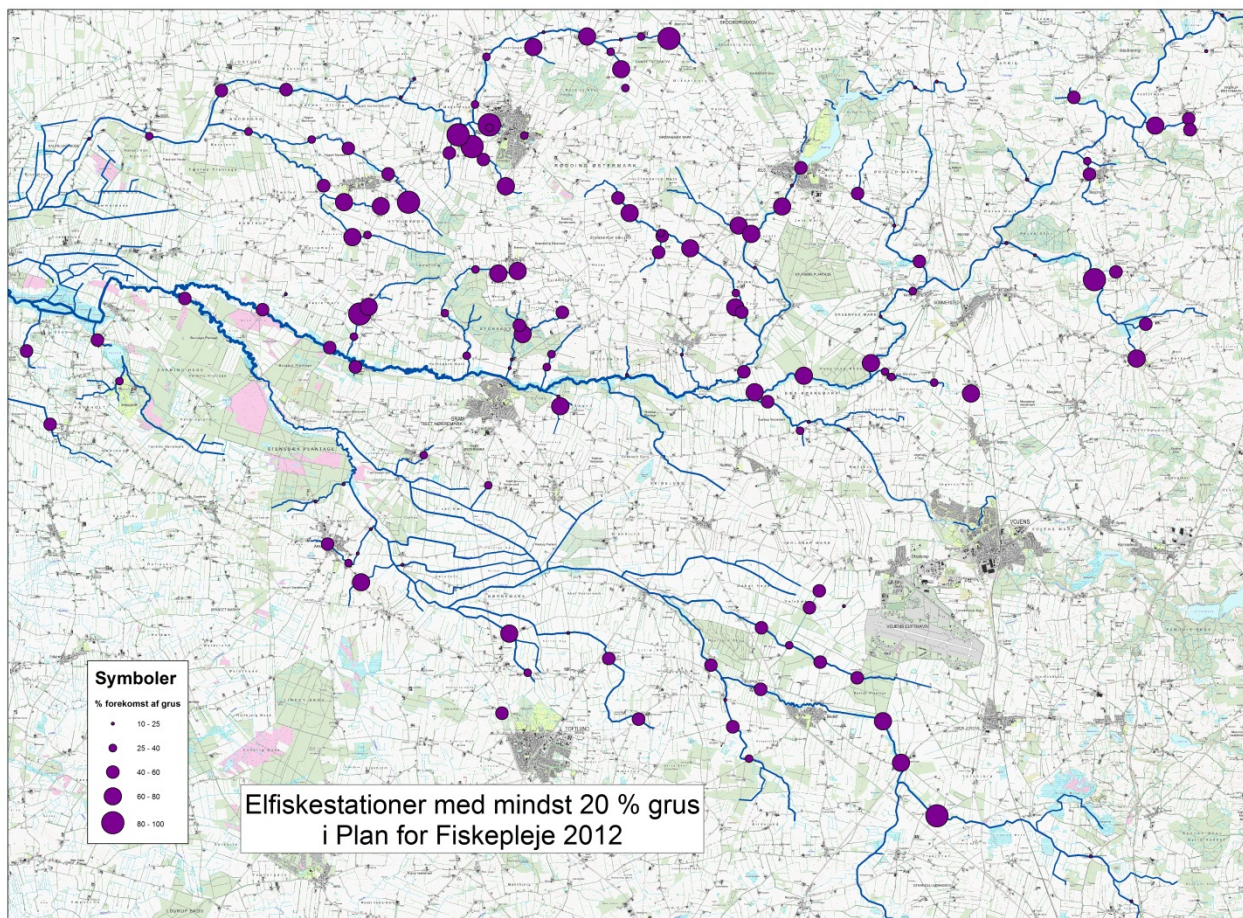
Figur 6 Udbredelse og mængde (areal i m²) af grus egnet til gydning for laksefisk i Ribe Å 1997. Punkterne repræsenterer de omkringliggende strækninger. Omtegnet efter Sivebæk og Jensen (1997).

Ved feltarbejdet for udarbejdelsen af Plan for Fiskepleje (Christensen 2013) blev den procentvise sammensætning af sedimentet på de enkelte stationer registreret. Figur 7 viser forekomsterne på de enkelte stationer hvor sedimentet bestod af mindst 20 % grus. Det fremgår at der mange steder er betydelige forekomster af grus. Især i tilløbene til Hjortvad og Gram/Fladså er der en stor grad af dækning.

Forekomsten af grus opgjort af Sivebæk og Jensen (1997) afviger på nogle af strækningerne markant fra registreringerne i nærværende undersøgelse. Sivebæk og Jensen fandt ved

undersøgelsen 1997 betydelige grusmængder i Jels Å, hvor sedimentet i efteråret 2014 i modsætning hertil var domineret af sand. Omvendt er der i nærværende undersøgelse observeret udbredt forekomst af grus i Nørreå, hvilket ikke blev observeret af Sivebæk og Jensen (1997). Forskellene kan muligvis delvis skyldes at Sivebæk og Jensen (1997) undersøgte vandløbet i januar måned i modsætning til her (juni hhv. september).

Udbredelsen fundet af Christensen (2013) afviger ikke meget fra de to øvrige opgørelser, men opgørelsen er mere detaljeret, især for tilløbene til åen hvor en stor del af elfiskestationerne ligger.



Figur 7 Elfiskestationer i Plan for Fiskepleje 2013 hvor sedimentet består af mindst 20 % grus.

I nærværende undersøgelse blev strækningen fra landevejen mellem Gram og Toftlundvej (Gramvej) til landevejen mellem Gram og Ribe (Ribelandevej) alene undersøgt omkring vejen mellem Gram og Arnum (Kongevej). På denne strækning blev der i 1997 fundet mindre arealer med grus. På denne strækning er vandløbet generelt så dybt, at det er vanskeligt visuelt at konstatere grus.

Opsummeret viser opgørelserne, at der i de større dele af vandløbet findes betydelige mængder af grus, især i Gram Å / Fladså / Nørreå med undtagelse af hovedløbet i den øvre del af denne gren af vandsystemet. Ikke mindst i Jels å er der (Sivebæk og Jensen 1997) observeret store områder

med grus. I Gels Å er mængden af grus mindre, især på strækningen fra Gelstoft til kort før sammenløbet mellem Gels Å og Fladså. I Hjortvad Å findes grus i hovedløbet ved de gamle styrt der er ombygget til stryg. I tilløbene er der særlig store forekomster af grus i Hjortvad Å og Gram Å / Fladså.

Grusforekomsterne er altså vidt udbredt i vandløbet. Om gruset er egnet til gydning og æggene kan overleve frem til klækning, kan ikke vurderes på det foreliggende grundlag.

Befiskninger, forekomst og tæthed af laks

I perioden 1. – 12. september 2014 blev der fisket på 46 stationer. Stationerne blev udvalgt under hensyn til de registrerede habitatdata, resultater fra befiskning ved revision af 'Plan for Fiskepleje i Ribe Å, 2013' (Christensen 2013) og ud fra ønsket om at have en nogenlunde repræsentativ dækning af hele vandløbssystemet.

Stationerne hvor der blev fisket blev udvalgt med de fire formål at:

- 1) sammenligne tætheder af laks (og ørred) i 2014 med 2012.
- 2) undersøge i hvilket omfang tætheder af laks og ørred på de faste stationer (fra Plan for Fiskepleje i Ribe Å, 2013) er repræsentative for længere vandløbsstrækninger, specielt på strækninger der er repræsentative for længere delstrækninger af vandløbet.
- 3) undersøge tæthederne af laks og ørred i de dele af vandløbet, der er for dybe til vadefiskeri og derfor ikke befiskes i Plan for Fiskepleje i Ribe Å.
- 4) estimere den samlede produktion af laks i vandløbet ud fra en kombination af fisketætheder og habitatdata.

På en del af Fiskeplejens faste net af stationer, der befiskes ved revision af Planer for Fiskepleje, blev det undersøgt om der var forskel på de fysiske forhold (strømhastighed, grødedække, substrat) på en strækning (minimum 200 m og op til 800 m) op og nedstrøms stationen (se ovenfor). Hvis forholdene var anderledes, ud fra en visuel bedømmelse, blev der foretaget befiskning på en strækning uden for stationen hvor habitatforholdene var repræsentative for en længere strækning, ellers blev selve stationen befisket. Tyve af de valgte stationer er identiske med stationer befisket i 2012.

En stor del af stationerne, findes i hovedløbene, hvor der ikke kan fiskes ved vadning. Disse er i nærværende undersøgelse befisket fra båd.

Enkelte stationer i tilløb til Nørreåen blev befisket for at undersøge om der skulle være sket opvandring og gydning af laks forbi den tidligere vanskeligt passable spærring ved Fole Dambrug (hvor der blev der skabt fri passage i 2012). På grund af uforudsete vanskelige forhold i hovedløbene (grødeskæring og uklart vand med dårlig sigtbarhed på grund af gravearbejde opstrøms) blev der ikke fisket på nogle ellers planlagte strækninger i Gram Å (mellem Gram by og bro ved Årupvej), og i Gels Å mellem det tidligere indtag til Kastrup engvandingsanlæg (Gelsåvej) og Gelsbro.

Herudover blev der ikke fisket nedstrøms sammenløbet mellem Gram Å og Gels Å, og heller ikke i hovedløbet opstrøms Gram. I dette område er der i forbindelse med en undersøgelse af bækørredbestanden foretaget talrige elbefiskninger af en længere strækning i perioden 2009 – 2012 (Pedersen upubliceret).

Ved befiskning fra båd blev der fisket i nedstrøms retning. Ellers blev der fisket ved vadning i opstrøms retning. Der blev fisket både på "glatte løb" og stryg. Et par af befiskningerne fra båd blev begrænset til fiskeri i den ene side af vandløbet hvor dette var for bredt til at dække fuldt ud og på et par stationer blev hele vandløbet dækket ved først at fiske den ene side og derefter den anden side af vandløbet.

Placeringen af de befiskede stationer er vist i Appendiks 1 og detaljer for stationerne i Appendiks 2.

Tætheder for ørred og laks blev beregnet efter udtyndingsmetoden (Bohlin *et al.* 1989) ud fra dobbeltbefiskninger på 20 stationer. En sandsynlighed (p) for fangst af henholdsvis ½-års og ældre laksefisk blev beregnet for grupperede fangster af ørred og laks for stationer hvor der blev fisket fra båd og ved vadefiskeri. Herudover blev sandsynligheden for fangst beregnet for vadefiskeri på stryg hhv. vadefiskeri på jævnt forløbende strækninger (Tabel 3). Der blev beregnet tætheder på de enkelte stationer for både ½-års og for ældre laksefisk.

Beregning af samlet bestand af lakseungfisk

For at styrke datagrundlaget for relationen mellem habitatkvalitet og tæthed af laks er der inddraget resultater fra 55 stationer fra Skjern Å hvor der ved befiskninger af Danmarks Center for Vildlaks i 2013 blev fundet laks (pers.comm. Kim Iversen, DCV).

De beregnede tætheder for hver LHS Gruppe med hver deres arealer blev anvendt til at beregne den samlede bestand på strækninger (arealer) der ved habitatregistreringen havde en tilsvarende habitatkvalitet, altså den samme LHS Grupperævrdi. Konfidensintervaller for bestanden i hver samlet LHS Gruppe blev beregnet ved addition af usikkerhed (varians) ved beregning af fisketætheder på de enkelte stationer (Bohlin *et al.* 1989) under hver LHS Gruppe.

Eventuelle usikkerheder ved opmåling af habitaterne og de samlede arealer er ikke indregnet.

Estimaterne for bestanden af laks er gjort for tre typer områder defineret således:

- a) områder hvor der ved elbefiskningerne er **observeret** laks, og hvor der altså med sikkerhed fandtes laks på undersøgelsestidspunktet;
- b) områder hvor der med stor **sandsynlighed** fandtes laks, altså strækninger der ikke er befisket, men hvor der enten fandtes laks i nærheden eller strækninger hvor der fandtes laks op- og nedstrøms for strækningen;
- c) områder hvor laksene **potentielt** kan forekomme, men hvor der med stor sandsynlighed ikke fandtes laks på undersøgelsestidspunktet.

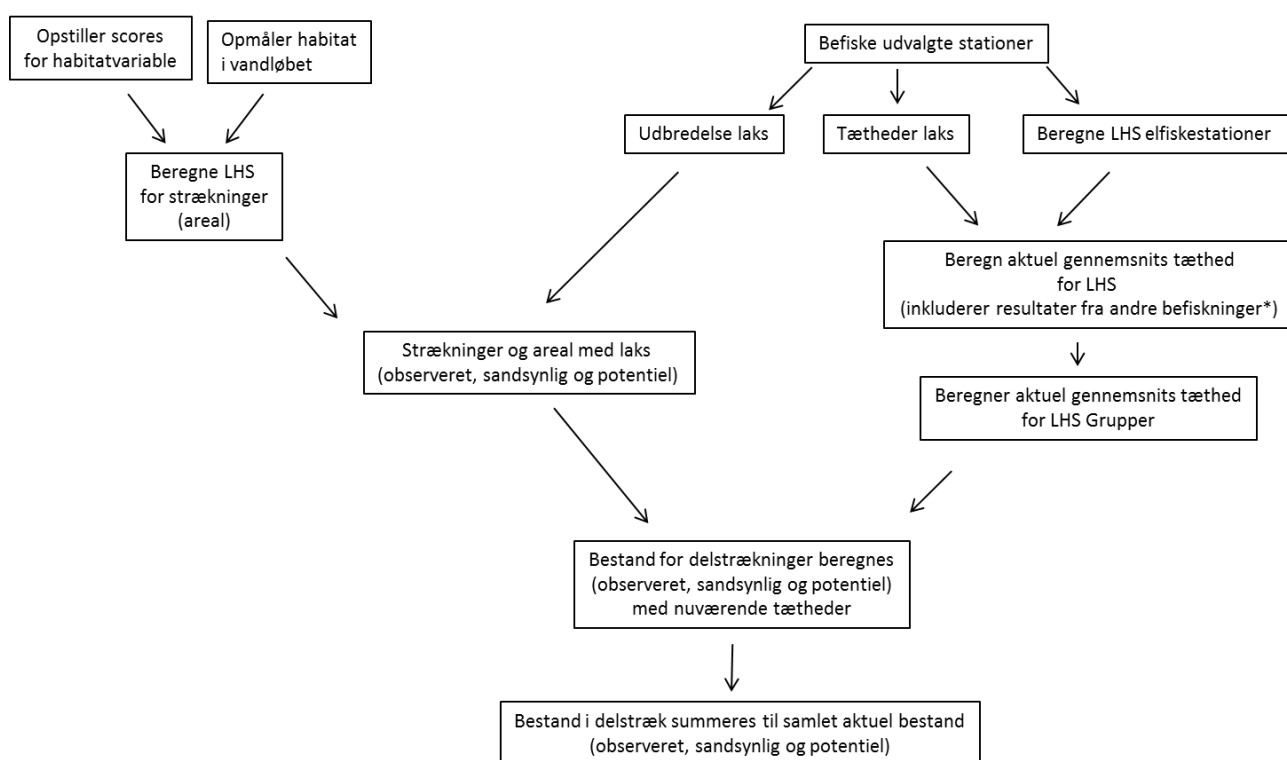
Den bestand der var i åen i efteråret 2014 består altså af $a + b$, mens den samlede potentielle bestand består af $a + b + c$, idet de tre typer områder ikke overlapper. Den bestand der evt. findes i hovedløbet nedstrøms sammenløbet mellem Gels Å og Gram Å er ikke medregnet.

Disse beregninger blev gennemført for ½-års laks, 1 års og ældre vilde laks, samt for udsatte laks.

Ud over de beregnede eksisterende (område a ovenfor), sandsynlige (område b ovenfor) og potentielle (område c ovenfor) bestandsstørrelser blev den teoretisk maksimale bestandsstørrelse for ½-års laks beregnet for de samme områder.

I Figur 8 er det samlede lay-out af undersøgelsen frem til dette punkt illustreret.

Forløb i undersøgelsen



Note: * Resultater fra befiskninger i Ribe Å 2012 og Skjern Å 2013

Figur 8 Oversigt over forløbet i undersøgelsen, med basale undersøgelser i de øverste tre bokse og inddragelse af resultater fra befiskninger i Ribe Å i 2012 og fra Skjern Å i 2013 ved beregning af aktuelle gennemsnitstætheder for LHS.

Sammenhæng mellem yngeltæthed, smoltproduktion og gydebestand

Ud fra de samlede bestandsestimater af juvenile laks er antallet af smolt som vandløbet vil producere med den aktuelle bestand estimeret ud fra andelen af bestanden der smoltificerer fundet af Koed *et al.* (2006) og Kennedy *et al.* (2012). Herudfra er smoltproduktionen i foråret 2015 estimeret.

Størrelsen af gydebestanden i Ribe Å blev bestemt i 2012 og lystfiskeriets fangst af gydevandrende laks i åen er registreret fra 2010 og frem. Ved at sætte disse tal i relation til hinanden kan gydebestandens størrelse med rimelig præcision estimeres i år hvor den ikke undersøgt direkte (Bagliniere *et al.* 1979, Thorley *et al.* 2005, Pedersen *et al.* 2007), under forudsætning af at fiskeriindsatsen har været ens. Ud fra disse kombinerede oplysninger er gydebestandens størrelse estimeret for årene fra 2010 til 2014.

Ud fra disse tal (størrelsesorden) er tilbagevendingsraten (*return rate*) estimeret. Denne er sammenholdt med de senest tilgængelige værdier fra andre vandløb i Nordatlanten indsamlet af ICES (ICES 2015b). Her skelnes der mellem tilbagevendingsraten for laks med 1 vinter i havet (1 Sea Winter, 1 SW, normalt betegnet *grilse*) og for laks med flere havår (Multi Sea Winter – MSW). Gydevandrende laks med 1 SW kan generelt adskilles fra MSW laks alene på størrelsen. Andelen af gydebestanden i Ribe Å med 1 havår, hhv. flere havår er bestemt ud fra størrelsessammensætningen af laks der indsamles til afstrygning (upubliceret Søren Larsen, Danmarks Center Vildlaks).

For vilde bestande er der oplysninger fra ni vandløb i Norge, Irland, Nordirland, England, Skotland og Wales. Herudover er der oplysninger fra to islandske vandløb. For udsatte laks er der oplysninger for laks i 17 vandløb, hvor der dog kun skelnes mellem grilse og MSW gydefisk i fem vandløb (Norge, Sverige og Island). De resterende vandløb (Irland og Nordirland) har altså ikke oplysninger om havalderen på laksene i gydebestanden (primært fordi de er grilse bestande).

På grund af den meget store forskel i beliggenhed og vandringsdistance mellem vandløb i selve Europa og Island er der i det følgende set bort fra islandske vandløb.



½ års laks fra Ribe Å

For vilde laks er den gennemsnitlige tilbagevendingsrate (til kysten nær vandløbet inden laksene evt. befiskes lokalt) for grilse (laks med én vinter i havet) 4,4 % (min. 1,2; maks. 8,2) og for MSW laks (laks med to eller flere vintre i havet inden gydevandringen) 1,8 % (min. 0,6; maks. 4,7). For udsatte laks er tilbagevendingsraten i tre vandløb for grilse 1,2 % (min. 0,2; maks. 1,9) og for MSW

gydefisk (to vandløb) 0,95 % (min. 0,5; maks. 1,4). For udsatte laks i alle vandløbene (17 stk.) er den gennemsnitlige tilbagevending på 1,8 %.

Med udgangspunkt i ovenstående er der i beregningerne brugt en return rate på 4,4 % for vilde grilse og 1,8 % for vilde MSW laks. For udsatte er der uanset havalder brugt 1,8 %.

For at beregne antallet af smolt, der vil vende tilbage som voksne laks må andelen af gydebestanden der er hhv. grilse og MSW laks kendes. Til at beregne denne, anvendes oplysninger fra de laks der er indsamlet til afstrygning på Danmarks Center for Vildlaks (DCV). Baseret på længdefordelingen i de indsamlede laks udgør grilse 41 % af bestanden og MSW 59 %.

I beregningen bruges først som eksempel en teoretisk gydebestand på 100 laks

Heraf er 41 grilse der for de vilde laks har haft en havoverlevelse fra smolt på 4,4 % og 59 MSW laks der har en havoverlevelse på 1,8 %.

Antallet af smolt der kræves for at producere disse er altså:

$$(1) 41_{grilse} = N_{grilse\ smolt} * 0,044 \quad < = >$$

$$(2) N_{grilse\ smolt} = \frac{41}{0,044} = 932\ smolt$$

Hvor N_{grilse} er antal grilse og $N_{grilse\ smolt}$ er antal smolt der bliver til grilse.

Antal smolt der kræves for at producere 59 MSW laks er:

$$(3) 59_{MSW\ laks} = N_{MSW\ smolt} * 0,018 \quad < = >$$

$$(4) N_{MSW\ smolt} = \frac{59}{0,018} = 3.278\ smolt$$

Hvor N_{MSW} er antal laks der vender tilbage som MSW laks og $N_{MSW\ smolt}$ MSW er antal smolt der vender tilbage som MSW laks.

Bidraget fra udsatte laks til gydebestanden i årene efter udsætningen kan beregnes efter sammenhængen:

$$(5) N_{laks} = return\ rate * N_{smolt} \quad < = >$$

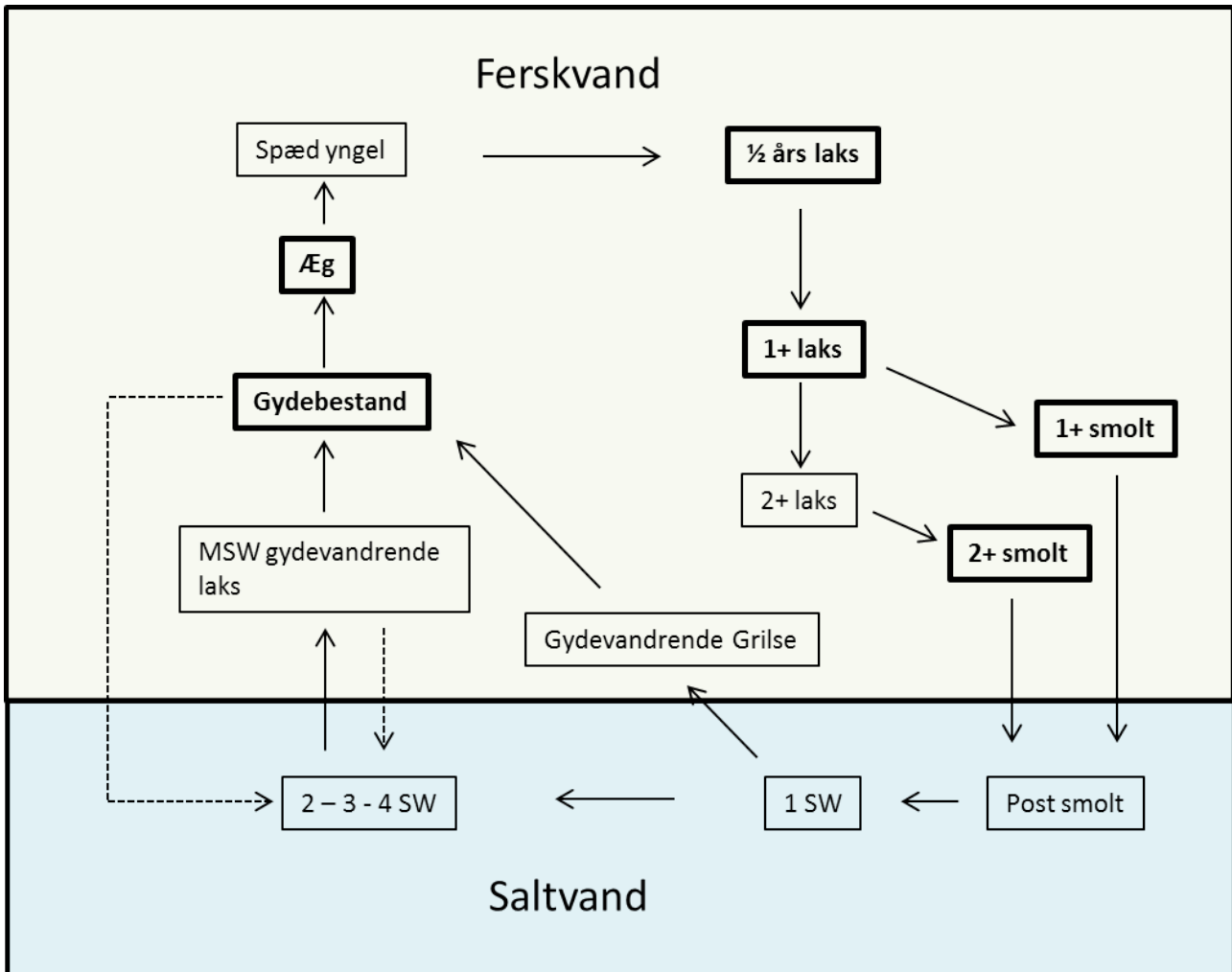
$$(6) N_{smolt} = \frac{N_{laks}}{(return\ rate)}$$

Gydebestanden i 2013 er ophav til ½-års laksene i åen i 2014. Ved at kombinere det beregnede antal laks med antallet af æg som hver laks producerer (fekunditeten) er det samlede antal æg der er gydt i vandløbet i vinteren 2013-14 estimeret. Da større laks producerer flere æg, er der behov for at kende størrelsessammensætningen (længden) af laksene i gydebestanden. Denne er estimeret ud fra de laks der er indsamlet til strygning på DCV. Fekunditeten varierer både over tid og mellem vandløb (Klemetsen *et al.* 2003). Da den ikke er kendt for Ribe Å eller andre danske

bestande er den er her beregnet ud fra en generel sammenhæng mellem antal æg og længde (Shearer 1992):

$$(7) \text{Log}(10) N = 2,3345 \text{Log}(10) L - 0,582$$

Hvor N er antal æg og L er længden (forklængde) i cm.



Figur 9 Elementer i en bestandsmodel (stock-recruit model) for laks. Delelementer, der enten er målt direkte eller beregnet ud fra andre oplysninger indsamlet i denne undersøgelse, er vist med fede typer. Stiplet linje angiver laks med gentagen gydning.

I disse beregninger er andelen af gydebestanden der er hunner estimeret til at være 60 %, baseret på litteraturværdier og observationer fra opgørelse af gydebestanden i hh. Ribe og Skjern Å'er: I Nordirland fandt Shearer (1992) at andelen af hunner var ca. 64 %, i Skjern Å i 2011 var andelen af hunner 62 % (Jepsen og Koed 2012) og i Ribe Å 52 %.

Sammenhængen er illustreret i Figur 9, hvor elementer der enten er bestemt direkte (antal 1/2-års og 1+ laks i vandløbet) eller estimeret fra andre oplysninger (1+ og 2+ smolt, gydebestand og antal æg der er gydt), er vist med fede typer.

Resultater

Fangster og størrelsessammensætning

Der blev elfisket på 46 stationer i Ribe Å systemet i september 2014. Der blev fanget i alt 14 forskellige arter; hovedparten ørred og derefter laks (Tabel 6). Der blev fanget både vilde og udsatte (finneklippede) lakse ungfisk, men ingen voksne laks og kun enkelte havørred.

Tabel 6. Samlede fangster ved befiskningerne i Ribe Å september 2014.

Samlede fangster af alle arter	
3-pigget hundestejle	161
9-pigget hundestejle	24
Aborre	4
bæklampret	5
Elritse	591
Gedde	15
Grundling	55
Havørred	5
Knude	12
Laks – udsat	58
Laks – vild	630
Skalle	7
Stalling	27
Strømskalle	14
Ørred	1880
Ål	12
I alt	3500

De beregnede sandsynligheder for fangst (p) ved fiskeri fra båd og ved vadefiskeri viste, at der var betydeligt højere effektivitet ved vadefiskeri end ved fiskeri fra båd, og at der ved vadefiskeri var en betydeligt bedre effektivitet ved fiskeri på stryg, sammenlignet med fiskeri på jævnt forløbende strækninger (Tabel 7). Der blev derfor anvendt separate værdier for bestandsberegning ved de forskellige befiskningsmetoder ved fiskeriet i 2014.

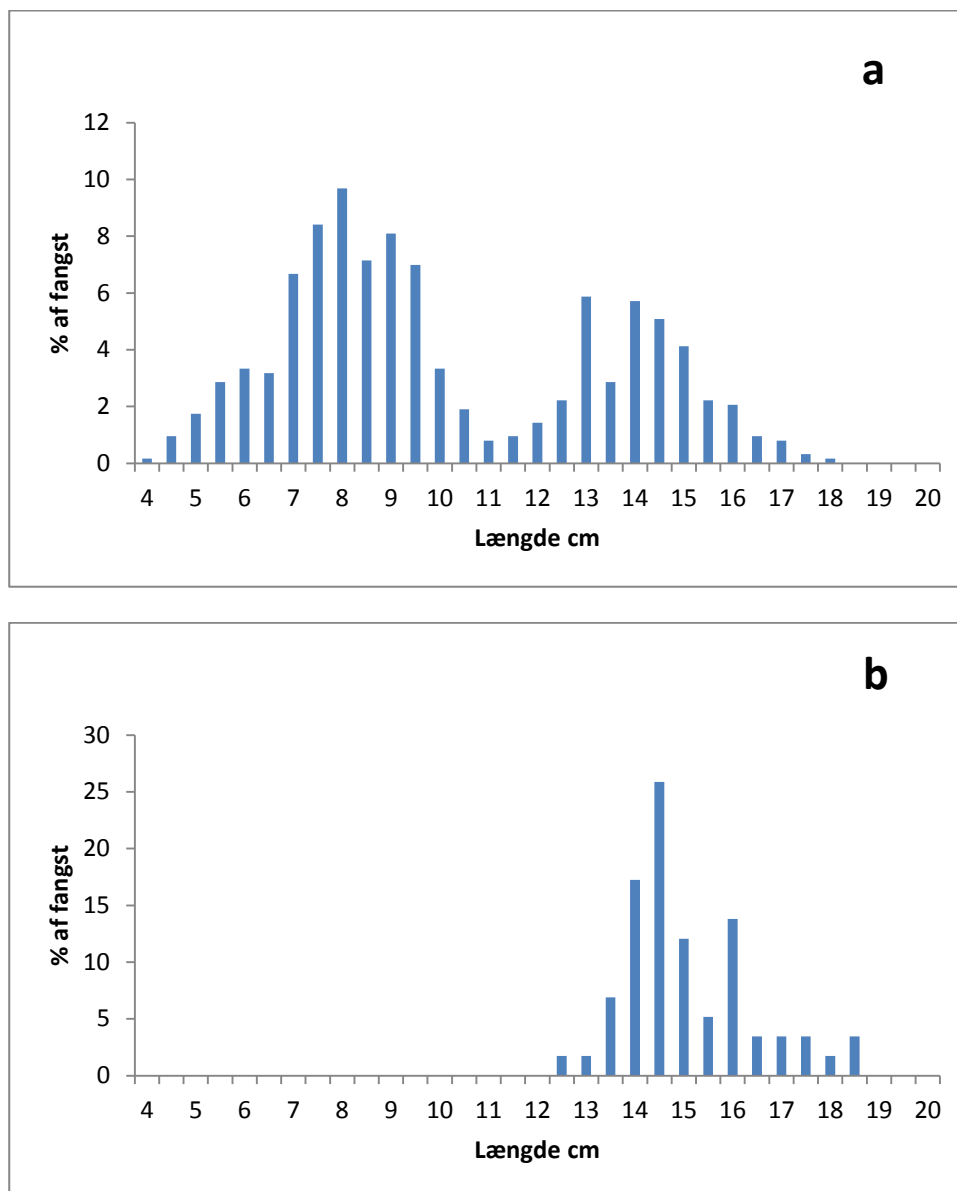
Tabel 7. Beregnede værdier for sandsynligheden (p) for fangst af ørred og laks grupperet for fiskeri ved vadning og fra båd og på vandløbsstrækninger med forskelligt forløb.

Type fiskeri	p ½-års (SE)	p ældre (SE)	Antal stationer
Nedstrøms fra båd	0,58 (0,05)	0,56 (0,06)	10
Vadning på stryg	0,81 (0,03)	0,90 (0,03)	5
Vadning på strækninger med jævnt forløb	0,65 (0,06)	0,76 (0,04)	5
Station M511 ¹⁾	0,3	0,3	1
Station M524 ¹⁾	0,15	0,15	1

1) Stationer på kraftige stryg med rivende strøm. Effektiviteten estimeret på basis af observeret antal laks der blev revet med strømmen nedstrøms.

Der er en klar adskillelse af størrelserne af ældre og årets lakseyngel (½-års laks) (Figur 10). Ved de videre beregninger er laks med en længde på til og med 11 cm regnet med som årets yngel. Længdefordelingen af de ældre laks antyder, at hovedparten af de ældre laks er 1 år gamle, medens kun få er to år.

Gennemsnitligt er de udsatte laks længere (15,1 cm) end de ældre vilde laks (13,9 cm) $p < 0,05$; t-test).



Figur 10. Størrelsesfordeling (frekvens) af (a) vilde laks og (b) udsatte laks.

Forekomst og tætheder af laks

Der blev fundet laks på 35 af de 46 befiskede stationer. Vilde laks blev fundet på 32 stationer (½-laks års på 25 og ældre laks på 27). Både ½-års og ældre vilde laks blev fundet på 20 stationer. For de vilde laks blev der på fem stationer kun observeret ½-års, men ikke ældre vilde laks. Omvendt var der syv stationer med ældre vilde laks, men ingen ½-års (Appendiks 3, 4, 5 og 6).

Der var et stort spænd i de observerede tætheder. På stationer med vilde ½-års laks varierede tæthederne mellem 0,2 (0,2-0,5) og 94,2 (89,7-100,6) laks 100 m², med et gennemsnit på 12,8 (11,3-20,8) laks 100 m². Der var lidt mindre variation i tæthederne af ældre laks (min: 0,2 (0,1-0,6); maks. 47,0 (46-49,9) laks 100 m²) med et gennemsnit på 5,9 (5-12,6) laks 100 m².

Årets lakseyngel blev hyppigst fundet i Hjortvad Å og de nedre dele af Gram og Gels Å. Der blev ikke fisket i de øvre dele af hovedløbet i Gram Å ved denne undersøgelse, men i perioden 2009 – 2012 blev der foretaget 1-2 befiskninger årligt af en ca. syv km lang strækning omkring Slevad bro hvor der er gode forhold for laks (Figur 4). Ved disse befiskninger blev der kun ved én befiskning (2009) fundet nogle få ½-års laks af vild herkomst. Der blev i nærværende undersøgelse fisket i et par tilløb med gode forhold for laks, men altså ingen konstateret. Det er derfor usandsynligt at der i efteråret 2014 var laks, eller i hvert fald kun meget få laks, i Nørreåen opstrøms Gram by. Det blev derimod fanget laks i et tilløb nedstrøms Gram by og det er meget sandsynligt at der var ½-års laks i Fladså på hele strækningen nedstrøms Gram by. I den øvre del af Gels Å blev der kun fundet ½-års laks på to stationer. Årets yngel er altså mindre udbredt her end i de øvrige dele af vandløbssystemet. De største tætheder blev fundet på nogle af stationerne i Hjortvad Å (Appendiks 4).

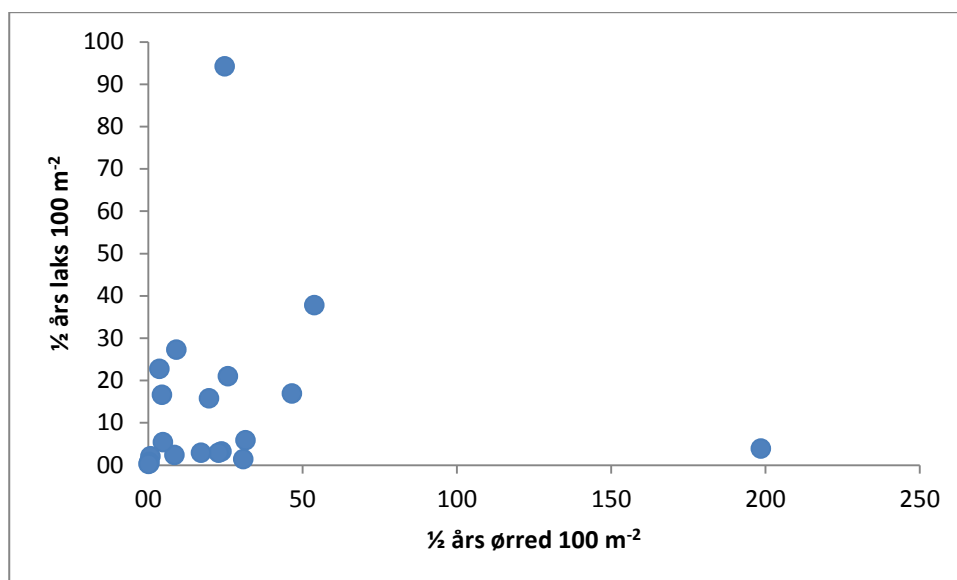
I det store og hele var de ældre laks udbredt nogenlunde som ½-års laksene. Der er dog den forskel, at der kun på én befisket station i den øvre del af Hjortvad Å blev fundet ældre laks, mens ½-års laks blev fundet på alle fire befiskede stationer. I Gels Å er der den forskel, at ældre laks blev fundet på næsten alle stationer i vandløbet, hvor dette er stort med bredder mellem 5 og 12 m (mellem Bevtøft og Kastrup Engvandingsanlæg), mens ½-års laks kun blev fundet på to stationer på strækningen (Appendiks 4 og 5).

Vilde ½-års laks blev fundet på seks af de otte stryg der blev befisket (75 %) med et samlet gennemsnit på 35,5 (31,8-58,4) laks 100 m² (Appendiks 3). På 38 stationer placeret på strækninger med jævnt forløb (run) blev der fundet ½-års laks på halvdelen og her med langt lavere tætheder - gennemsnitligt 5,3 (4,5-8,2) laks 100 m².

Udsatte laks blev fundet på 18 stationer i hovedløbet af både Gram Å og Gels Å (heraf tre hvor der ikke blev fundet vilde laks) men med betydeligt lavere tætheder end de vilde laks: Mellem 0,1 (0,1-0,4) og 3,3 (2,6-7,8) laks 100 m² (Appendiks 3 og 6). I Hjortvad Å, hvor der ikke er sat laks ud, blev der heller ikke fundet udsatte laks.

Der blev fundet ½-års ørred på næsten alle befiskede stationer (41) med tætheder fra 0,1 (0,1-0,2) og helt op til 198,5 (174,4-237,9) 100 m² (gennemsnitligt 26,3 (22,9-38,2) og ældre ørred på 42 stationer med tætheder mellem 0,2 (0,1-0,5) og 92,7 (87,1-102,0) 100 m² (gennemsnitligt 9,7 (7,0-19,8) (Appendiks 3, 7 og 8). Ørred er altså mere udbredt på de undersøgte stationer end laks og har højere tætheder i de øvre dele af vandløbene.

På de fleste stationer hvor der blev fundet både ½-års ørred og ½-års laks, hhv. ældre ørred og ældre laks var tæthederne af ørred større end tætheden af laks. Undtagelserne findes på stationer i de nederste dele af vandløbene (Appendiks 3, 9 og 10). I Figur 11 er tætheden af ½-års laks og tætheden af ½-års ørred vist for disse stationer. Der er ikke sammenhæng mellem grupperne hverken når alle observationer medtages ($R^2 < 0,001$, $p=0,97$; lineært udtryk), eller hvis der ses bort fra de to outliers ($R^2 = 0,2$, $p=0,06$). Også for ældre laks og ørred (ikke vist) er sammenhængen ringe ($R^2 < 0,001$).



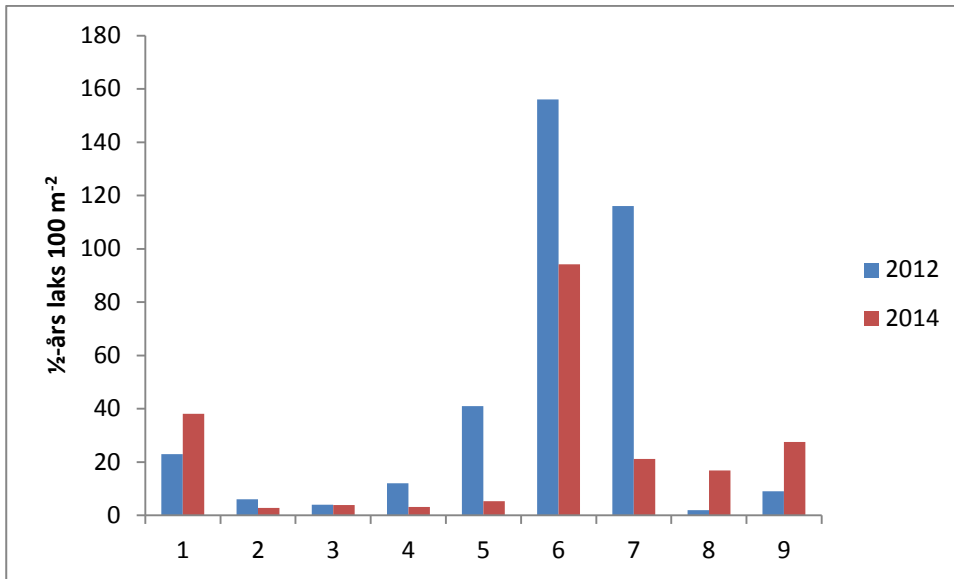
Figur 11. Tætheder (N 100 m²) af ½-års laks mod tætheden af ½-års ørred på befiskede stationer hvor begge grupper forekommer.

Sammenligning af tætheder 2012 – 2014

I 2014 blev der fisket på 20 stationer der også blev befisket i 2012. Ved befiskningerne i 2012 blev der fundet ½-års laks på 15 af disse og i 2014 på 10 stationer. Der er ikke statistisk signifikant forskel ($p=0,1$; Chi-square-test) på hyppigheden af forekomsten af ½-års laks mellem de to år. På kortene i Appendiks 4 og 11 kan placeringen af stationer med laks i de to år sammenlignes. Det er her tydeligt at udbredelsen af ½-års laks stort set er identisk i de to år, bortset fra den øvre Gels Å, hvor udbredelsen var væsentlig større i 2012 end den var i 2014.

Ved befiskningerne i de to år var der ½-års laks på ni sammenfaldende stationer. Tæthederne på disse stationer ved de to befiskninger er vist i Figur 12. I 2012 er der især tre stationer med væsentlig højere tætheder end i 2014, men gennemsnitligt (2012: 41,0; 2014: 23,7) er der ikke signifikant forskel på tæthederne på de samme stationer de to år ($p=0,42$, t-test).

Tæthederne af ældre laks er ikke sammenlignet, da det i 2012 på enkelte stationer ikke er noteret om laksene var udsatte eller vilde.



Figur 12. Sammenligning af tætheder af 1/2-års laks i 2012 og 2014 på stationer hvor der begge år blev fundet laks.

Habitat og bestandstæthed

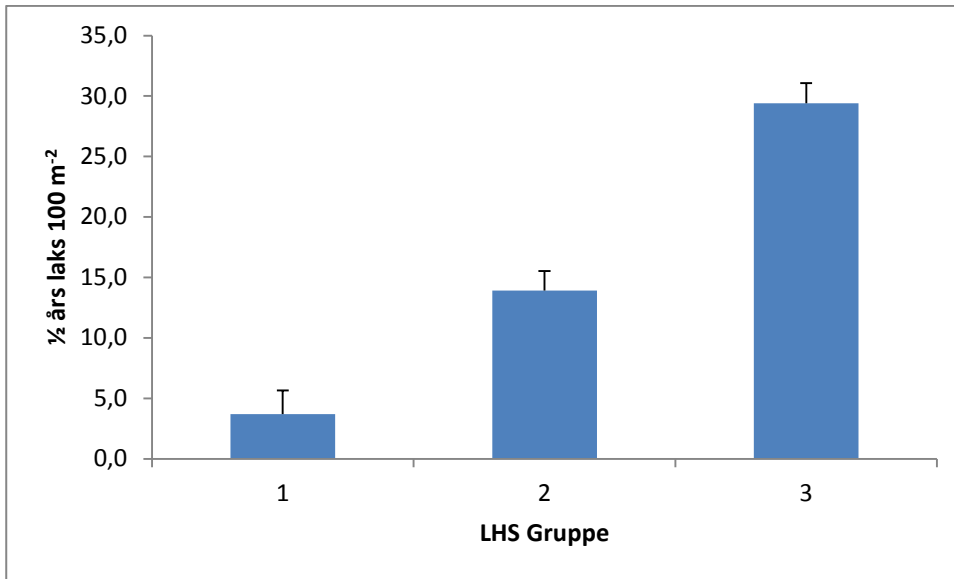
Sammenhængen mellem de enkelte LHS værdier og de observerede tætheder af laks er vist i Appendiks 12.

1/2-års laks

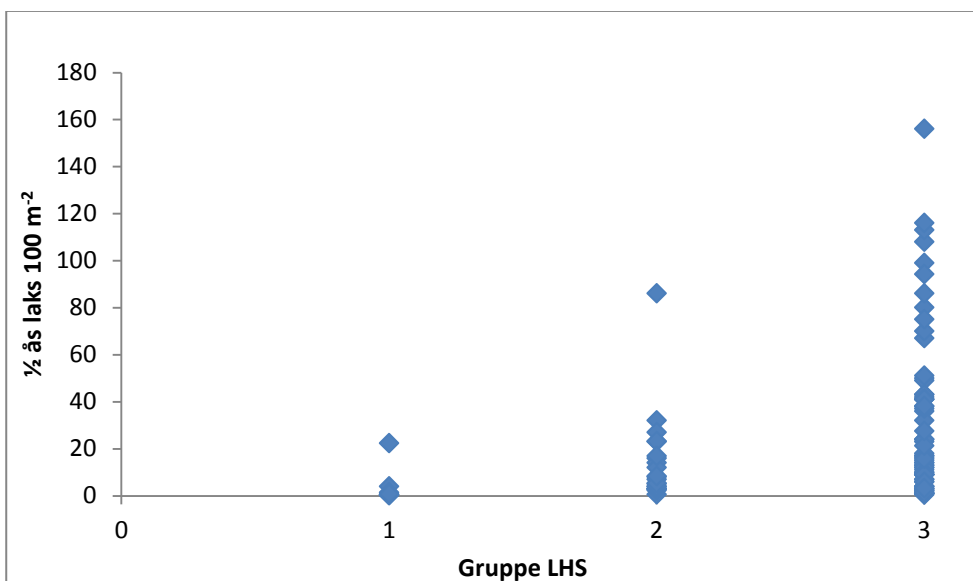
De gennemsnitlige tætheder i de grupperede LHS værdier (Tabel 5) stiger klart med kvaliteten (Tabel 8 og Figur 13). I Figur 14 er de enkelte observationer vist. Der er store variationer i de observerede tætheder med enkeltobservationer helt op til 156 laks 100 m² på en enkelt station med den bedste habitatkvalitet.

Tabel 8 Middeltæthed af 1/2-års laks i Ribe Å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 kombineret for grupperede habitatkvaliteter (LHS Gruppe).

LHS			
Gruppe	Middeltæthed	N	95 % C.L.
1	3,7	8	2,0
2	13,9	22	1,6
3	29,4	71	1,7



Figur 13 Gennemsnitlige tætheder af ½-års laks for grupperede habitatscores (LHS Gruppe), Skjern Å og Ribe Å kombineret (95 % C.L).



Figur 14 Enkeltobservationer af tætheder af ½-års laks i hver LHS gruppe.

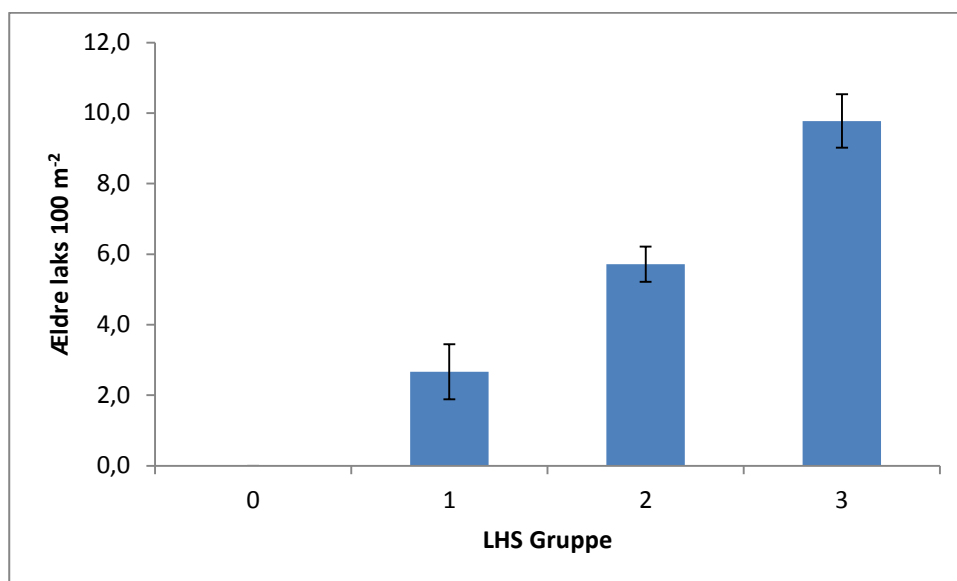
1 års og ældre laks

Gennemsnitstætheder for de enkelte LHS - grupper (Tabel 5) er vist i Tabel 9 og Figur 15. De gennemsnitlige tætheder i LHS grupperne varierer mellem 0 og 9,8 laks 100 m². De enkelte observationer er vist i Figur 16. Sammenlignet med ½-års laksene er der relativt få værdier der ligger væsentlig over gennemsnittet.

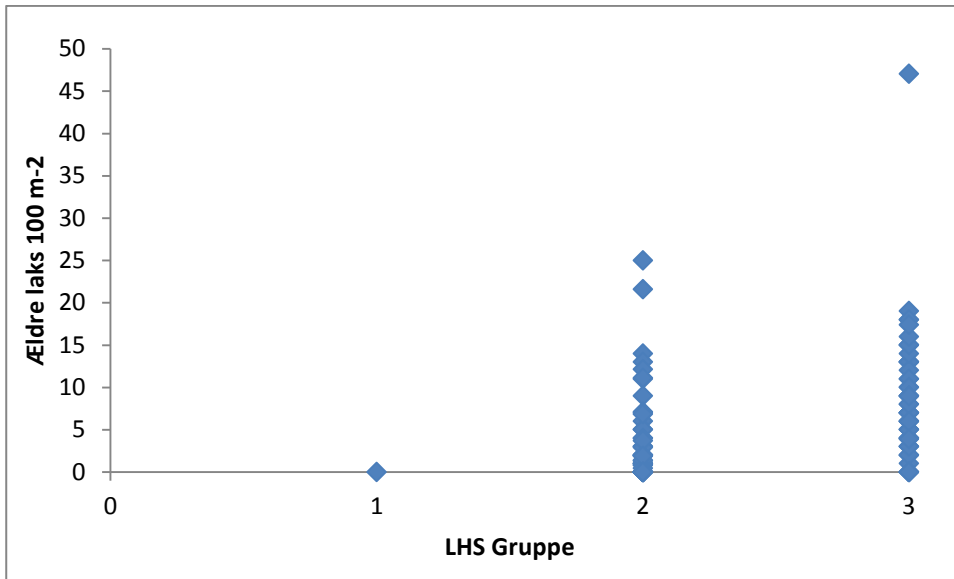
Tabel 9 Gennemsnitlige tætheder af 1 års og ældre laks for grupperet habitatkvalitet (LHS Gruppe). 95 % C.L.

LHS Gruppe	Middeltæthed	N	95 % CL
0	0,0	2	0
1	2,7	19	0,8
2	5,7	41	0,5
3	9,8	38	0,8

NOTE: En observation i LHS Gruppe 0 er udeladt.



Figur 15 Tætheder i forhold til kvalitet 1 års og ældre laks (95 % C.L)



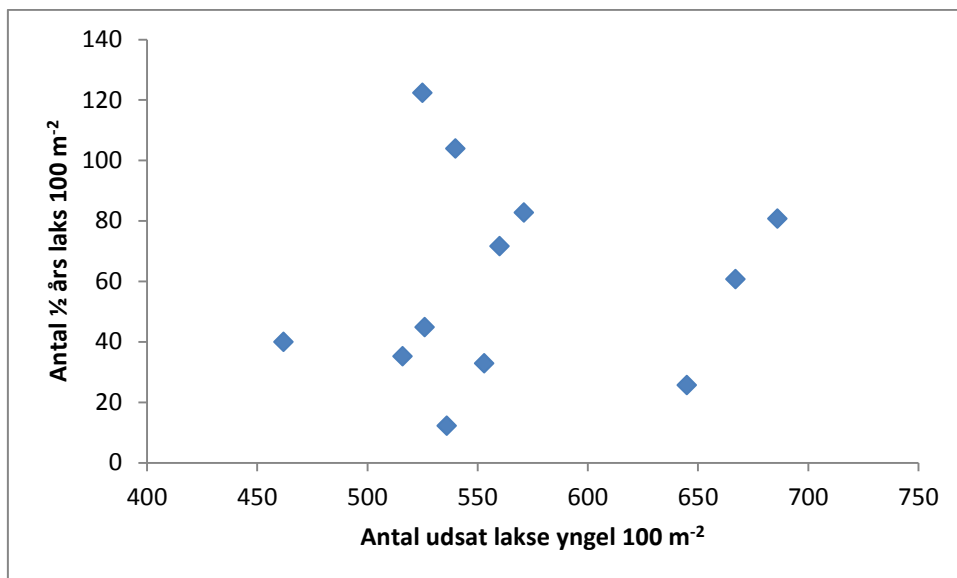
Figur 16 Enkeltobservationer af laksetætheder for 1 års og ældre laks for LHS Grupperne 1 – 3.



Stenstryg i Gels Å nedstrøms Kastrup Engvandingsanlæg

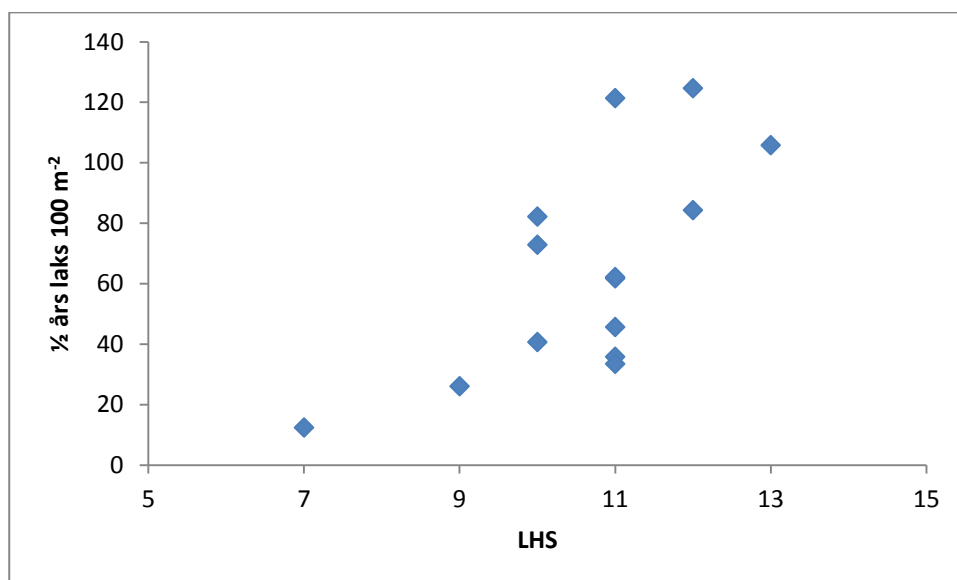
Teoretisk maksimale tætheder

På forsøgsstationerne i Kongeåen (Harvig 2014) hvor der i forsommeren 2014 blev udsat lakseyngel med en tæthed på gennemsnitligt 566 laks 100 m² kunne der efterfølgende ikke konstateres nogen sammenhæng mellem udsætningstætheden og tætheden fundet i sensommeren ($p=0,81$) (Figur 17).



Figur 17 Tætheder ved udsætning i forsommeren og ved befiskning i sensommeren på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå 2014. Tætheden i sensommeren er korrigeret for dødelighed fra befiskning i juli måned frem til september. Omtegnet efter Harvig (2014).

Der var derimod en positiv lineær sammenhæng ($R^2=0,45$, $p=0,008$) mellem habitatkvalitet og tæthed efter sommeren hvor den tilbageværende bestand altså afspejler bærekapaciteten ved forskellig habitatkvalitet (Figur 18).

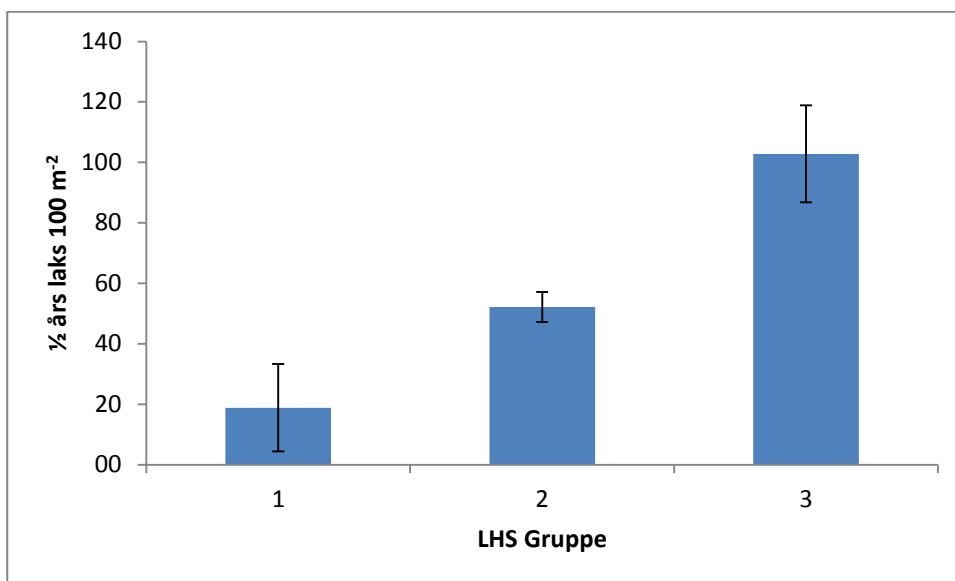


Figur 18 Observerede tætheder af ½-års laks på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå 2014. Omtegnet efter Harvig 2014.

De gennemsnitlige tætheder i Kongeåen for hver LHS – gruppe varierede mellem knap 20 for LHS Gruppe 1 til godt 100 ½-års laks 100 m² ved den højeste habitatkvalitet – LHS gruppe 3 (Tabel 10, Figur 19).

Tabel 10 Observerede tætheder på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå, for hver LHS – gruppe (95 % C.L.).

LHS Gruppe	Middeltæthed	N	C.L.
1	18,8	2	14,5
2	52,1	7	5,0
3	102,8	3	16,0



Figur 19 Observerede tætheder på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå, for grupperede kvaliteter (LHS Gruppe).

Bestandsstørrelse

Den samlede bestand af ½-års laks i hele Ribe Å er vist i Tabel 14.

Den samlede bestand af ½-års laks det kan antages der var i åen i efteråret 2014 (altså hvor der er konstateret laks + hvor der sandsynligvis forekom laks) er beregnet til i alt ca. 120.000 (111.700 – 130.700). Dette svarer til godt 1/3 af den samlede mulige bestand, hvis laksene forekom overalt hvor der er egnede forhold med de tætheder der blev observeret i efteråret 2014 (Tabel 11).

Den teoretisk maksimale bestand ved beregnede ved fuld rekruttering, altså tilstrækkelig gydning og overlevelse fra befrugtede æg til optimale tætheder af ½-års fisk i alle tilgængelige niches (Tabel 12), er ca. tre gange større end den aktuelle (Tabel 11).

Tabel 11 Samlet antal ½-års laks i vandløbet opdelt på habitatkvaliteter på strækninger hvor der er konstateret ½-års laks, herudover på strækninger der ikke er befisket, men hvor der sandsynligvis forekommer ½-års laks og på yderligere strækninger hvor der potentielt kan forekomme laks dersom gydebestanden spredes over hele systemet, beregnet ud fra de observerede tætheder. Tallene er beregnet ud fra de observerede tætheder i vandløbet.

LHS Gruppe	Område med konstateret bestand		Område med sandsynlig bestand		Område med potentiel bestand		Samlet bestand	
	N	95 % CL	N	95 % CL	N	95 % CL	N	95 % CL
1			1.000	500	800	400	1.800	900
2	24.100	2.800	11.800	1.400	14.300	1.700	50.200	5.900
3	27.500	1.600	56.800	3.200	190.100	10.800	274.400	15.600
I alt	51.600	4.400	69.600	5.100	205.200	12.900	326.400	22.400

Tabel 12 Beregnet maksimal bestand af ½-års laks i Ribe Å systemet opstrøms sammenløbet mellem Gelså og Fladså, samt Hjortvad Å fordelt på habitatkvalitet. Antallene er opdelt på de samme strækninger som i Tabel 14 ovenfor.

LHS Gruppe	Område hvor konstateret laks		Område hvor sandsynligvis laks		Område hvor potentielt laks		Total	
	N	95%CL	N	95%CL	N	95%CL	N	95%CL
1			4.300	500	3.200	400	7.500	900
2	77.000	4.400	37.500	2.100	45.500	2.600	160.000	9.100
3	80.600	5.300	166.600	10.900	557.200	36.200	804.400	52.400
I alt	157.600	9.700	208.400	13.500	605.900	39.200	971.900	62.400

Den beregnede bestand af vilde, hhv. udsatte 1 års og ældre laks på strækninger hvor der er konstateret laks og hvor der sandsynligvis findes laks i disse størrelser er vist i Tabel 13, hhv. 14. Da de maksimale tætheder ikke er kendt, er den maksimale potentielle bestand (altså områder hvor der potentielt kan forekomme) for de ældre laks ikke beregnet.

Tabel 13 Beregnet bestand af 1 års og ældre vilde laks i Ribe Å september 2014 i fordelt på LHS Grupper.

LHS Gruppe	Område hvor konstateret laks		Område hvor sandsynligvis laks		I alt	
	N	95 % C.L.	N	95 % C.L.	N	95 % C.L.
1	2.700	1.900	1.300	1.000	4.000	2.800
2	7.500	1.900	4.700	1.300	12.200	3.200
3	3.100	500	11.300	1.900	14.400	2.400
I alt	13.300	4.300	17.400	4.200	30.600	8.500

Tabel 14 Beregnet bestand af 1 års og ældre udsatte laks i Ribe Å september 2014 fordelt på LHS Grupper.

LHS Gruppe	Konstateret		Sandsynlig		I alt	
	N	95 % C.L.	N	95 % C.L.	N	95 % C.L.
1	440	360	130	110	570	470
2	590	190	1.210	390	1.790	580
3	600	120	760	10	1.360	120
I alt	1.630	670	2.090	500	3.720	1.170

Den samlede sandsynlige bestand af ældre vilde laks er på knap 31.000, mens antallet af ældre udsatte (3.700) udgør ca. 11 % af dette. Samlet var den totale bestand af ældre laks altså godt ca. 34.000 laks, svarende til knap 30 % af det totale antal ½-års laks, altså en forholdsvis stor andel. Dette tyder på at mange vilde laks først smoltificerer når de er to år gamle, og omvendt at mange af de udsatte laks formentlig smoltificerer som ét års fisk.

Sammenhæng mellem vandløbets bestand af unglaks, smoltproduktion og gydebestand

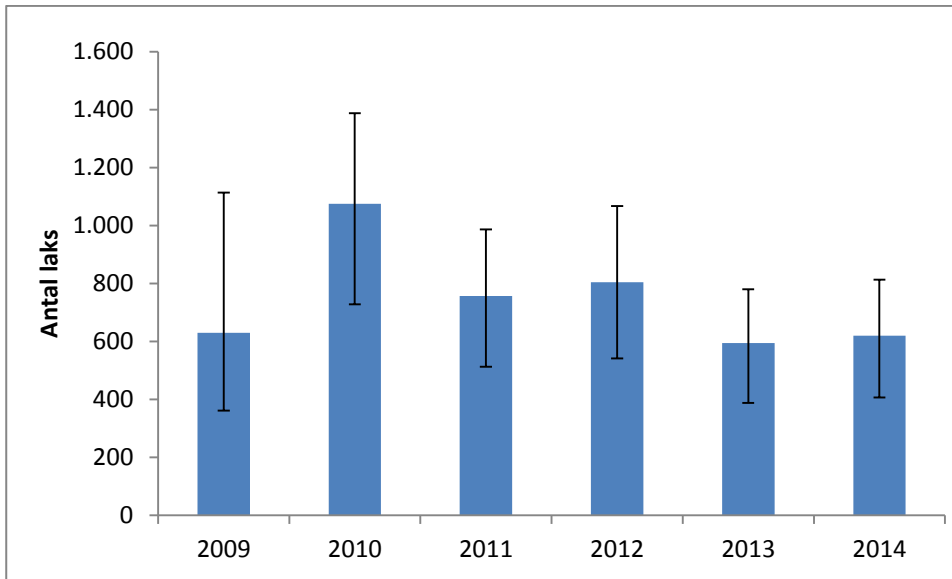
Forholdet mellem lystfiskerfangsten og gydebestanden er kendt i 2012, mens der ikke foreligger fangsttal fra lystfiskeriet for 2009.

I 2012 blev gydebestanden beregnet til at udgøre 908 laks (95 % C.L. 645-1171) efter fangst i lystfiskeriet af laks, der blev hjemtaget (64 stk., Tabel 15), men inden der blev indfanget laks til afstrygning (104 stk.). Den samlede fangst i lystfiskeriet var 302 eller ca. 33 % (26-47 %) af bestanden før indsamling til afstrygning. Herudfra kan gydebestanden i de øvrige år estimeres til at variere mellem ca. 690 og 1.160 med samlet konfidensinterval mellem ca. 500 og 1.500. Fra disse skal så fratrækkes fisk taget ud til afstrygning for at finde den faktiske gydebestand (Tabel 15 og Figur 20).

Tabel 15 Beregnet antal laks i gydebestanden samt antal der er fanget i lystfiskeriet hhv. anvendt til afstrygning i Ribe Å 2009 – 14.

År	Lystfiskerfangst		Til afstrygning	Gydebestand		
	Total	Hjemtaget		N	Min	Maks
2009 ¹⁾	n.a.	n.a.	96	630	361	1.114
2010	384	39	89	1.075	728	1.388
2011	276	41	75	757	512	987
2012 ¹⁾	302	64	104	804	541	1.067
2013	228	59	97	594	388	780
2014	237	65	98	620	406	814

Note: 1) bestand beregnet ved mærkning/genfangst.



Figur 20 Beregnet gydebestand af laks i Ribe Å 2009-14 efter fangst ved lystfiskeri og laks der er indsamlet til afstrygning. I 2009 og 2012 er bestanden beregnet ved mærkning – genfangst af laks på gydevandring i efteråret; de øvrige år ud fra den forholdsvis fangst ved lystfiskeri.

Gydebestanden i 2013 på 594 (388-780) laks udgør forældregenerationen til de vilde ½-års laks der blev fundet i efteråret 2014 (120.000 ½-års laks – Tabel 11), svarende til ca. 202 (143-337) ½-års laks pr laks i gydebestanden (hun- og hanfisk samlet). Ud fra disse tal kan det beregnes, at for at besætte hele vandløbet optimalt (altså inkl. områder hvor der potentielt kan forekomme laks) (964.000 ½-års laks, Tabel 12) skal der være ca. 4.800 laks i gydebestanden. Den beregnede bestand udgør kun ca. 12 % af dette og er altså meget langt fra den bestand der er nødvendig for at hele vandløbet når sin teoretisk maksimale produktion. Denne inkluderer også områder der indtil 2014 har været vanskeligt tilgængelige. Hvis der fokuseres udelukkende på det område hvor det antages der er laks (områder hvor det er konstateret der er laks + områder hvor der med stor sandsynlighed er laks) og hvis dette skulle besættes potentielt maksimalt ville det kræve en gydebestand på ca. 1.800 laks, eller ca. tre gange så mange som der var i 2013.

Sammenhæng mellem gydebestand, antal æg og antal ½-års laks

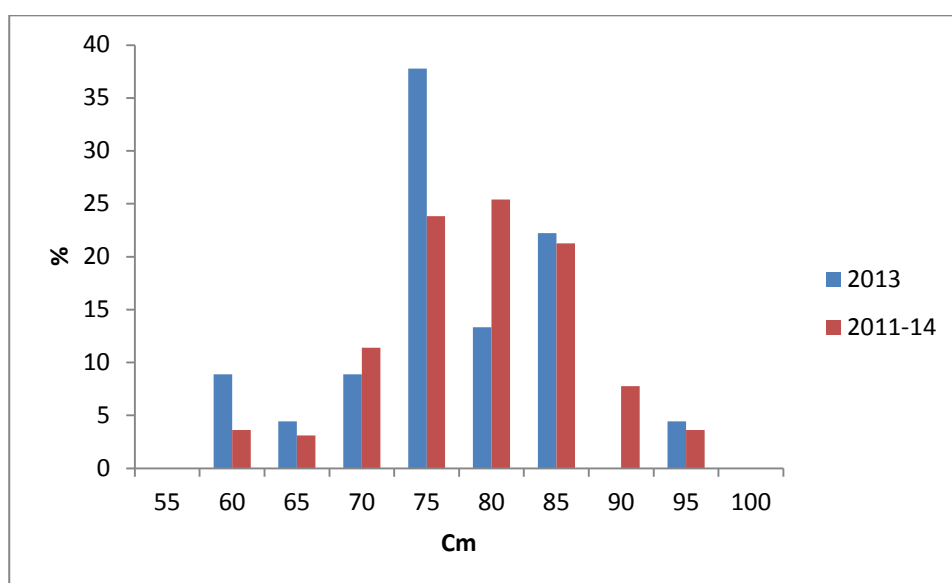
Antallet af æg der er gydt i vandløbet i vinteren 2013-14 kan estimeres ud fra gydefiskenes fekunditet og antal. Gydebestandens størrelsen i 2013 er estimeret til 594 laks, men andelen af disse der var hunfisk er ikke kendt. Ifølge litteraturen varierer andelen af hunner både mellem bestande og over tid (Klemetsen et al. 2003). I alle laksebestande findes der dog en vis andel af hannerne der modnes tidligt (og som altså ikke har været i havet) og som indgår i gydebestanden; de såkaldte "dværghanner" eller 'snigere'. Der er altså effektivt set altid et overskud af hanner ved selve gydningen, og derfor generelt færre hanner end hunner der vandrer til havs for at vokse op. For River Bush i Nord Irland finder Shearer (1992) at ca. 64 % af smoltene, set over en årrække, er hunner. I Skjern Å fandt Jepsen og Koed (2012) at 62 % af i alt 400 undersøgte opgangslaks i 2011 var hunfisk. Ved bestandsundersøgelsen i Ribe Å i 2012 var andelen af hunner i

gydebestanden 52 %. For de videre beregninger anvendes en andel af hunner i gydebestanden på 60 %, idet både litteraturværdierne og observationerne i Skjern Å tages i betragtning.

Ud fra dette udgør det beregnede antal hunner i gydebestanden i 2013 altså 356 (233-468) fisk.

Fekunditeten af de enkelte hunner, der varierer med størrelsen, er beregnet efter (7), baseret på størrelsesfordelingen af laksene i 2013. Længdefordelingen af de indsamlede hunnfisk i perioden 2011-2014 er vist i Figur 21. Denne beregning giver et samlet antal æg på 2,5 (1,6-3,2) millioner i 2013.

Med en beregnet bestand af vilde ½-års laks i vandløbet på ca. 120.000 giver dette en overlevelse fra æg til ½-års laks på ca. 4,8 % (3,4-8,2 %).



Figur 21 Størrelsesfordeling af hunnlaks fra Ribe Å 2013 (N=45) og 2011-2014 (N = 193) brugt til afstrygning på Danmarks Center for Vildlaks (pers. comm. Søren Larsen, DCV).

Sammenhæng mellem smoltproduktion og gydebestand

Smoltudvandringen i foråret 2015 er beregnet ud fra en udvandring på hhv. 20 % for både ½-års laks og 1 års (og ældre) laks (Koed 2006) og 9 % for ½-års laks (Kennedy *et al.* 2012) (Tabel 16). I beregningerne indgår ud over den beregnede bestand også udvandring fra udsætninger af ½-års laks i efteråret 2014 (efter elfiskeriet i denne undersøgelse) og udsætning af 1 års laks i foråret 2015.

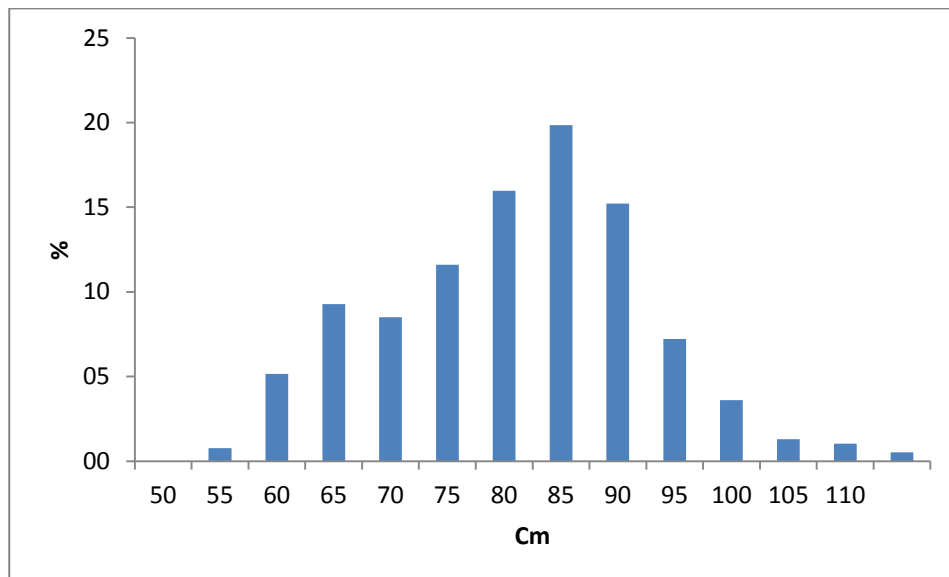
Med en smoltudvandring på 20 % af bestanden af ½-års og 1 års og ældre laks er den naturlige produktion af smolt beregnet til ca. 30.000 (28.500-33.900) smolt og med diverse udsætninger til i alt ca. 42.000. Med en udvandring på 9 % som fundet af Kennedy *et al.* (2012) (9 %), udgør smoltene fra den naturlige produktion kun ca. 17.000 (14.500-19.600), og den samlede udvandring inkl. udsætninger ca. 23.500 smolt.

Tabel 16 Estimeret smoltproduktion i foråret 2015 på basis af beregnet vild bestand efterår 2014 og udsætninger i Ribe Å. Produktionen af smolt fra ½-års laks (vild og udsat samlet) er sat til 9 % og 20 % for ældre laks.

Gruppe	Bestand og udsætning			Udvandring på 20 % ¹⁾			Udvandring på 9 % ²⁾		
	N	Min	Maks	Smolt	Min	Maks	Smolt	Min	Maks
½-års naturlig	120.000	111.700	130.700	24.000	22.300	26.100	10.800	10.100	11.800
Ældre naturlig	31.000	22.200	39.200	6.200	4.400	7.800	6.200	4.400	7.800
Ældre udsat	3.700	2600	4.900	700	500	1.000	700	500	1000
Udsat ½-års 2014	46.000			9.200	9.200	9.200	4.100	4.100	4.100
Udsætning 1 års 2015 ³⁾	8.200			1.640	1.640	1.640	1.640	1.640	1.640
I alt				41.800	38.100	45.800	23.500	20.800	26.400

Note: 1) efter Koed (2006), 2) efter Kennedy *et al.* (2012), 2) det antages at 20 % udvandrer

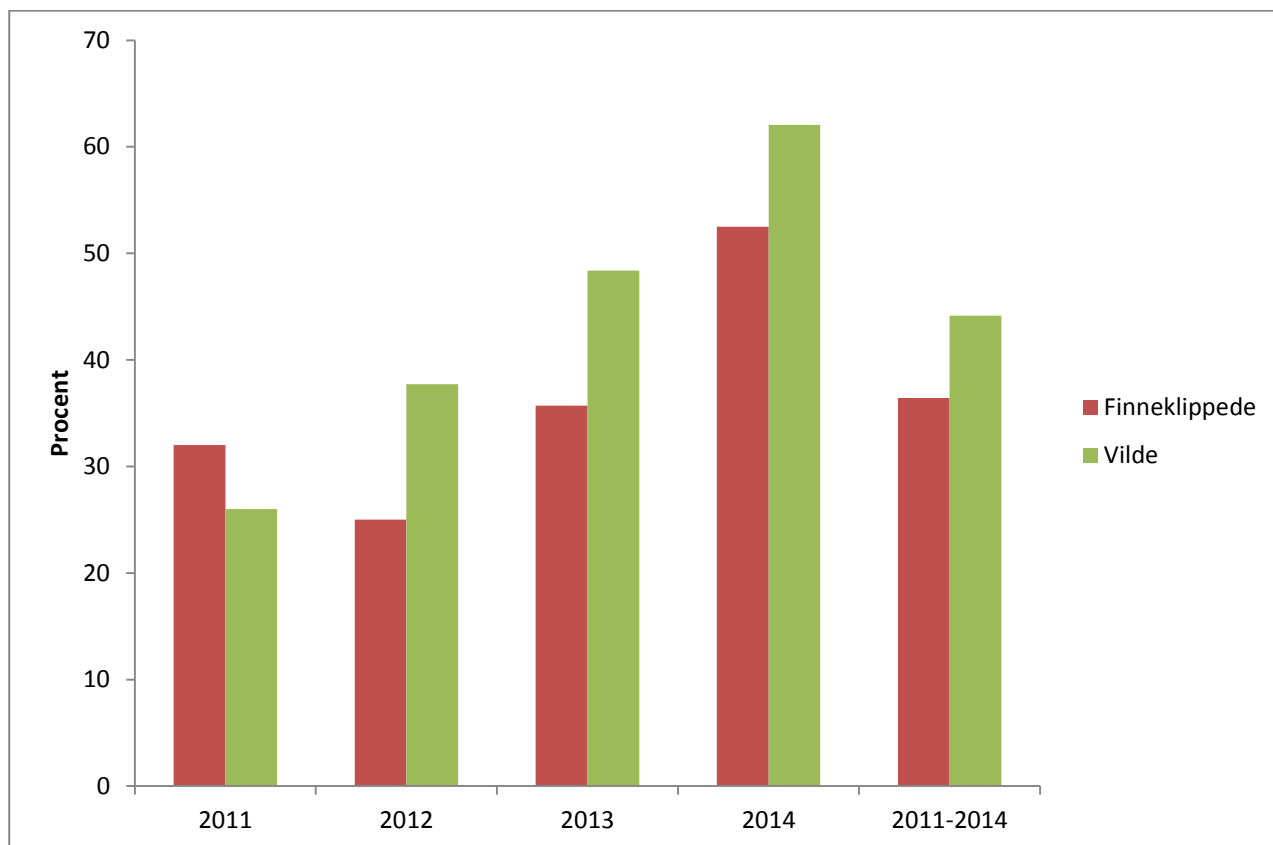
I foråret 2015 blev der dog sat væsentlig færre 1 års laks ud, nemlig kun 8.200 hvor der normalt udsættes ca. 40.000 (pers. comm. Finn Sivebæk, DTU Aqua). Der foreligger ikke oplysninger om alderssammensætningen af gydebestanden i Ribe Å, men Lindvig (2011) fandt ved skælaflysning at laks med en længde under ca. 74 cm er grilse (Lindvig 2011). I de følgende beregninger anvendes denne størrelse til at adskille grilse og MSW gydefisk.



Figur 22 Længdefordelingen af i 388 laks fra Ribe Å (han og hun samlet) indsamlet til strygning på Danmarks Center for Vildlaks 2011 – 2014.

Størrelsesfordelingen af laksene af laksene (både han og hun) der er indsamlet til afstrygning på Danmarks Center for Vildlaks (DCV) i perioden 2011 - 2014 (N=388) (Figur 22) er her brugt til at opgøre den gennemsnitlige andel af gydebestanden der består af grilse (længde < 74 cm). I årene

2011-14 udgør grilse gennemsnitligt 41 % af bestanden. Andelen har været stigende gennem denne periode (Figur 23).



Figur 23 Andelen af laks indsamlet til afstrykning med en længde < 74 cm (grilse)

Det fremtidige antal opgangslaks som det beregnede antal smolt i foråret 2015 over en årrække vil resultere i, er beregnet efter formlerne (1 – 4). Beregningerne er for de vilde laks fordelt på grilse hvor der anvendes en tilbagevendingsrate på 4,4 % og MSW laks hvor der anvendes en tilbagevendingsrate på 1,8 %.

Beregningerne viser at der for at producere 100 laks samlet er behov for i alt 4.210 smolt (932 smolt for at producere 41 grilse og 3.278 smolt for at producere 59 MSW laks).

Heraf udgør andelen af smoltene der bliver til grilse $932/4210 = 0,22$ og andelen der bliver til MSW laks $3.278/4.210 = 0,78$.

Med udgangspunkt i en udvandring på 20 % af alle aldersgrupper, produceres der i alt 30.000 vilde smolt. Heraf bliver 22 % til grilse:

$30.000 * 0,22 = 6.600$ smolt, der med en havoverlevelse på 4,4 % resulterer i en opgang på 290 grilse

78 % bliver til MSW laks:

$30.000 * 0,78 = 23.400$ smolt, der med en havoverlevelse på 1,8 % resulterer i en opgang på 421 laks; i alt 710 (639 – 806) laks.

De 11.540 udsatte laks kan med en havoverlevelse på 1,77 % forventes at resultere i 204 (201-210) laks (grilse og MSW samlet). Altså i alt et samlet antal laks på 843 (686-1087) laks over en årrække.

Med en udvandring på 9 % af ½-års laksene og 20 % af alle andre grupper (Tabel 16) fås med tilsvarende beregninger 404 (344-465) laks af vild herkomst og 114 (110-119) fra udsætningerne; i alt 518 (454-584) laks.

Begge estimater ligger inden for de bestandsstørrelser der er beregnet i de senere år (Tabel 15). Hvorvidt den faktiske havoverlevelse og andel af bestanden der smoltificerer i Ribe Å er som beskrevet i litteraturen, eller om afvigelse af begge variabler tilfældigt giver bestandsestimater på niveau med de beregnede, kan ikke afgøres.

Produktivt areal og produktion pr arealenhed

Det samlede produktive areal hvor der i 2014 med stor sandsynlighed findes ½-års laks (konstateret + sandsynlig) var på ca. 57,6 ha. Det tilsvarende tal for ældre laks var 57,3 ha (Tabel 17).

Tabel 17 Produktivt areal (ha) for yngel og for ældre laks i Ribe Å inddelt efter habitatkvalitet.

LHS Gruppe	½-års			Ældre laks	
	Konstateret	Sandsynlig	Potentiel	Konstateret	Sandsynlig
1	0	2,7	2,0	11,2	5,7
2	17,6	8,6	10,4	13,7	9,7
3	9,3	19,3	64,6	3,6	13,4
Samlet	27,0	30,6	77,1	28,5	28,8

Produktionen af vilde smolt pr. arealenhed (alle habitatkvaliteter kombineret) er med et estimat på ca. 30.000 naturligt producerede smolt (fra både ½-års og ældre laks med en smoltudvandring på 20 % af bestanden) og et produktivt areal på ca. 57 ha (strækninger hvor der er konstateret laks + strækninger hvor der sandsynligvis er laks) er produktiviteten ca. 5,2 (4,7-5,9) smolt pr 100 m² mens produktionen ved et smolttal på 17.000 (andel der smoltificerer 9 %) er 2,9 (2,5-3,4) smolt pr 100 m².

Prognose for laksebestanden

Ved at samle resultaterne kan der beregnes en samlet prognose for udviklingen i bestanden.

Med en smoltifikation på 20 % af bestanden viser beregningerne at smoltproduktionen fra de naturligt producerede ½-års laks i 2014 vil bidrage med 569 laks (530-629) (Tabel 18) til de kommende års gydebestand, mens det samme tal ved en smoltifikation på 9 % giver en produktion på 256 (238-279) laks.

De 120.000 ½-års villd laks i åen i 2014 er afkom af en beregnet gydebestand på 594 (388-780) laks. Denne er sammensat af både laks af vild herkomst og af udsatte laks. I hele perioden 2011 –

2014 var gennemsnitligt 59 % af laksene der blev anvendt til strygning af vild herkomst. Den samme fordeling blev fundet i 2013.



Nedre del af Selkær Bæk

Den samlede gydebestand i 2013 bestod med denne fordeling mellem vilde og udsatte laks altså af ca. 350 (229-460) laks af vild herkomst og 244 (159-320) udsatte laks.

Hvis der fokuseres udelukkende på den vilde bestand, skulle denne med en smoltifikation på 20 % altså øges fra beregnet ca. 350 til ca. 569 gydefisk, svarende til ca. 38 % fremgang. Ved en smoltifikation på 9 % vil den beregnede bestand baseret på naturligt producerede laks omvendt reduceres med beregnet 26 % til 256.

Tabel 18 Prognose for bidraget af vilde laksesmolt fra 2014 til fremtidige gydebestande med udgangspunkt i en bestand af ½-års laks på 120.000 (111.700-130.700) ved smoltifikation på 20, hhv. 9 %, og en return rate for grilse på 4,4 % og MSW laks på 1,8.

Smoltifikation	Antal smolt	Gydebestand		
		Grilse	MSW	Samlet
20 %	24.000 (22.300-26.100)	232 (216-253)	337 (314-367)	569 (530-620)
9 %	10.800 (10.100-11.800)	105 (97-114)	152 (141-165)	256 (238-279)

En øget bestand kan opnås via en række forskellige aktive handlinger, herunder støtteudsætninger af opdrættede laks. De seneste år er der de fleste år sat mellem 40.000 og 80.000 laks ud i Ribe Å hvert år (Tabel 1). Til trods for dette er der en svagt faldende tendens i den samlede gydebestand fra 2010 og frem (Figur 20).

For hver 100 laks gydebestanden skal øges gennem udsætninger skal der ud fra de foreliggende tal udsættes 11.500 ½-års laks hvis andelen af ½-års laks der vandrer ud er på 20 %. Hvis udvandringen udgør 9 % er det tilsvarende tal 25.500.

Det blev ovenfor beregnet at gydebestanden i 2013 bestod af 350 laks af vild herkomst og 244 laks udsat som ½-års laks. Med årlige udsætninger af 80.000 ½-års laks skulle der forventet være lidt flere end dette, nemlig 283 udsatte laks i gydebestanden med en smoltifikation på 20 % og 127 hvis smoltifikationen udgør 9 % af bestanden.

Diskussion

Modellen

Den positive sammenhæng mellem yngeltæthed og habitatkvalitet, der er fundet både her og for ørred ved tætheder der er under de maksimale (ICES 2011, 2015a) skyldes formentlig først og fremmest at rekrutteringen ikke er optimal.

Til en vis grad kan det dog også forklares ved at de enkelte territoriers kvalitet varierer, og at i hvert fald en del af årets yngel undersøger større områder inden de vælger et territorium, mens andre er mere territorielle (Armstrong *et al.* 1997). En vigtig faktor for kvaliteten og størrelsen af et territorium er adgangen til føde (Keeley og Grant 1995, Finstad *et al.* 2011). Nogle habitater vil give adgang til større mængder føde end andre, altså være placeret hvor den mængde vand der strømmer forbi er større end andre. På samme måde vil kvaliteten af tilgængeligt skjul variere, og dermed også sandsynligheden for at fisken overlever. En anden faktor er afstanden til andre territorier og dermed sandsynligheden for, eller hyppigheden af, energikrævende territoriekampe. Dette vil sætte begrænsninger for væksten, og dermed indirekte overlevelsen, da størrelse og overlevelse er positivt relateret.

Sådanne forhold kunne medføre at territorierne besættes gradvis efter tiltagende kvalitet. Disse forhold kan bidrage til at øge variationen i de observerede tætheder i de enkelte kvalitetsklasser (LHS og LHS Gruppe), ligesom det forhold at en del af laksene ikke vælger, eller kan opretholde, et egentligt territorium, og tætheden kan derfor være større end områdets kvalitet tilsiger (Armstrong *et al.* 1997, 1999).

De fysiske forhold vil i et åbent dynamisk system, som et vandløb, både påvirke hinanden og være influeret af andre variable. F.eks. vil substratsammensætningen være påvirket af strømhastigheden, og herudover vil vandføring, temperatur, tilgængelighed af føde og skjul, eventuel forurening, tilstedeværelsen af konkurrenter og eventuelle prædatorer vil have indflydelse på bestandens størrelse, men indgår generelt ikke i beskrivelsen af forhold der fungerer som flaskehalse for en bestand (Heggenes *et al.* 1999, Armstrong *et al.* 2003). Specielt kan tilgængeligheden af føde som nævnt have indflydelse på størrelsen af territorier hos laksene (Keeley og Grant 1995, Finstad *et al.* 2011). Finstad *et al.* (op.cit.) finder at mængden af tilgængelig føde er omvendt proportional med territoriестørrelsen. Tilgængeligheden af føde er ikke undersøgt i nærværende studie, men da vandløbet generelt huser en stor bestand af ørred der i

hvert fald i Nørreåen har en god vækst (DTU Aqua upublikeret), er der intet der taler for at tilgængeligheden af føde har indflydelse på laksenes tæthed.

Fiskenes krav til levested varierer med størrelsen, f.eks. vil ældre og større laks typisk findes på dybere og mere hurtigstrømmende vand end mindre laks. De ældre stadier er også mindre territorielle og forskel i positioner i vandløbet og størrelse / overlap af territorier kan skyldes fiskenes størrelse alene, så der til en vis grad opstår et størrelsesdomineret hierarki blandt laksene frem for et hierarki bestemt af kvaliteten af de enkelte territorier (Nislow *et al.* 2011). Dette giver naturligvis udfordringer for etablering af en sammenhæng mellem habitatkvalitet og bestandsstørrelse, og kan forøge variationen i observerede tætheder i forhold til kvaliteten.

Medmindre der har været hændelser der kan have påvirket fiskenes overlevelse på en ikke tæthedsafhængig måde, som f.eks. forureningshændelser, skarv-invasion eller helt ekstreme afstrømningsforhold, kan det generelt antages at den samlede bestand af lakseungfisk i åen bestemmes af rekrutteringen til bestanden (antal æg/spæd yngel) og habitatkvaliteten (Milner *et al.* 1985, 2003, Bagliniere *et al.* 2005).

Modellen der er anvendt består overordnet af to elementer: (1) habitatkvaliteten i vandløbet kvantificeres, og alle relevante vandløbsstrækninger opdeles i homogene områder og (2) tæthederne af laks bestemmes ved forskellige habitatkvaliteter der ekstrapoleres til hele vandløbet.

Opgørelsen af habitatkvalitet kan ske på forskelligt niveau: for hele vandsystemet, på delstrækninger eller på afgrænsede stationer. Også selve opmålingen af de parametre der indgår i opmålingen kan foretages på forskelligt niveau. Den kan være ekstensiv (visuel bedømmelse), semi-kvantitativ, hvor præcise opmålinger i f.eks. transekter af vandløbet kombineres med løsere opmåling, eller der kan måles kvantitativt enten i transekter eller ved detaljeret kortlægning af større områder. Uanset graden af præcision og omfanget af opmåling vil der altid være en vis grad af subjektivitet ved denne type opmålinger (Milner *et al.* 1985).

I USA anvendte Binns og Eiserman (1997) også en additiv model, efter at de variable der blev anvendt i beskrivelsen var udvalgt og vægtet ved multipel lineær regression.

Habitatmodellen, der er brugt til at beregne kvaliteten, er en simpel additiv model, hvori indgår scores der er tildelt de enkelte variable.

Tildeling af scores som metode til at evaluere tilstanden af havørredbestande (*assessment*) anvendes i Østersøen (ICES 2011) og endvidere i Ørredindekset der indgår i Fiskeindekset i Vandplanerne (Kristensen *et al.* 2014). Også Binns og Eiserman (1997) tildelte scores for et (stort) antal habitatvariable (inkl. variation i afstrømning, temperatur og forskellige kemiske elementer). I andre har arbejder er der brugt mere overordnede beskrivelser af habitaterne på enkelte strækninger (stryg, strækninger med jævnt løb, pools). f.eks. Bagliniere *et al.* (1982, 1985).

Der findes flere andre modeller til beskrivelse af en laksefiskebestand i forhold til habitatkvaliteten. Bl.a. HABSCORE der er anvendt mange steder i Storbritannien (Milner *et al.* 1998, Wyatt 2005). En anden model der bygger på en beregning af det vægtede brugbare areal (Weighted Useable Area – WUA) er PHABSIM, der består af en serie af undermodeller, hvor betydningen af afstrømningen, og dermed vandløbets areal, og strømhastigheden kvantificeres i forhold til

habitatvariablerne dybde, strømhastighed og substrat (Milhous *et al.* 1989). Herudover findes adskillige andre modeller se f.eks. Harby (2009).

Variablerne, der indgår i nærværende undersøgelse, er valgt fordi de både i litteraturen og her er vurderet som værende de mest væsentlige. Endvidere er de forholdsvis enkle og dermed omkostningseffektive at indsamle. F.eks. indgår de fleste elementer som standard i feltregistreringerne for Planer for Fiskepleje.

De variabler, der anvendes til at beskrive kvaliteten af en habitat afhænger af hvad det er relevant at måle for den pågældende art og af hvor stor indsats der lægges i undersøgelsen. Variablerne dybde, strømhastighed (eller gradient) og (dominerende) substrat indgår i de fleste arbejder med habitatkvalitet for laksefisk (Bagliniere og Champigneulle 1982, 1986, 1993, Heggenes *et al.* 1999, Rimmer *et al.* 1983). Herudover indgår vegetationsdække / skjul (Bagliniere og Champigneulle 1982, 1986, 1993, Finstad *et al.* 2009). Specielt vigtig for laksene er forekomst af sten i substratet. Ved vandtemperaturer under ca. 10 C fandt Rimmer *et al.* (1983) og Heggenes *et al.* (1999) at laksene opholdt sig i skjul i form af sten eller groft substrat hovedparten af tiden. Herudover anvendes sten, ofte som en del af territoriet og som opholdssted for alle størrelser af lakseungfisk. Registrering af den mere præcise substratsammensætning på længere strækninger vil være meget tidskrævende. Da formålet i denne undersøgelse var at beskrive hele vandløbets bestand af laks blev det prioriteret at inkludere så store strækninger af vandløbet som muligt. Betydningen af variabelen bredde er vist i ICES (2011), hvor en positiv sammenhængen mellem laksetætheder og vandløbsbredder vist. Også Bagliniere og Arribe-Moutounet (1985) viser at laksene har de største tætheder i brede vandløb, især hvor de findes sammen med ørred. Med de mange ørreder der findes i Ribe Å og med de store arealer af vandløbet der har relativt stor bredde er det valgt at inkludere denne variabel. Det samme gælder variabelen skygge (O'Grady 1993, McCormick og Harrison 2011), selv om graden af beskygning er svær at kvantificere i praksis i felten.

I Danmark anvendes der til vurdering af en strækningens egnethed for ørred en vurderet biotopværdi, der ligger mellem 0 (dårligste) og 5 ved udarbejdelse af DTU Aquas Planer for Fiskepleje. Til opgørelse af laksebestanden i Skjern Å anvendte både Dieperink og Wegner (1989) og Iversen og Larsen (2007) en tilsvarende skala til bonitering af delstrækninger, hvor hver enkelt biotopværdi er nøjere beskrevet, men kun delvis kvantificeret og tilpasset efter præference kurver. I beskrivelsen for hver biotopværdi indgår både fysiske og biologiske, samt vandkvalitetsmæssige elementer. Der blev i disse undersøgelser ikke fastsat objektive mål for de enkelte parametre.

Bestandstæthederne er her opgjort ved elbefiskninger efter udtyndingsmetoden (Bohlin *et al.* 1989). Præcisionen af de beregnede tætheder afhænger både af antallet af befiskninger på stationen, forholdene hvorunder der fiskes og måden der fiskes på. I denne undersøgelse er der fisket i mange forskellige størrelser vandløb, med mere eller mindre klart vand og ved forskellig strømhastighed. Der er ikke taget hensyn til forskelle i effektivitet ved fiskeri under forskellige vandførings- og sigtbarhedsforhold, men derimod til måden der blev fisket på (vadning på jævnt strømmende vand, vadning på stryg hhv. fra båd), hvilket er indregnet i de samlede usikkerheder. Samlet bidrager usikkerhederne ved bestemmelse af tæthederne af laks i forhold til habitatkvaliteten naturligvis til beregningerne af de samlede bestandsstørrelser. Det vurderes dog, at der indgår tilpas mange befiskninger til at tæthederne der er brugt i de videre beregninger er forholdsvis retvisende for tæthederne for de enkelte LHS Grupper.



Tilløb til Gels Å

Beregning af den samlede bestand

Den samlede bestand af laks er beregnet ved at ekstrapolere de observerede tætheder ved forskellige habitatkvaliteter til hele vandløbet.

En lignende tilgang har tidligere været anvendt af Bagliniere og Champigneuille (1986) og Bagliniere *et al.* (1993) hvor habitatkvaliteten dog ikke blev opgjort kvantitativt, men kun på vandløbets type af forløb. . Herhjemme beregnede både Dieperink og Wegner (1989) og Iversen og Larsen (2007) også den samlede bestand af lakseungfisk ved opgørelse af arealer af en given kvalitet kombineret med tætheden af laks.

Bagliniere *et al.* (1993) beregnede ud over bestandsstørrelsen af både ½-års og ældre laks også et forventet antal smolt. Resultatet blev efterfølgende testet ved opgørelse af udtrækket af smolt fanget i en smoltfælde. Metoden viste sig at være brugbar, men det mest præcise smolttestimat blev dog opnået ved direkte fangst af smolt. I beregningerne indgik flere variable der ikke er til rådighed i nærværende undersøgelse, f.eks. antallet af tidligt modnende hanner og vinteroverlevelsen.

Herudover har eksempelvis Buck og Hay (1981) beregnet den samlede bestand af lakseungfisk, ud fra variable dybde, substrat og strømshastighed inddelt i fem forskellige klasser. I samme vandløb som anvendt af Bagliniere *et al.* (1993), beregner Rivot *et al.* (2008) ved anvendelse af Bayesian statistik bestanden på lignende måde, hvor der er foretaget inddeling af habitatene i bare to typer (styrt/stryg og glat løb). Roche (1994) brugte den samme tilgang til at beregne bærekapacitet for laks i tilløb til Rhinen og Molin *et al.* (2010) beregnede den samlede produktion af laksesmolt i et vandløb ved at kombinere habitatene på delstrækninger af Säverån i Sverige med juvenile tætheder.

Scores

Tildelingen af score-værdier for observerede værdier af de enkelte variable vil altid til en vis grad være subjektiv og diskuterbar. Da scoreværdierne er baseret på *præference kurver*, der viser hvor vigtig en variabel er for fiskene ved forskellige værdier. Disse kurver er jævnt forløbende og det vil altid være en vurderingssag og diskutabelt præcis hvor grænsen mellem to scores skal placeres. De anvendte scoreværdier viser sig dog, kombineret i samlede LHS og LHS Grupper at være anvendelige, da der er en klar positiv sammenhæng mellem kvalitet og tæthed for både ½-års og ældre laks.

Til denne undersøgelse er der dog stadig kun et begrænset datagrundlag for disse sammenstillinger. I fremtidige undersøgelser med et større datagrundlag, kan det vise sig at justering af de enkelte scores vil give en mere præcis beskrivelse af tæthederne af laks. På samme måde kan det vise sig at modellen kan styrkes ved at inkludere flere parametre.

Størrelsen på vandløbet kan have betydning for udformningen af præference kurverne. Foretrukne strømhastigheder har f.eks. vist sig at være mindre i 'små' vandløb, end de er i 'større' (størrelser er ikke angivet) (Heggenes *et al.* 2002). Endelig anfører Finstad *et al.* (2011) at præference kurver kan give et skævt billede af fiskenes faktiske præferencer, da de teoretisk set kan vise forholdene på position fisken anvender, snarere end den på den foretrukne. Endelig vil de enkelte præference-værdier variere med størrelsen af andre variable. F.eks. vil betydningen af substratets grovhed formentlig være forskellig ved forskellige strømhastigheder. Det betyder at tildelingen af scores for de enkelte præferencekurver må omfatte brede intervaller. I den model der er anvendt her, hvor hver variabel kun bidrager med forholdsvis lidt til den samlede LHS og LHS Gruppe, vil dette dog formentlig have mindre betydning.

Fordele og ulemper ved modellen

Modellen forekommer robust, idet den bygger på en samlet kombination af adskillige scores. Usikkerheder ved opmåling af de enkelte variable der betyder at enkelte score-værdier ændres, vil i de fleste tilfælde have mindre indflydelse på den samlede kvalitetsværdi (LHS og LHS Gruppe). Endvidere er der for de enkelte variabelers præference kurver forholdsvis vide grænser, hvilket gør selve opmålingerne robuste.

Modellen er let at gennemskue og sammenlignet med de fleste andre tilsvarende modeller er de grundlæggende oplysninger kvantitative og herudover forholdsvis omkostningseffektive at indsamle. I denne rapport er der således i vidt omfang anvendt allerede indsamlede data fra DTU Aquas Planer for Fiskepleje.

Et delelement af modellen (sammenhængen mellem kvalitet og fisketæthed) har for ørred vist sig at kunne overføres mellem større geografiske områder (ICES 2011, 2015a) og i Danmark i alle dele af landet (Kristensen 2014). For laks mangler dette fortsat at blive eftervist ved uafhængige undersøgelser i flere vandløb. Mäki-Petays *et al.* (2002) fandt dog at generelle præference kurver (Heggenes 1990) (og her altså scores) for variableerne dybde, strømhastighed og substrat kunne anvendes i flere vandløb.

Potentielt kan modellen, ved opmåling på tilstrækkeligt små delstrækninger, bruges som værktøj til detailplanlægning af restaureringsindsats. Det forventede udkomme af lokale restaureringer der resulterer i en given LHS / LHS Gruppe kan kvantificeres. Det samme gælder sammensætningen

af forskellige typer af restaurering f.eks. tilførsel af gydegrus, ændring af dybdeforhold og, efter eventuel videreudvikling af modellen, tilførsel af sten.

Modellen kan ikke give information om kvalitet/bestand for de alleryngste stadier af laksene, og heller ikke af kvaliteten af gydegrus (for ægoverlevelse og overlevelse af den spæde yngel) – kun selve rekrutteringen af lidt større laks. Kvantitative undersøgelser af disse unge stadier vil være vanskelig i store og åbne systemer. F.eks. er der ikke fundet præferencekurver for helt små laks, ligesom de er vanskelige at elfiske, da fangbarheden her er størrelsesafhængig.

Forholdet mellem den aktuelle bestand og den teoretisk maksimale bestand afhænger ikke mindst af hvor præcist den maksimale bestandstæthed er bestemt. Aktuelt er datagrundlaget for disse meget begrænset til én serie af forsøg med kun 12 undersøgte stryg i Kongeåen (Harvig 2014). Hvis den aktuelle bestand af laks skal relateres til den potentielle er det særdeles relevant at forbedre grundlaget for de maksimalt mulige tætheder.

De enkelte variable, der anvendes er baseret på endimensionelle præference kurver for de enkelte variable. Forholdene på fiskenes opholdsplads (niche) består imidlertid i et komplekst samspil mellem mange variable der vil påvirke hinanden indbyrdes. F.eks. vil en øgning i afstrømningen betyde at både dybden og strømhastigheden ændres samtidig (og i ekstreme tilfælde også substratsammensætningen), eller at betydningen af hvor groft substratet er, ændres ved højere strømhastigheder. Dette komplicerer naturligvis vurderingerne betragteligt. At tage højde for sådanne sammenspil er indtil videre ikke muligt da der kun findes endimensionelle præference kurver.

Estimaterne, der opnås ved modellering kan forbedres ved at øge opløseligheden og / eller præcisionen i habitatopmålingen. Opløseligheden vil blive øget hvis der opgøres habitatoplysninger for kortere strækninger og præcisionen vil tilsvarende blive øget hvis der foretages flere eksakte opmålinger på de enkelte strækninger. Estimatet for fiskebestanden kan også forbedres ved at øge antallet af befiskninger og ved at forøge præcisionen som tætheden er beregnet til. Altså ved at øge antallet af befiskninger på hver station.

Nærværende model er her anvendt på laks for første gang. Det er derfor sandsynligt at den kan forbedres på flere punkter i fremtidige undersøgelser. I takt med at der foretages flere målinger forventes det at variationen kan beskrives bedre. Således kan det for eksempel tænkes at justering af de variable der indgår i beregningen og af scores for de enkelte værdier kan give mere præcise estimater. Antallet af LHS grupper der bruges til beregningerne af den samlede bestand kan evt. også øges med et øget datagrundlag.

Et centralt element i undersøgelsen er at beregne antallet af smolt der forlader vandløbet. Et endeligt estimat for hvor præcist modellen kan forudsige smoltallet kræver en uafhængig opgørelse af smoltudvandringen (smoltfælde). For at øge præcisionen på dette punkt kan modellen muligvis udbygges til at f.eks. inkludere afstand til havet og eventuelle spærringer i vandløbet, der begge har stor betydning for smoltenes overlevelse under udvandringen (Aarestrup og Koed 2003, Koed *et al.* 2006).

I sidste ende vil præcisionen være bestemt af indsats og omkostninger.



Gels Å nedstrøms Hjartbro

Tætheder og udbredelse af lakseungfisk

I ferskvandsfasen, hvor der er et begrænset areal med egnede opvækstområder, bestemmes størrelsen af bestanden af ungfisk af rekrutteringen (antal æg/spæd yngel), opvækstarealet og dets kvalitet. I denne undersøgelse blev der, på de stationer hvor der blev fundet laks, observeret tætheder af ½-års laks mellem 0,2 og 94,2 laks 100 m², gennemsnitligt 12,8 laks 100 m². For ældre laks var tæthederne mellem 0,2 og 47, gennemsnitligt 5,9 laks 100 m². Der var ikke forskel på tæthederne i åen i 2012 og 2014 (Bilag 3).

Til sammenligning beregnede Iversen og Larsen (2007) på strækninger i Skjern Å, der er vurderet som enten '*laksehabitat*', '*godt laksehabitat*' eller '*optimalt laksehabitat*', en gennemsnitlig tæthed på ca. 21 ½-års laks 100 m². Altså næsten dobbelt så store tætheder som i Ribe Å.

I fire franske vandløb fandt Bagliniere og Champigneulle (1982) tætheder af ½-års laks på op til 10 laks 100 m² (ofte ned til 1 laks 100 m²) og op til 7,4 ældre laks 100 m² (flestepl. stationer med < 1), mens Bagliniere *et al.* (2005) i en lang tidsserie (1985 – 2003) fandt tætheder mellem 1,5 og 17,4 ½-års laks 100 m² (med stor variation mellem enkelte år). Også i Frankrig fandt Neveu (1981) i Nivelle i Sydfrankrig en tæthed på 2,8 laks (heraf 91% 0+) 100 m². I Sydengland fandt Ibbotson *et al.* (1994) tætheder mellem 0,5 og 2,5 laks 100 m² og i River Bush i Nordirland fandt Wyatt og Bernard (1997) tætheder af årets yngel i juli-september på op til ca. 50 laks 100 m², men med et gennemsnit omkring 8 – 10 laks 100 m². I Nordsvenske vandløb beregner Molin *et al.* (2010) den optimale tæthed til 40 laks 100 m², mens den faktiske tæthed lå omkring mellem 0 og 12,8 - gennemsnitligt 2,8. I Mörrumsåen i Sverige er der fundet mellem 12 og 300 ½-års laks 100 m²

(ICES 2015a). I Nordamerika fandt Symons og Heland (1978) op til 100 ½-års laks 100 m² og 80 ældre laks 100 m² på strækninger med hurtigt løb.

Der er altså stor variation i de tætheder der observeres; nogle steder er tæthederne sammenlignelige med de tætheder der er fundet i Ribe Å og andre er de væsentlig mindre. Næsten alle steder er tæthederne dog langt under de maksimale tætheder som blev fundet ved undersøgelserne med udsatte laks på de 12 stryg i Kongeåen (Harvig 2014), hvor den gennemsnitlige tæthed var på 64,9 (12,4 – 124,6) laks 100 m². Så store tætheder som der er observeret i Kongeåen vil kræve en meget stor rekruttering og stor overlevelse i alle faser fra klækning til ½-års laks.

Det er ikke muligt at sige noget definitivt om variationen over tid, men Buck og Hay (1984) fandt at variation er mindre hvor der er flere årgange repræsenteret i gydefiskebestanden, hvilket er tilfældet i Ribe Å. Variationer mellem år kan have mange årsager; gydebestanden og det antal æg og spæd yngel der overlever kan variere, men også forhold som vandføringsvariationer (opvækstareal), temperaturforhold og prædationstryk har indflydelse. I Ribe Å var den observerede / beregnede gydebestand stabil (med let faldende tendens) i de år hvor der er oplysninger tilgængelige, og sammenlignet med forholdene i mange andre laksevandløb er de fysiske forhold i de fleste danske vandløb forholdsvis stabile. Det er altså muligt at vandløbet temporært har forholdsvis stabile tætheder.

Forskellene på litteraturværdier og de maksimale tætheder kan meget vel skyldes, at laksebestandene næsten alle steder er langt under tidligere tiders betydeligt højere niveau (ICES 2015b). De højeste af værdierne der er beskrevet i litteraturen viser dog, at det ikke er urealistisk at nå så høje niveauer som der blev fundet i Kongeåen.

Sammenlignet med rapporterede tætheder af 1 års og ældre laks, er de højeste tætheder der blev fundet i Ribe Å højere end det generelle niveau der er fundet i andre vandløb på vore breddegrader, hvor tilstanden generelt er langt fra at være optimal. Niveaulet svarer dog nogenlunde til hvad Iversen og Larsen (2007) satte som en forventet maksimal tæthed ved den bedste biotopværdi (50 laks 100 m²). Også den gennemsnitlige tæthed er fuldt på niveau med det rapporterede. Begge dele er kun for stationer hvor der er fundet laks i den pågældende aldersgruppe.

Bagliniere og Champigneulle (1986) rapporterede tætheder mellem ca. 1 og 7 ældre laks 100 m² i Oir i Normandiet. I floden Scorff i Bretagne mellem 0 og 7,4 1 års laks 100 m² (Bagliniere og Champigneulle (1982). Wyatt og Bernard (1997) rapporterede tætheder i den Nordirske flod Bush mellem ca. 2 og ca. 8 1 års laks 100 m² med et gennemsnit omkring 4. I Mørrumsåen i Sverige har der de senere år været et gennemsnit på omkring 25 ældre laks 100 m². De højeste tætheder der er fundet i Mørrumsåen var i starten af 1990'erne, hvor tætheden var over 75 laks pr 100 m².

De forholdsvis høje tætheder der er observeret på enkelte stationer i Ribe Å viser, uafhængigt af de beregnede potentielle tætheder i forhold til habitatkvaliteten, at vandløbet kan måle sig med andre laksevandløb, hvorfra der er rapporteret bestandstætheder. Men som nævnt ovenfor er tilstanden i disse generelt langt fra optimal.

Tæthederne af både ½-års og ældre laks steg med habitatkvaliteten. Hvis der er en meget lav rekruttering i forhold til habitatkvaliteten vil tætheden først blive begrænset når alle brugbare

territorier er besat (Finstad *et al.* 2011). Derfor kan der alt andet lige, være en vis inert i sammenhængen mellem kvalitet og fisketæthed. Selv når alle territorier der opfylder alle fiskenes krav er besat, kan der i en periode være en tæthed der er større end habitatens egentlig kan bære. Dette er muligt, da laksene eventuelt godt kan overleve i området, men ikke samtidig have tilstrækkeligt overskud til også at vokse (Milner *et al.* 2003). Laksene lever overvejende af invertebrater der driver med strømmen. Hvis der er rigeligt med føde kan laksenes territorier være mindre end hvis der er mangel på føde, og habitatens kan altså lokalt eller temporært have en højere tæthed af laks end hvad modellen tilsiger. Det samme gælder hvis territorierne overlapper.

Med stigende størrelse ændres fiskenes krav til plads også. Efterhånden som den vokser skal der f.eks. også være mere tilgængelig føde. Det kan betyde, at territoriet skal være større eller anderledes, hvilket igen kan betyde et øget energiforbrug i forbindelse med konfrontationer med andre fisk. Om fisken skal opretholde sit territorium eller udvandre vil i sidste ende afhænge af en afvejning af fordele (tilgængelig føde og sikkerhed i form af skjul) og ulemper (energiforbrug og tid brugt på konfrontationer) (Einum og Nislow 2011).

Tæthederne af 1 års og ældre laks i vandløbet om efteråret afhænger af mange forhold, hvoraf vinteroverlevelsen og andelen af bestanden der smoltificerer formentlig er de vigtigste.

Bagliniere *et al.* (1993) beregnede ved mærkning / genfangst vinteroverlevelser for den yngste aldersgruppe mellem 35,7 og 75,3 %, mens Cunjak og Therrien (1998) fandt en vinteroverlevelse på ca. 33 %.

Vinteroverlevelsen vil i høj grad afhænge af tilgængeligheden af skjul (Harwood *et al.* 2001, 2002, Heggenes *et al.* 1999), hvor sten, der kan bruges som skjul, er helt centrale (Nislow *et al.* (2011)). Da laksene kun i ringe grad accepterer at dele vinterskjul med andre laks (Orpwood *et al.* 2003, Armstrong og Griffiths 2001) vil antallet af egnede vinterskjul være afgørende for bestandsstørrelsen af 1 års og ældre laks såvel som for smoltproduktionen. I denne undersøgelse er forekomsten af sten (sammen med grus) ved tildeling af scoreværdier vægtet højere og der er dermed i et vist omfang taget hensyn til dette. Det er dog ikke vurderet hvor egnede de observerede sten er som skjul.

Påvirkning af tætheder

Ved udsætninger af laks øges antallet af fisk drastisk og dermed presset på en evt. eksisterende vild bestand af laks. Hvis de vilde laks har haft deres territorier i længere tid opnår de ejerskab til disse og selv om der vil opstå kamp om territorierne betyder dette at de vilde laks så godt som altid vil afvise de indtrængende fisk (Nislow *et al.* 2011, Metcalfe *et al.* 2003, Jonsson og Jonsson 2011). I modsætning hertil kan udsætninger i de helt tidlige stadier have stor negativ effekt på den vilde bestand af laks (Sundt-Hansen *et al.* 2015). Orpwood *et al.* (2004) viste at vilde laks' ejerskab af og anvendelse af skjul, ikke er påvirket af om der er udsættes fisk i samme område. Selv hvor der var en stor overvægt i antallet af udsatte laks var de vilde laks i stand til at forsvare deres skjul, også selv om de var mindre end de udsatte laks. Udsætning af laks i områder med vilde laks har altså formentlig mindre direkte indflydelse på tætheden af den vilde bestand, men da territoriekampene er energikrævende og påvirker fiskenes vækst negativt, vil de derimod indirekte kunne reducere overlevelsen (Nislow *et al.* 2011).

Ørred kan teoretisk influere på en laksebestand på to måder: som prædator og som konkurrent i forhold til territorier.

Som prædator kan ældre ørred naturligvis have en direkte negativ indflydelse på en laksebestand. Henderson og Letcher (2003) fandt således at mellem 4,6 og 60,7 % af nyudsatte små laks (26,2 mm) blev præderet umiddelbart efter udsætning i en række forsøg hvor prædatorerne bestod af forskellige kombinationer af ørred, kildeørred (*Salvelinus fontinalis*), regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss*) og laks. Forfatterne konkluderer dog at prædationen formentlig altovervejende er sket på udsatte laks der er drivet nedstrøms lige efter udsætningen.

Ørreden kan have indflydelse på laksebestanden gennem konkurrence om territorier, føde og skjul, da de to arter både har et stort overlap i habitatkrav og hovedsagelig lever af drift.

Ørred klækkes typisk tidligere end laks og beskrives generelt som værende mere aggressiv end laks. Den vil dermed have en lille konkurrencefordel i forhold til laksen både mht. størrelse og aggressivitet. Med et stort overlap i habitatkravene, og en beskeden konkurrencemæssig fordel for ørreden kunne der forventes en positiv (og forventeligt lineær) sammenhæng i tæthederne mellem de to arter, op til habitatens bærekapacitet (Heggenes *et al.* 1999, 2002).

I denne undersøgelse kunne der ikke konstateres nogen sammenhæng mellem tæthederne af de to arter. Dette kan skyldes at laksebestanden endnu ikke er fuldt etableret og at den samlede maksimale bærekapacitet for de to arter tilsammen ikke er nået. Det kan også skyldes at laks og ørred, trods overlap i habitatkrav, har lidt afvigende habitatpræferencer (Heggenes *et al.* 1999), specielt når de to arter findes sammen.

Generelt er litteraturen omkring forholdet mellem ørred og laks sparsom (Milner 2006). Det er dog vist, at tilstedeværelse af ørred kan influere negativt på en bestand af laks. Således fandt Kennedy og Strange (1986) i River Bush i Nordirland at den yngste aldersgruppe blev påvirket negativt af ørred i vinterperioden. Det er også vist at ørreden til en vis grad fortrænger laksene fra de foretrukne habitater (Kennedy og Strange 1980, 1986, Heggenes *et al.* 1995) bl.a. under fødesøgning (Bremset og Heggenes 2001, Höjesjö *et al.* 2005). Uden det kan måles direkte på tæthederne er det også vist at ørred influerer på f.eks. fødesøgningsadfærden (Harwood *et al.* 2001), der om vinteren normalt foregår om natten, men ved tilstedeværelse af ørred også foregik om dagen.

Samlet set kan ørredbestanden kan have indflydelse på laksene når den samlede maksimale bærekapacitet nås (Bal *et al.* 2011), men den samlede produktion af ørred og laks kan være større når begge arter findes sammen (Kennedy og Strange 1986).

Betydningen af tilstrækkeligt vinterskjul er diskuteret ovenfor. Her skal blot tilføjes at andre prædatorer end ørred, f.eks. skarv der de senere år forekommer hyppigt ved danske vandløb, kan have stor betydning for bestanden (Jepsen *et al.* 2014).

Udbredelse og spredning

Vilde laks var mest udbredt i Hjortvad Å. Da der ikke blev fisket på alle strækninger i Gels Å og Gram Å, er der naturligvis usikkerhed omkring udbredelsen i disse vandløb.

Opstrøms Gram By var der i 2014 formentlig ingen, eller meget få, naturligt producerede laks da der indtil september 2014 har været dårlige passageforhold ved Gram Slotssø, og der indtil 2012

også var vanskelige passageforhold ved Fole Dambrug. Dette understøttes af observationer ved gentagne elbefiskninger af en længere strækning mellem Mølby og Bæk Nørremark i perioden 2009 – 2012, hvor der kun én gang (2009) er fanget nogle få vilde ½-års laks.

I 1987 blev der fundet laks på to af 147 befiskede stationer, begge i tilløb til Gram / Fladså med tætheder mellem 0,15 og 8 100 m² (DTU Aqua upublikeret). Ved DTU Aquas elbefiskninger i forbindelse med udarbejdelse af Planer for Fiskepleje, blev der i 1994 ligeledes fundet laks på to ud af 128 elbefiskede stationer, begge i Fladså nedstrøms Harreby Bro. Tætheden var her 0,25 laks 100 m² på den ene station der blev fisket kvantitativt. Disse laks kan være udsatte fisk. Ved elfiskeri også i forbindelse med Planer for Fiskepleje, blev der i 2002 fundet laks på otte af 152 befiskede stationer. Ved den sammenlignelige undersøgelse i 2012 (Christensen 2013) blev der fundet laks på 28 stationer. Laksene har altså tydeligvis bredt sig i meget i vandløbet i de seneste ti-år.

Laksene der blev sat ud som ½-års fisk i 2013 blev genfanget både på de strækninger hvor de blev sat ud og langt nedstrøms disse, men ikke i Hjortvad Å hvor der ikke blev sat laks ud. De har altså spredt sig i vandløbet hvor de er sat ud men formentlig ikke – eller kun i ringe omfang – i andre delsystemer, hvortil der kræves en opstrøms vandring. I hvert fald blev der ikke fundet udsatte laks i Hjortvad Å.

Spredning af lakseyngel fra gydebankerne er undersøgt bl.a. af Bardonnet *et al.* (1993) der fandt at de små laks spreder sig nedstrøms fra gydebankerne om natten. Beall *et al.* (1994) undersøgte afstanden fra gydebankerne som laksene spredte sig over. De fandt at der sommeren over hovedsagelig sker en nedstrøms spredning, idet kun 4 % vandrede opstrøms. I juni måned blev 68 % af laksene fundet indenfor 900 m nedstrøms gydebanken, men der fandtes laks helt ned til 2.400 m nedstrøms. Over sommeren frem til oktober skete der yderligere en vis spredning. Selv om laksene kan spredes langt nedstrøms findes langt hovedparten forholdsvis kort nedstrøms den gydebanke de kommer fra. Einum *et al.* (2011) fandt de største tætheder indenfor kun 50 – 60 m fra gydebanken og Gustafson-Greenwood og Moring (1990) indenfor ganske få meter fra gydebanken. Einum *et al.* (2011) fandt også at hovedparten af laksene var forholdsvis nær gydebanken (medianværdi 41 hhv. 92 m) i to forsøgsår, men yderligere at hovedparten vandrede opstrøms (maksimum 1500 m) det ene af de to år. Også Beall *et al.* (1994) fandt laks langt opstrøms gydebanken (750 m). Graden af spredning fra gydebankerne forbindes med en afvejning af vækstmulighederne og risikoen ved at vandre. Hvor der er store tætheder er væksten generelt mindre (Finstad *et al.* 2009), der er en høj tæthedsafhængig dødelighed og der kan være en energetisk fordel ved at vandre, da der bruges mindre energi på kampe om territorier (Einum *et al.* 2012).

Hovedparten af laksene fra en gydebanke spredes altså forholdsvis kort nedstrøms denne og det er derfor vigtigt at der findes egnede opvækstområder i nærheden af disse.



Stryg i Gels Å

Samlet bestandsstørrelse

Den samlede bestandsstørrelse inkluderer ikke laks i vandløbet neden for sammenløbet mellem Fladså og Gels Å, og nedenfor udløbet af Hjortvad Å. Der er observeret ældre laks i Vesteråen (pers.comm. Gert Mikkelsen), men bestandsstørrelsen er formentlig meget beskedent og inkluderer næppe ½-års laks. Ikke desto mindre må de beregnede bestandsstørrelser betragtes som konservative.

Det beregnede antal ½-års laks i systemet i efteråret 2014 (120.000) forekommer at være et "fornuftigt" estimat. Til sammenligning beregnede Iversen og Larsen (2007) den samlede potentielle bestand af ½-års laks i Skjern Å til 671.000.

Bag beregningerne ligger der dog en lang række faktorer med samlet set betydelige usikkerheder.

Observerede vs potentielle tætheder

For at opnå den beregnede maksimale bestand af ½-års laks i et vandløb skal alle andre faser i fiskenes liv være tilstrækkeligt gode. Gydebestanden skal være stor og gydningen skal være vidt udbredt i hele vandløbet, overlevelsen i gruset skal være høj, og alle forhold optimale for laksene i perioden mellem swim-up og ½-års alderen. For at nå en gydebestand der er stor nok til at fylde et helt vandløb optimalt, kræver det også at overlevelsen i vandløbsfasen videre frem til smoltstadiet sikrer at et stort antal smolt produceres. Videre skal både smoltenes overlevelse under udvandringen være høj og havoverlevelsen skal være så god at gydebestanden er tilstrækkeligt stor.

For et helt vandløbssystem er det i praksis ikke sandsynligt at alle disse krav kan tilfredsstilles, selv om optimale gydehabitater også indeholder mange af de habitatkrav som de små laks har. Hvis der kun ses på enkelte optimale strækninger er det mere realistisk at nå op i nærheden den potentielt maksimale bestandstæthed. Dette blev da også observeret på en enkelt station i Ribe Å hvor tætheden af ½-års laks var på 94,2 laks 100 m², mens den højeste tæthed i forsøgene med maksimal bestandstæthed i Kongeåen var på 124,7 ½-års laks 100 m².

Ved undersøgelsen i Kongeåen blev bestandstætheden bestemt i slutningen af juli (Harvig 2014). Altså tidligere end i Ribe Å. Bestandstætheden blev derfor beregnet som den ville være i september ved hjælp af en litteraturværdi for dødeligheden (Egglisshaw og Shackley 1977). Det er klart at størrelsen af denne er afgørende for estimatet af tætheden i Kongeåen fremskrevet til befiskningstidspunktet i september. Den anvendte værdi for dødeligheden er væsentlig lavere end en dødelighed der blev fundet af Olesen (1993) i den nedre del af Ribe Å.

Når værdien fra Egglisshaw og Shackley (1997) blev anvendt, skyldes det at Olesen (1993) bestemte dødeligheden på et kraftigt stryg i Ribe Å, hvor forholdene afviger væsentligt fra forholdene på de eksperimentelle strækninger i Kongeå. Hvis dødeligheden der er anvendt til beregningerne i Kongeåen er højere vil de tætheder det blev beregnet der ville være i september i Kongeå være mindre. Altså, hvis den faktiske dødelighed er større end antaget, vil bestanden i Ribe Å afvige mindre fra den teoretisk maksimale end det er beregnet.

Smoltproduktion

En større eller mindre del af laksene der overlever vinteren vil det følgende forår udvandre som smolt.

I beregningen af smoltproduktionen i nærværende undersøgelse er der anvendt tal for andelen der vandrer ud for ½-års og 1 års laks fra Skjern Å på 20 % (Koed 2006), hhv. fra River Bush i Nordirland på 9 % (Kennedy *et al.* 2012)

Det faktiske antal smolt der udvandrer fra en given bestand vil i høj grad afhænge af hvor god overlevelse fiskene har gennem vinteren, altså hvor stor vinterdødeligheden er. Hvis vinterdødeligheden varierer mellem år vil netto-smoltproduktion således også variere, og afvige fra den beregnede (Harwood *et al.* 2002). På samme måde kan andre faktorer, som f.eks. fiskenes vækst og dermed størrelse have indflydelse på om de smoltificerer. Bagliniere og Champigneulle (1986) observerede bimodalitet i størrelsessammensætningen af ½-års laks, hvor det var den hurtigst voksende fraktion der udvandrede Bagliniere *et al.* (1993). I nærværende undersøgelse er der dog ikke observeret bimodalitet i størrelsessammensætningen af ½-års laksene (Figur 10).

De beregnede smolttal i 2015 ligger væsentligt over antallet i 1994, hvor Nielsen *et al.* (1997) beregnede en udvandring på knap 1.100 smolt ved fangst i smoltfælde. Samtidig er gydebestanden også større end i 1990'erne.

Sammenligning af størrelsen af udvandringen mellem vandløb giver kun mening hvis der tages hensyn til produktionen pr. arealenhed. Det beregnede antal smolt pr. arealenhed der er udvandret fra Ribe Å i 2015 er 5,2 smolt 100 m² hhv. 2,9 smolt 100 m² afhængig af andelen der vandrer ud. Dieperink og Wegner (1989) anslog det smoltproduktive areal i Skjern Å til at være ca. 1.468.000 m². Baseret på dette kan produktionen i Skjern Å i 2005 (Koed 2006) beregnes til at have været

ca. 1,8 smolt pr 100 m², altså noget lavere end i nærværende undersøgelse, men sammenligningen tager naturligvis ikke hensyn til eventuelle forskelle i habitatkvalitet. Bagliniere *et al.* (2005) refererer værdier for smoltproduktionen fra en række vandløb. For Europæiske vandløb i Storbritannien, Irland og Frankrig var produktionen gennemsnitligt omkring 5 (2,1 – 7,3) smolt 100m² og altså på niveau med nærværende undersøgelse.

Som allerede diskuteret, indgår laks i den del af vandløbet der ligger nedstrøms de undersøgte områder ikke i beregningerne, og altså heller ikke en evt. produktion af smolt. Da det ikke kan udelukkes, at der er en vis produktion i dette område, specielt fra ældre laks, er smolttallet altså konservativt.

I efteråret 2014 blev der i ruser i Ribe Vesterå fanget 249 vilde og 81 udsatte lakseungfisk, der af fiskeren blev karakteriseret som smolt (pers. comm., Gert Mikkelsen). Udvandring af juvenile laks udenfor den egentlige smoltperiode er vist en række steder. Hvis der foregår en udvandring i efteråret (Huntingford *et al.* 1992, Taal *et al.* 2014, Jonsson og Jonsson 2014) vil dette øge det samlede udvandringstal.



Øvre del af Flads Å

Return rate

Havoverlevelsen i Europæiske laksebestande er gået ned fra 1980'erne og frem, og overlevelsen er nu på det laveste niveau der er registreret. Det antages, at det er klimatiske forhold der påvirker økosystemet og prædation i havet der er de vigtigste årsager til dette (ICES 2015b). Friedland *et al.* (2000) fandt at overlevelsen var bedre i år med højere temperaturer i Nordsøen og op langs den norske vestkyst for laks fra den norske elv Figgje og North Esk på østkysten af Skotland. Ud over de udefra kommende klimatiske forhold har smoltstørrelsen også betydning for overlevelsen (f.eks. Jonsson *et al.* 1991, McKinnell *et al.* 1994, Lundquist *et al.* 1994), hvor størrelsen i Østersøen

ydermere har vist sig at have særlig stor betydning i år med dårlig overlevelse (Saloniemi *et al.* 2004). Til at beregne den forventede gydebestand er der her brugt de senest tilgængelige værdier fra ICES (2015b) (4,4 % for vilde grilse, 1,8 % for vilde MSW laks og 1,77 % for udsatte laks uanset havalder).

Ud over disse er der i litteraturen flere andre værdier, med meget store variationer. Tallene der er brugt her skønnes at være de mest korrekte at bruge, dels er det de senest tilgængelige tal, dels matcher de bedst vandløbenes beliggenhed.

Smoltenes overlevelse under udvandringen gennem vandløbet og de kystnære områder har også en meget stor indflydelse på den samlede havoverlevelse.

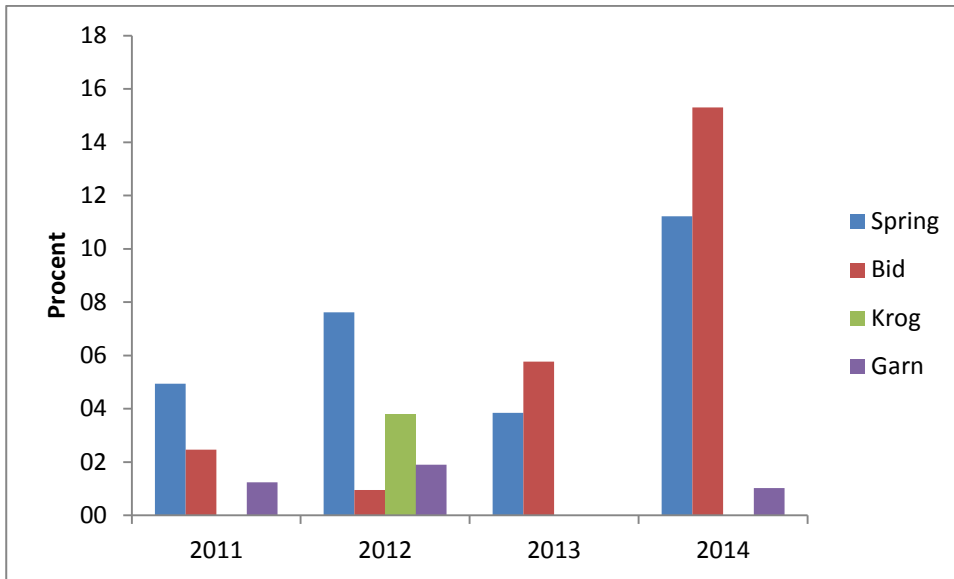
Således fandt Koed (2006) en dødelighed ved vandring gennem den nedre del af Skjern Å på knap 9 % og videre gennem Ringkøbing Fjord på ca. 50 %. I Ribe Å må der formodes at være en betydelig dødelighed under udvandring. Alle smolt fra de produktive grene skal passere gennem Vesteråen hvor vandet ved højvande står helt stille. Herudover skal laks fra Gels Å og Gram Å / Fladså passere gennem flere strækninger hvor forløbet erfaringsligt medfører høje dødeligheder hos nedvandrende smolt af laksefisk. Herunder en langsomtstrømmende strækning opstrøms opstemningerne ved Ribe by. Opstemningerne skaber sølignende forhold i dele af vandløbet.

For de udvandrende smolt er vandringen gennem vadehavet sandsynligvis også farefuld, men hvor mange der overlever denne passage vil kræve nærmere undersøgelser.

Bidmærker fra sæl på de laks der bliver indsamlet til afstrygning viser at disse er udsat for prædation fra sæl. I perioden 2011 – 2014 var gennemsnitligt 6,2 % (min 1 % max 15,3 %) af laksene der er indsamlet til stryging skadet af bid der blev vurderet til at hidrøre fra sæler (Figur 25).

I vadehavet findes både spættet sæl og gråsæl. I 2000 udgjorde bestanden af spættet sæl 2.700 og i 2003 1.500 sæler (Miljøministeriet 2005), og endvidere er der i de senere år etableret en bestand af gråsæl. Der er ikke foretaget egentlige opgørelser af sælernes konsum af laks, men begge arter præderer laks (Middlemas *et al.* 2003, ICES 2015a, Jepsen *et al.* 2014). Forekomsten af bidskader hos laksene i vandløbet kan naturligvis ikke sige noget om omfanget af prædation i havet (Thompson og Mackay 1999), men denne kan potentielt være betydelig.

Et evt. fiskeri i havet vil naturligvis også påvirke havoverlevelsen. Både i Nordøstatlanten og kystnært i Vadehavet er målrettet fiskeri efter laks nu ophørt (ICES 2015b, Fødevareministeriet 2013). Heller ikke i åen, hvor der i Vesteråen foregår et erhvervsmæssigt fiskeri med ruseredskaber, fiskes der efter laks med garn. Ikke desto mindre er der konstateret garnskader på en mindre del af laksene (Figur 29). En mindre del af gydebestanden (generelt under 10 %) kan bestå af laks der har gydt tidligere (Fleming og Einum 2011). Der er ikke kendskab til hvor stor andelen evt. er i Ribe Å og derfor er der ikke taget højde for eventuelle gentagne gydere i disse opgørelser, men potentielt kan dette influere på de beregnede overlevelsesserater.



Figur 25 Andel af laks fra Ribe Å indsamlet til afstrygning på DCV 2011-2014 med forskellige skadestyper. Data fra Søren Larsen, DCV.

Gydebestand

I 2012 blev gydebestanden bestemt direkte ved en mærkning – genfangstundersøgelse. I de øvrige år er bestandsstørrelsen beregnet indirekte gennem fangsten i lystfiskeriet. En sådan beregning afhænger naturligvis af at fiskeriindsatsen (*effort*) ikke ændrer sig mellem de enkelte år. Det er også afgørende at lystfiskerne er nogenlunde lige effektive fra år til år. I hvor høj grad dette faktisk er tilfældet, vides ikke. Det er dog sandsynligt, at i hvert fald fiskeriindsatsen har været nogenlunde stabil, da fangstene i Ribe Å ikke har udviklet sig i samme omfang som i de øvrige danske vandløb med laks. Der er altså ikke et lige så stort incitament til at fiske laks hér som i de andre lakseførende åer, og det synes derfor rimeligt at antage at *effort* har været nogenlunde stabil.

Selve det at bruge lystfiskerfangsterne som et indeks for bestanden har vist sig at være en valid metode andre steder. I Nordirland fandt Crozier og Kennedy (2001) således at fangsterne afspejlede bestanden. Også i Skotland er der i flere vandløb fundet god overensstemmelse mellem lystfiskerfangsterne og bestandsstørrelsen, i vandløb hvor der var forholdsvis store stangfangster (Thorley *et al.* 2005). I mangel af egentlige bestandsoptællinger er metoden med held anvendt flere steder, f.eks. i Vestsverige (Pedersen *et al.* 2007), ligesom den anvendes i bestandsvurderingen af flere bestande i det Nordatlantiske område (ICES 2015b).

Hvor stor gydebestanden har været tilbage i tiden er ukendt. Der findes dog nogle oplysninger om fangsterne i åen tilbage til 1930'erne (Christensen 1990). frem til 1980'erne var fangsterne de fleste år gennemsnitligt under 100 kg pr år, men i 1960'erne 190 kg pr år. Selv om de opgjorte fangster formentlig er under de faktiske fangster, tyder det ikke på at laksebestanden har været specielt stor, i perioden fra 1930 og frem.

Den reelle gydebestand består ikke kun af store laks der har været i havet. I gydningerne indgår også en del tidligt modne små hanner. Ifølge Fleming og Einum (2011) er det dog de anadrome laks der befrugter størstedelen af æggene.

Om rekrutteringen af laks bliver optimal afgøres ikke alene af hvor stor gydebestanden er, men også af hvor i vandløbet laksene gyder. De små laks har en begrænset spredning i vandløbet. Hvis alle vandløbets områder med gode forhold for ynglen skal udnyttes af laksene, er det nødvendigt at der foregår gydning i nærheden af disse. Hvor den enkelte laks er født i vandløbet vil i den sammenhæng også have betydning, da de i et vist omfang vandrer tilbage for at gyde i de områder de kommer fra (*homer*) (Erkinaro *et al.* 2007). Det betyder at det kan være en langvarig proces at genopbygge en bestand der udnytter hele vandløbssystemet. Med en større bestandsstørrelse af gydefisk øges sandsynligheden for at der gydes i et givet område (Finstad *et al.* 2013), men en stor gydebestand betyder altså ikke i sig selv, at hele vandløbet udnyttes.

En del af gydebestanden består af udsatte laks. I perioden 2011-14 var der gennemsnitligt knap 41 % udsatte laks iblandt aksene der blev brugt til afstrygning på DCV (pers.comm. Søren Larsen, DCV), og det må antages at være ca. den samme andel der er i åen.

Udsatte laks afviger på en lang række områder fra vilde laks (Jonsson og Jonsson 2006). For eksempel kan de modne efter færre havår end vilde laks, de kan vandre senere ind i gydevandløbet, de bevæger sig mere rundt i vandløbet inden gydning og vender ikke tilbage til noget bestemt område i vandløbet. Ved gydningen er de udsatte laks konkurrencemæssigt underlegne overfor vilde laks. Forskellen på vilde og udsatte laks udjævnes dog over tid. Der kan potentielt også være en del af opgangslaksene der ikke er finneklippet, og altså her betragtes som vilde laks, men som faktisk stammer fra udsatte fisk som er strejft ind i åen. I nabovandløbene i vadehavet (Sneum Å, Kongeå, Brede Å og Vidå) hvor der ikke findes en oprindelig vild bestand er der sat laks ud som ikke er finneklippet. Da udsatte laks ydermere strejfer mere ind i fremmede vandløb end vilde (Jonsson *et al.* 2003), forøger dette naturligvis usikkerheden omkring størrelsen af den vilde bestand.

Samlet betyder dette, at omkring 40 % af gydebestanden potentielt kan have en dårligere reproduktivsucces end bestandstallene antyder.

Fekunditet og ægoverlevelse

For at beregne hvor mange æg der blev gydt af laksene i 2013 er der brugt en gennemsnitlig litteraturværdi for fekunditeten i forhold til fiskenes længde (Shearer 1992). Da fekunditeten varierer mellem enkelte bestande (Fleming 1996) er det beregnede antal æg forholdsvis usikkert.

Overlevelsen af æggene fra gydning frem til ½-års fisk er her beregnet til ca. 4,8 %, baseret på det beregnede antal gydefisk, dennes størrelsessammensætning og den størrelsesafhængige fekunditet (Shearer 1992).

Sammenlignet med, hvad der er sandsynligt i danske vandløb, er litteraturværdier for ægoverlevelsen ofte meget høje. Således finder f.eks. Cunjak og Therrien (1998) i Canada gennemsnitligt 30,7 (range 9,2-61) % overlevelse fra gydning frem til få måneder gamle laks. Mere sammenligneligt med danske vandløb, hvor der mange steder er stor sandvandring der kan forårsage tilstopning af porerne i gydebankerne og høj dødelighed (Nielsen 2003, Conallin 2004),

finder Soulsby *et al.* (2001) i et skotsk vandløb mellem 0 og 80 % overlevelse. I Danmark har både Nielsen (2003) og Conallin (2004) fundet at overlevelsen at ørredæg i høj grad afhænger af hvor stor mængden af sand er i gydebankerne. Nielsen fandt at der snarere end en egentlig overlevelses procent er der tale om en overlevelsesdybde der er omvendt proportional med sandindlejringen. Overlevelsen af æggene vil, baseret på dette, afhænge af dels hvor stor sandindlejringen er, dels hvor dybt de er garvet med i sedimentet. Conallin (2004) fandt generelt en meget høj grad af indlejring af sand og fint materiale og tilsvarende dårlig overlevelse. Finere partikler (silt og ler) der er opslemmet i vandet og som deponeres i gruset, kan have endnu større betydning for overlevelsen i æg og larvestadiet (Julien og Bergeron 2006), men der er ikke kendskab til hvor stort dette problem er i Danmark.

Da sandvandring er omfattende og vidt udbredt i Ribe Å (Bartholdy *et al.* 1987), og overlevelsen inkluderer alle stadier efter klækning og frem til ½-års alderen, forekommer den beregnede overlevelse på 4,8 % at være høj, men dog ikke helt urealistisk.

Sammenhængen mellem de enkelte faktorer

Sammenhængen mellem størrelsen af gydebestanden (*stock*) og antallet af afkom disse producerer (*recruit*) er et centralt i vurderingen af fiskebestande (Hindar *et al.* 2011).

Det beregnede antal æg der bliver gydt beregnet med en gennemsnitlig litteraturværdi mellem størrelsen af hunlaksen og antallet af æg. Dette forhold varierer dog meget mellem laksebestande (Fleming 1996), og er derfor sandsynligvis forholdsvis usikkert. Et mere sikkert estimat ville kræve en målrettet undersøgelse. I stedet for litteraturværdien kunne antallet af æg fra de enkelte hunner der bliver strøget på opdrætsanlægget være anvendt, men det er ikke sikkert at alle æg i hunnerne faktisk bliver strøget, og det resterende antal i hunnen bliver ikke opgjort. I naturen gyder hunnerne en meget høj andel af deres æg (Fleming og Einum 2011).

Overlevelsen fra gydning frem til ½-års alderen, der her er beregnet til ca. 4,8 %, vil også være meget variabel mellem vandløb og i de enkelte vandløb afhængig af forholdene i de enkelte år. Her er den beregnede værdi for overlevelsen muligvis for høj, ikke mindst da den inkluderer både selve ægoverlevelsen og den videre overlevelse frem til ½-års stadiet.

Antallet af smolt består af en kombination af vinteroverlevelsen og andelen der vandrer ud af de laks der overlever vinteren. Størst usikkerhed er der forbundet med vinteroverlevelsen, der varierer meget mellem vandløb og over tid (Bagliniere *et al.* 2005), mens andelen der vandrer ud formentlig er høj (Jonsson og Jonsson 2006). Hertil kommer størrelsen af et potentielt efterårsudtræk af ungfisk.

Der er stor forskel på de to smoltifikationsudbytter der er brugt i beregningerne. Hvor det er observeret at ca. 20 % af de udsatte ½-års bliver til smolt i Skjern Å (Koed 2006); altså et sammenligneligt dansk vandløb. Dette tal er imidlertid baseret på udsatte laks, der har en dårligere overlevelse end vilde laks.

Værdier for havoverlevelsen varierer meget mellem de forskellige litteraturværdier, og er derfor forholdsvis usikre, men nogenlunde på niveau med tilbagevendingsrater fundet af Glüsing (1998) på mellem 2,5 og 3,7 % i Skjern Å i 1990'erne.

Det er vanskeligt at vurdere i hvor høj grad de enkelte delelementer i sammenhængen mellem gydebestand, antal gydte æg, bestanden af ½- og 1 års fisk, smolt og havoverlevelse bidrager til usikkerheden omkring den store sammenhæng. En stor del af grundlaget for beregningerne er hentet fra andre kilder, hvor forholdene er anderledes og derfor ikke nødvendigvis er retvisende for Ribe Å. Herudover ligger der indbygget i disse, at der for hver enkelt parameter er stor variation i litteraturværdierne. Ikke desto mindre ender det samlede resultat indenfor sandsynlige rammer for sammenhængen.



Tæt bevoksning af vandranunkel i Hjortvad Å

Prognose og bestandens tilstand i relation til forvaltningsplanen for laks

Den samlede vurdering af rekrutteringen i forhold til den optimalt opnåelige viser at rekrutteringen var på ca. 1/3 den potentielt mulige indenfor det område hvor laksene er udbredt nu. Dette tal kan sammenlignes med tal fra Iversen og Larsen (2007), der for Skjern Å beregnede den potentielle gydebestand i åen til 4 – 5.000 laks og den aktuelle gydebestand til dengang at være godt 2.000 laks, eller 40 – 50 % af det opnåelige.

Den Nationale forvaltningsplan for laks (Miljøministeriet 2004) opstiller mulige tiltag til forbedring af laksebestanden. Konkret formuleres målet i planen at laksene skal kunne klare sig selv uden udsætninger med så store bestande at der undgås genetisk indavl, og hvor bestanden kan overleve enkelte sæsoner hvor rekrutteringen mislykkes. Videre vurderes det, at den gennemsnitlige gydebestand i hvert vandløb skal være på mindst 1000 laks som stammer fra naturlig gydning - for at bestanden har en *gunstig bevaringsstatus*. Potentialet i vandløbet er imidlertid meget større og forudsat at der er tilstrækkelige gydemuligheder, dvs. passende

mængde og kvalitet af gydebanker, er bestanden af ungfisk og produktionen af smolt, og dermed laksebestanden i Ribe Å som sådan, p.t. primært begrænset af antallet af gydefisk.

I forhold til at have opnået en bestand der er selvreproducerende i Ribe Å, viser denne undersøgelse at det ikke nødvendigvis er tilfældet – afhængig af de anvendte parameterverdier, og generelle usikkerheder i øvrigt. I bedste fald kan bestanden gradvis øges, men dette er langt fra sikkert. Bestandsestimaterne viser da også, at bestanden ikke er øget i de senere år.

Den beregnede bestand er under det foreløbige minimumsmål om gunstig bevaringsstatus på 1.000 gydefisk, og langt under den bestand der kan være i vandløbet under optimale omstændigheder.

Laksene er ikke udbredt i hele vandsystemet. Det er dog sandsynligt at udbredelsen, hvis bestanden vokser, også vil øges. Specielt er der indenfor de seneste år sket forbedringer i passageforholdene der gør at store områder, der hidtil ikke har huset laks, er blevet lettere tilgængelige. F.eks. er der således nu skabt passage ved Fole Dambrug og ved Gram Slotssø så der er fri passage i denne gren af vandløbet op til Nørreåen, hvor der er store områder med egnede habitater for laksene. Også i Gels Å er passageforholdene forbedret ved Kastrup engvandingsanlæg og ved Gelsbro Dambrug. Herudover er der mange steder udlagt gydegrus og yderligere udlægninger er planlagt i både hoved- og tilløb.

Det vil dog formentlig være en længerevarende proces at opbygge en væsentligt større bestand. Bestanden er også underlagt forhold i havet, som ikke kan umiddelbart påvirkes på nationalt niveau.

Mulige tiltag til styrkelse af bestanden

Laksebestanden i åen kan styrkes på en række forskellige måder.

Passageforholdene ved Ribe by kan forbedres væsentligt. Ved Ydermølle, Midtmølle og Skibbroen er opstrøms passage alene mulig gennem modstrømstrapper, som erfaringsmæssigt virker dårligt som fiskepassage (Nielsen 2004). Ved Stampemølle er der etableret et omløbsstryg, men her er udmundingen placeret flere hundrede meter nedstrøms opstemningen i byen. Under opvandringen vil laksene fortrinsvis følge hovedstrømmen (Nielsen 2004). Når denne er størst i det gamle hovedløb, vil laksene vandre op til selve byen, og i vid udstrækning samles neden for opstemningen, som de altså har vanskeligt ved at passere. Hovedparten af åens vandføring bør derfor ledes gennem Stampemølle-omløbsstryget for at skabe den bedst mulige 'lokkestrøm'. Ved Ydermølle, Midtmølle og Skibbroen bør der alene ledes så meget vand at alt vandet der passerer denne vej løber gennem fisketrapperne. Når laksene prøver på at forcere opstemningerne i byen vil de i bedste fald blive forsinket på deres vandring, og anvende unødigt energi på passagen. I værste fald bliver de skadet ved springe og lande på beton og muligvis lykkes det slet ikke for laksene at komme videre op i vandsystemet. Det er tvivlsomt om laks der er vandret op til byen, og ikke kan passere opstemningen, senere skulle vende tilbage nedstrøms og finde Stampemølle-omløbspassagen.

En større gydebestand kan også opnås ved at reducere fiskeridødeligheden, enten for bestanden generelt, eller målrettet for vilde laks. Specielt værdifulde i gydningen er store hunlaks der både har en høj fekunditet og vil være konkurrencedygtige overfor havørred (Heggberget *et al.* 1988),

Selv om der kan være en mindre dødelighed forbundet med fangst og genudsætning af laks, specielt ved højere vandtemperaturer (Booth *et al.* 1995, Webb 1998, Dempson *et al.* 2002, Thorstad *et al.* 2003), vil langt de fleste laks der genudsættes efter fangst overleve. De første laks der vandrer ind i åen er de største (Shearer 1992, Aprahamian *et al.* 2008). Da nyindvandrede laks fanges lettere end laks der har været i vandløbet et stykke tid (Laughton 1991) kan de største laks i bestanden også delvis beskyttes ved regulering af fredningstiden.

En langsigtet og bæredygtig styrkelse af bestanden kan ske ved at forbedre de fysiske forhold, herunder forøge mulighederne for gydning gennem restaureringstiltag. Dette kan bl.a. ske ved etablering af gydestryg. For at maksimere effekten af grusudlægninger kan det prioriteres at lægge disse i områder hvor der i øvrigt findes gode forhold for de unge stadier. Som grundlag for at udpege områder hvor udbyttet af vil være størst, bør den faktiske kvalitet af eksisterende grusområder undersøges, herunder sandindlejringen. Vinteroverlevelsen vil sandsynligvis kunne øges ved udlægning af skjulsten.

Udlagte gydebanker kan placeres efter to forskellige strategier: 1) Placering af gydeområder i nærheden af områder hvor laksene allerede gyder, kunne betyde at laks der vender tilbage til det område af åen hvor de er vokset op, men nu for at gyde, gradvis kunne øge de områder der allerede anvendes og herudover øge arealerne med egnede habitater for den spæde yngel. 2) Da gydning generelt forekommer spredt i vandløb, bl.a. afhængig af tilgængeligt egnet sediment (Moir *et al.* 1998) kan etablering af nye gydemuligheder længere væk fra eksisterende gydeområder øge selve udbredelsen i vandløbet. Vilde laks produceret i åen er præget på det område de kommer fra og vender i et vist omfang tilbage til dette, mens udsatte laks forventes i højere grad at gyde i områder, der ikke nødvendigvis udnyttes af åens vilde laks. Afkommet fra de udsatte laks der gyder på udlagte gydebanker kan på den måde teoretisk set danne basis for fremtidige områder der kommer til at huse en naturlig bestand der er efterkommere af de udsatte laks.

Som et restaureringstiltag kan der også udlægges sten i vandløbet og derigennem reducere vinterdødeligheden ved at øge mængden af skjul, og for at forbedre overlevelsen i gydebankerne kan det søges at reducere sandvandringen.

Fælles for sådanne restaureringstiltag er, at den forventede effekt på bestanden fra tiltaget kan estimeres med den her anvendte model, der i givet fald evt. skal justeres for betydningen af sten der udlægges som skjul.

De fysiske forhold kan også forbedres ved reduktion af sandvandringen, der er stor i alle dele af Ribe Å (Bartholdy *et al.* 1987), størst i Gels Å (10.500 – 23.600 t pr år i 1984 - 1986) men også stor i Gram Å / Flads Å (4.800 – 6.900 t pr år, begge i 1984-86). Især i den udrettede Hjortvad Å (2.210 t pr år i 1999 - 2001) må det antages at sandtransporten giver problemer (Bartholdy *et al.* 2002). I netop dette vandløb fandt Bartholdy *et al.* (op.cit.) at hovedparten af sandet bevæger sig i 'sandpuder' der i perioder med lavere vandføring (sommer) ophobes opstrøms strygene, hvorfra det øgede vandføring om efteråret transporteres ned over strygene – uheldigvis sammenfaldende med laksefiskenes gydning. Æg og larver fra både laks og ørred kræver, mens de ligger i gruset, en konstant høj ilttilførsel. Ved selv begrænset sandvandring kan gydebankerne sande til og æggene gå til grunde.

Den mest holdbare metode til at løse dette problem vil være, så vidt det er muligt, at reducere tilførslen af sand. Generelt er erosion fra brinkerne en vigtig kilde til sand i vandløbene. Da

brinkerosionen øges kraftigt under flom kan tilbageholdelse af vand i terrænet ved store afstrømningshændelser (f.eks. i enge der oversvømmes ved høj vandføring) medvirke til en begrænsning af sanderosion og transport.

Også dyrkning af arealer nær vandløbet har stor indflydelse på mængden af sand der tilføres vandløbet (Laubel *et al.* 1999). Bredzoner der friholdes for dyrkning kan bidrage til at nedsætte tilførslen fra de omliggende dyrkede arealer.

Som et tiltag der kan afbøde effekterne af sandvandringen undersøgte Bartholdy *et al.* (2002) netop i Hjortvad Å effekten af udlagte strømkoncentratorer. Disse gav vandløbet en meanderende tendens og resulterede i at arealet af grus der permanent var fri for sand steg fra ca. én % til 20 %.

En oplagt og forholdsvis enkel måde at øge bestanden, indtil den har en tilfredsstillende størrelse, er at forøge udsætningerne. Det er ovenfor beregnet, at der er behov for udsætning af mellem 11.500 og 25.500 ½-års laks for at øge gydebestanden med 100 laks, der efterfølgende vil bidrage til gydningen og hjælpe til opbygningen af bestanden.

En anden mulighed er at stratificere udsætningerne, så det tilstræbes ikke at overbesætte strækninger hvor der allerede findes vilde laks. På den måde kan man (potentielt) øge overlevelsen hos de udsatte og undgå negativ påvirkning af de hjemmehørende vilde laks. Herudover kan udsætningerne stratificeres, så der fortrinsvis sættes laks ud på strækninger hvor der er gode habitatforhold, og afpasse udsætningstæthederne til strækningernes kvalitet (bæreevne).

Okkerindholdet i Gels Å kan i visse situationer nå et niveau der kan påvirke laksebestanden negativt (Nielsen *et al.* 1997). Dette kan imødegås ved gennem hævning af vandstanden i okkerpotentielle områder eller ved at etablere okkerrensingsanlæg i eventuelle tilløb.

Laksene vil i alle stadier være påvirket af prædation og enhver reduktion i dødeligheden vil styrke bestanden. Væsentlige prædatorer i ferskvand skarv, hejre, lappedykker, odder og mink, og i havet skarv og sæl, og enhver reduktion af tilstedeværelsen af disse fra laksenes opvækstområder og vandringsveje vil styrke bestanden.

Tiltag som kan overvejes for at øge laksebestanden i Ribe Å, herunder tiltag til at styrke vidensgrundlaget for lakseforvaltningen:

- At forbedre mulighederne for gydning i vandløbet, ved restaurering som f.eks. udlægning af gydegrus. Udlægningerne kan ske i nærheden af områder, hvor der i dag foregår gydning, og hvor der nedstrøms findes strækninger med habitatforhold der gør dem egnede for små laks. Med henblik på i højere grad at udnytte hele vandsystemet foreslås det også at der udlægges grus i områder der er isoleret fra de nuværende gydeområder.
- At undersøge om arealet med permanent tilgængeligt gydegrus i Hjortvad Å kan øges ved udlægning af strømkoncentratorer.
- At forbedre passageforholdene ved Ribe by. Udløbet af det etablerede omløbsstryg ved Stampemøllen burde ligge helt oppe ved de eksisterende spærringer eller alternativt skulle langt hovedparten af åens vandføring ledes gennem stryget og vandføringen ved

Ydermølle, Midtmølle og Skibbroen begrænses til det vand der løber gennem fisketrapperne.

- At fortsætte udsætningerne af laks. Udsætningerne bør koncentreres i områder hvor habitatkvaliteten er høj og bestanden af vilde laks er lav.
- At undersøge grusets egnetheden for gydning i eksisterende grusforkomster (sandindlejring, dybdeforhold, strømhastighed, forekomst af okker), og den geografiske udbredelse af grus og sten.
- At undersøge kvaliteten af habitater i områder i nærheden af eksisterende gydeområder og i fornødent omfang forbedre denne. Herunder også forekomst af skjulsten).
- At forøge gydebestanden ved regulering af fiskeriet
- At undersøge om lokaliteter hvor der er restaureret bliver udnyttet og i givet fald hvor stor effekten er. Dermed kan fremtidige restaureringstiltag optimeres og produktionsestimater for vandløbet opdateres.
- At styrke overvågningen af bestanden ved at befiske et udvalg af stationer hvert år, så udviklingen i rekrutteringen og udbredelsen af laksene kan følges. Hermed vil bestandens status kunne følges og der kan evt. foretages justeringer i forvaltningen.
- At styrke grundlaget for at vurdere bestandens teoretiske maksimum ved supplerende undersøgelser af de maksimalt mulige tætheder ved forskellige habitatkvaliteter.

Tak

Tak til Søren Larsen, Danmarks Center for Vildlaks, for oplysninger om laks der er anvendt til afstrygning og om diverse udsætninger.

Rikke Harvig takkes for at stille data til rådighed for beregningerne af den maksimalt mulige bestandsstørrelse.

Tom Donbæk, Ribe Å Sammenslutningen, takkes for oplysninger om indsamling af moderfisk og registrering af grusudlægninger.

Jan Steinbring Jensen, Naturstyrelsen Vadehavet, takkes for oplysninger om vandløbsrestaurering i forbindelse med snæbelprojektet

Litteratur

Aarestrup, K., and A. Koed. 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 169-176.

Anon. 1993. Handlingsplan for ophjælpning og reetablering af de danske laksebestande. IFF rapport nr 10 - 1993.

Aprahamian, M., I. C. Davidson, and R. J. Cove. 2008. Life history changes in Atlantic salmon from the River Dee, Wales. *Hydrobiologia* 602: 61-78.

Armstrong, J. D., F. A. Huntingford, and N. A. Herbert. 1999. Individual space use strategies of wild juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 55: 1201-1212.

- Armstrong, J. D., V. A. Braithwaite, and F. A. Huntingford. 1997. Spatial strategies of wild Atlantic salmon parr: Exploration and settlement in unfamiliar areas. *Journal of Animal Ecology* 66: 203-211.
- Armstrong, J. D., Griffiths, S. W. 2001. Density-dependent refuge use among over-wintering wild Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology* 58: 1524-1530.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J., Ladle, M. and Milner, N.J., 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2): 143-170.
- Bagliniere, J.-L., Arribe-Moutonet, D. 1985. Microdistribution of populations of brown trout (*Salmo trutta*) and juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and other species present in the upper Scorff River Brittany France. *Hydrobiologia*, 120, 229-240.
- Bagliniere, J. L., Champigneulle, A. 1982. Population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles on the river Scorff (Brittany): Habitat selection and annual variations (1976-1980). *Acta Oecol. (Oecol. Applic.)*. 3: 241-256.
- Bagliniere, J.L., Champigneulle, A. 1986. Population estimates of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, as indices of smolt production in the R. Scorff, Brittany. *Journal of Fish Biology*, 29, 467-482.
- Bagliniere, J.-L., Marchand, F., Vauclin, V. 2005. Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and in-stream habitat. *Ices Journal of Marine Science* 62: 695-707.
- Bagliniere, J.L., Maise, G., and Nihouarn, A. 1993 Comparison of two methods of estimating Atlantic salmon (*Salmo salar*) wild smolt production. In Conference Int. Symp. on Production of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in Natural Waters, St. John's, NF (Canada) (eds R. Gibson and R. Cutting), Vol. 118, pp. 189-201. CAN. SPEC. PUBL. FISH. AQUAT. SCI., St. John's, NF (Canada), 25-27 Jun 1991.
- Bagliniere, J.-L., Nihouarn, A., Champigneulle, A. 1979. L'exploitation des salmonidés à la ligne sur le Scorff, rivière de Bretagne sud. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 272, 94-115.
- Bagliniere, J.-L., Marchand, F. and Vauclin, V. 2006. Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and in-stream habitat. *Ices Journal of Marine Science* 62: 695-707.
- Baktoft, H., Koed, A. 2005. Myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum fjorde. DFU-rapport 153-05.
- Bal, G., Rivot, E., Prevost, E. Piou, P., Bagliniere, J.L. 2011. Effect of water temperature and density of juvenile salmonids on growth of young-of-the-year Atlantic salmon *Salmo salar*. *J.Fish.Biol.* 78: 1002-1022.
- Bardonnnet, A., Bagliniere, J.L., 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2): 497-506.

- Bardonnnet, A., Gaudin, P., Thorpe, J.E. 1993. Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*S. salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* 43: 755-762.
- Bartholdy, J., Ernstsens, V. B., Høy, E.E., Pedersen, J.T., Thodsen, H. 2002. Sandvandring i Hjortvad Å, Rapport til Ribe Amt, Geografisk Institut, Københavns Universitet. 42 p.
- Bartholdy, J., B. Hasholt, Pejrup, M. 1987. Materialetransport i Ribe Å systemet, Geografisk Institut, Københavns Universitet: 110 p.
- Beall, E., Dumas, J. Claireaux, D., Barriere, L. Marty, A. 1994. Dispersal patterns and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) juveniles in a nursery stream. *Ices Journal of Marine Science* 51: 1-9.
- Binns, N. A., Eiserman, F.M. 1979. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108: 215-228.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173, 9-43.
- Booth, R. K., Kieffer, J. D., Davidson, K., Bielak, A. T., Tufts, B.L. 1995. Effects of Late-Season Catch and Release Angling on Anaerobic Metabolism, Acid-Base Status, Survival, and Gamete Viability in Wild Atlantic Salmon (*Salmo-Salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 283-290.
- Bremset, G., Heggnes, J. 2001. Competitive Interactions in Young Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in Lotic Environments. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75:127-142.
- Buck, R. J. G., Hay, D.W. 1984. The relation between stock size and progeny of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 23: 1-11.
- Champigneulle, A., 1978. Characteristics of habitat and population of Atlantic salmon wild juveniles (*Salmo salar* L.) on the main course of the Scorff river (Morbihan). Refereret i: Bagliniere, J.L. and Champigneulle, A., 1982. Population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles on the river Scorff (Brittany): Habitat selection and annual variations (1976-1980). *Acta Oecol. (Oecol. Applic.)*. 3(3): 241-256.
- Chapman, D. W. 1966. Food and Space as Regulators of Salmonid Populations in Streams. *The American Naturalist* 100: 345-357.
- Christensen, Ole, 1990. Status for den nordatlantiske laks (*Salmo salar*) i Danmark. *Notat. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser*.
- Christensen, H.-J., 2003. Udsætningsplan for Ribe Å. DFU rapport nr 106-2003. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri.

- Christensen, H.-J., 2013. Plan for fiskepleje i Ribe Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, nr. 32-2013.
- Crisp, D.T. 1993. The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwat. Forum*, 3, 176-202.
- Conallin, J. 2004. The Negative Impacts of Sedimentation on Brown trout (*Salmo trutta*) Natural Recruitment, and the Management of Danish Streams. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies* 3: 12 pp.
- Crozier, W.W. and Kennedy, G.J.A. 2001. Relationship between freshwater angling catch of Atlantic salmon and stock size in the River Bush, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology*, 58, 240-247.
- Cunjak, R. A., and J. Therrien. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology [Fish. Manage. Ecol.]* 5: 209-223.
- Cunjak, R.J. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences [CAN. J. FISH. AQUAT. SCI.]*, 45, 2156-2160.
- Dempson, J. B., G. Furey, and M. Bloom. 2002. Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River, Newfoundland. *Fisheries Management and Ecology* 9: 139-147.
- Dieperink, C., and N. Wegner. 1989. Gyde- og opvækstområder for laks i Skjern å-systemet, Rapport udarbejdet for Ringkøbing Amtskommune og Danmarks Fiskeri og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet, august 1989 af ENVO - rådgivende biologer.
- Egglisshaw, H. J., and P. E. Shackley. 1977. Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-75. *Journal of Fish Biology* 11: 647-672.
- Einum, S., G. Robertsen, K. H. Nislow, S. McKelvey, and J. D. Armstrong 2011. The spatial scale of density-dependent growth and implications for dispersal from nests in juvenile Atlantic salmon. *Oecologia* 165: 959-969.
- Einum, S., and K. H. Nislow. 2011. Variation in Population Size through Time and Space: Theory and Recent Empirical Advances from Atlantic Salmon. Chapter 11 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- Einum, S., A. G. Finstad, G. Robertsen, K. H. Nislow, S. McKelvey, and J. D. Armstrong 2012. Natal movement in juvenile Atlantic salmon: a body size-dependent strategy? *Popul. Ecol.* 54: 285-294.
- Erkinaro, J., E. Niemi, J. P. Vähä, and C. R. Primmer. 2007. Life-history and habitat features influence the within-river genetic structure of Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 16: 2638-2654.

- Finstad , A. G., J. D. Armstrong, and K. H. Nislow. 2011. Freshwater habitat requirements . Chapter 3 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- Finstad , A. G., S. Einum, O. Ugedal, and T. Forseth. 2009. Spatial Distribution of Limited Resources and Local Density Regulation in Juvenile Atlantic Salmon. *Journal of Animal Ecology* 78: 226-235.
- Finstad, A. G., L. M. Sættem, and S. Einum. 2013. Historical abundance and spatial distributions of spawners determine juvenile habitat accessibility in salmon: implications for population dynamics and management targets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1339-1345.
- Fleming, I. A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: Ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 379-416.
- Fleming, I. A., and S. Einum. 2011. Reproductive Ecology: A Tale of Two Sexes Chapter 2 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- Fødevareministeriet 2013. Bekendtgørelse om særlige fiskeriregler og fredningsbælter i Vadehavet og i visse sydjyske vandløb (BEK Nr 1420 af 12/12/2013).
- Friberg, N., B. Kronvang, H. O. Hansen, and L. M. Svendsen. 1998. Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 87-99.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P., Dunkley, D.A., and MacLean, J.C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *Ices Journal of Marine Science*, 57, 419-429.
- Fødevareministeriet. 2015. Bekendtgørelse om særlige fiskeriregler og fredningsbælter i Vadehavet og i visse sydjyske vandløb (BEK Nr 1420 af 12/12/2013).
- Gibson, R.J. and Erkinaro, J. 2009. The influence of water depths and inter-specific interactions on cover responses of juvenile Atlantic salmon. *Ecology of Freshwater Fish* 2009: 18: 629–639. *Ecology of Freshwater Fish*, 18, 629-639.
- Gibson, R.J. 1966. Some Factors Influencing the Distributions of Brook Trout and Young Atlantic Salmon. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 23, 1977-1980.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: Spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3, 39-73.
- Glüsing, H. 1998. Opgangen af laks til Skjern Å-systemet 1997. Notat Ringkøbing Amt.
- Gustafson-Greenwood, K. I., and J. R. Moring. 1990. Territory size and distribution of newly-emerged Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Hydrobiologia* 206: 125-131.

Harby, A. (ed) 2009. Modeller for simisering av miljøkonsekvenser av vannkraft, Norges vassdrags- og energidirektorat, Rapport 5 - 2009.

Harvig, R.L., 2014. Density and habitat use of juvenile salmon (*Salmo salar*) in a lowland river Master's thesis, DTU, December 2014.

Harwood, A. J., N. B. Metcalfe, J. D. Armstrong, and S. W. Griffiths. 2001. Spatial and temporal effects of interspecific competition between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 58: 1133-1140.

Harwood, A. J., N. B. Metcalfe, S. W. Griffiths, and J. D. Armstrong. 2002. Intra- and inter-specific competition for winter concealment habitat in juvenile salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1515-1523.

Haury, J. and Bagliniere, J.L. 1996. Macrophytes as structuring component for fish habitat in a salmonid river. A study of fish microrepartition in a macrophyte site in the River Scorff (southern Brittany). *Cybium*. Paris, 20, 111-127.

Haury, J., Bagliniere, J.L., A.L., C., and Maise, G. 1995. Analysis of spatial and temporal organization in a salmonid brook in relation to physical factors and macrophytes vegetation. *Hydrobiologia*, 300, 269-277.

Heggberget, T.G. 1984. Habitat selection and segregation of parr of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*), brown trout, (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in two streams in north Norway. In Conference International Symposium on Arctic Charr, Winnipeg, Man. (Canada), 4 May 1981

Heggberget, T. G., T. Haukebø, J. Mork, and G. Ståhl. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *J.Fish.Biol.* 33: 347-356.

Heggenes, J. and Borgstroem, R. (1991). Effect of habitat types on survival, spatial distribution and production of an allopatric cohort of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under conditions of low competition. *Journal of Fish Biology*, 38, 267-280.

Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research and Management [REGUL. RIVERS RES. MANAGE.]*, 5, 341-354.

Heggenes, J. 1991. Comparisons of Habitat Availability and Habitat Use by an Allopatric Cohort of Juvenile Atlantic Salmon *Salmo salar* under Conditions of Low Competition in a Norwegian Stream. *Holarctic Ecology* 14: 51-62.

Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: Static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 155-169. salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8, 1-21.

- Heggenes, J., Bagliniere, J.L., and Cunjak, R.A. (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8, 1-21.
- Heggenes, J., J. L. Bagliniere, and R. Cunjak. 1995. Synthetic note on spatial niche selection and competition in young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. Conseil Superieur De La Peche, Paris (France).
- Heggenes, J., and S. J. Saltveit. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *J. Fish Biol* 36: 707-720.
- Heggenes, J., S. J. Saltveit, D. Bird, and R. Grew. 2002. Static habitat partitioning and dynamic selection by sympatric young Atlantic salmon and brown trout in south-west England streams. *Journal of Fish Biology* 60: 72-86.
- Henderson, J. N., and B. H. Letcher. 2003. Predation on stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 32-42.
- Hindar, K., J. A. Hutchings, O. H. Diserud, and P. Fiske. 2011. b Stock, Recruitment and Exploitation Chapter 12 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- Höjesjö, J., J. D. Armstrong, and S. W. Griffiths. 2005. Sneaky feeding by salmon in sympatry with dominant brown trout. *Animal Behaviour* 69:1037-1041.
- Huntingford, F. A., J. E. Thorpe, C. Garcia de Leaniz, and D. W. Hay. 1992. Patterns of growth and smolting in autumn migrants from a Scottish population of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 41 (Supplement B): 43-51.
- Ibbotson, A., P. Armitage, W. Beaumont, M. Ladle, and S. Welton. 1994. Spatial and temporal distribution of fish in a small lowland stream. *Fisheries Management and Ecology [FISH. MANAGE. ECOL.]* 1: 143-156.
- ICES 2011. Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, By correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18. 54 pp.
- ICES 2015 a. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 23-31 March 2015, Rostock, Germany. ICES CM 2015/ACOM:08. 362 pp.
- ICES 2015 b. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 17–26 March, Moncton, Canada. ICES CM 2015/ACOM:09. 332 pp.
- Iversen, K. og Larsen, S., 2007. Gyde- og opvækstområder for laks i Skjern Å-systemet. Rapport udarbejdet af Danmarks Center for Vildlaks for Skov- og Naturstyrelsen, Ringkjøbing Amt - Teknik og Miljø, Skjern Å Sammenslutningen og Danmarks Center for Vildlaks.

Jepsen 2013. Gydebestand af laks i Varde Å og Ribe Å i 2012. http://www.fiskepleje.dk/Nyheder/2013/01/130102_laks_i_varde_aa_og_ribe_aa_2012

Jepsen, N. og Koed, A. 2012. Opgangen af laks i Skjern Å 2011.

Jepsen, N., C. Skov, S. Pedersen, and T. Bregnballe. 2014. Betydningen af prædation på danske ferskvands-fiskebestande - en oversigt med fokus på skarv. DTU Aqua-rapport nr 283-2014.

Johansen, M., J. Erkinaro, and P.-A. Amundsen. 2011. The When, What and Where of Freshwater Feeding. Chapter 4 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. Atlantic Salmon Ecology. Blackwell Publishing Ltd.

Jonsson, B., and N. Jonsson. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. ICES Journal of Marine Science 63: 1162-1181.

Jonsson, B., and N. Jonsson. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Habitat as a Template for Life Histories. Fish Fisheries Series, Vol 33, 708 pp.

Jonsson, B., Jonsson, N., and Hansen, L.P. 1991. Differences in Life-History and Migratory Behavior between Wild and Hatchery-Reared Atlantic Salmon in Nature. Aquaculture, 98, 69-78.

Jonsson, N., and N. Jonsson. 2014. Time and size at seaward migration influence the sea survival of *Salmo salar*. Journal of Fish Biology 84: 1457-1473.

Jonsson, B., N. Jonsson, and L. P. Hansen. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. Journal of Fish Biology 62: 641-657.

Julien, H. P., and N. E. Bergeron. 2006. Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival. Hydrobiologia 563: 61-71.

Jørgensen, K., 1995. Udsætningsplan for Ribe Å. IFF rapport nr. 37, Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje.

Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). Rep. Inst. Fresw. Res. Drottningholm, 39, 55-98.

Karlström, O. 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenske vattendrag, Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm 6, 1977, Rep. No. 6, 1977.

Keeley, E. R., and J. W. A. Grant. 1995. Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 186-196.

Kennedy, G. J. A., and C. D. Strange. 1980. Population changes after two years of salmon (*Salmo salar* L.) stocking in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams. J. Fish. Biol. 17:577-586.

- Kennedy, G. J. A., and C. D. Strange. 1986. The effects of intra- and interspecific competition on the survival and growth of stocked juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and resident trout, *Salmo trutta* L., in an upland stream. *J.Fish.Biol.* 28: 479-489.
- Kennedy, R. J., W. W. Crozier, and M. Allen. 2012. The effect of stocking with 0+ year age-class Atlantic salmon *Salmo salar* fry: a case study from the River Bush, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology* 81: 1730-1746.
- Klemetsen, A., P.-A. Amundsen, J. B. Dempson, B. Jonsson, N. Jonsson, M. F. O'Connell, and E. Mortensen. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Koed, A. 2006. Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. DFU-rapport 160-06.
- Koed, A., Aarestrup, K., Nielsen, E.E., og Glüsing, H. (1999). Status for Laksehandlingsplanen. DFU-Rapport nr. 66-99.
- Koed, A., H. Baktoft, and B. D. Bak. 2006. Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River Research and Applications* 22: 69-78.
- Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Pedersen, S. og Koed A., 2014. Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95
- Larsen, K. 1978. Dansk Sportsfiskerleksikon Bind 4. Branner og Koch, København.
- Laubel, A., L. M. Svendsen, et al. (1999). Bank erosion in a Danish lowland stream system. *Hydrobiologia* 410: 279-285.
- Laughton, R. 1991. The Movements of Adult Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in the River Spey as Determined by Radio Telemetry during 1988 and 1989. Scottish Fisheries Research Report 50, Edinburgh: The Scottish Office Agriculture and Fisheries in Association with The Spey District Salmon Fishery Board, 35pp.
- Limburg, K.E. and Waldman, J.R. 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience*, 59, 955-965.
- Lindroth, A. 1955. Distribution Territorial Behaviour and Movements of Sea Trout Fry in the River Indalsalven. *Rep. inst. Freshw. Res. Drottningholm.*, 36, 104-109.
- Lindvig, D. 2011. Bestandsstørrelse og gydeoverlevelse hos atlantisk laks (*Salmo salar* L.) i Storå. Specialrapport, Aarhus Universitet og DTU Aqua.
- Lundquist, H., S. McKinnell, H. Fängstam, and I. Berglund. 1994. The effect of time, size and sex on recapture rates and yield after river releases of *Salmo salar* smolts. *Aquaculture* 121: 245-257.

- McCormick, D. P., and S. S. C. Harrison. 2011. Direct and indirect effects of riparian canopy on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in south-west Ireland. *Fisheries Management and Ecology* 18: 444-255.
- McKinnell, S., H. Lundquist, H. Fångstam, and I. Berglund. 1994. The effect of time, size and sex on recapture rates and yield after river releases of *Salmo salar* smolts. *Aquaculture* 121: 245-257.
- Metcalf, N. B., S. K. Valdimarsson, and I. J. Morgan. 2003. The relative roles of domestication, rearing environment, prior residence and body size in deciding territorial contests between hatchery and wild juvenile salmon. *Journal of Applied Ecology* 40: 535-544.
- Middlemas, S. J., J. D. Armstrong, and P. M. Thompson. 2003. The Significance of Marine Mammal Predation on Salmon and Sea Trout in D. Mills, ed. *Salmon at the Edge*, Blackwell Science Ltd.
- Milhaus, R. T., M. A. Updike, and D. M. Schneider. 1989. Physical habitat simulation system reference manual. Version 2, Biological Report 89(16), National Ecology Research Center, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior.
- Miljøministeriet, 2004. National forvaltningsplan for Laks, Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Miljøministeriet. 2005. Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark.
- Milner, N. J., R. J. Hemsworth, and B. E. Jones. 1985. Habitat evaluation as a fisheries management tool. *J.Fish.Biol.* 27A: 85-108.
- Milner, N. J., R. J. Wyatt, and K. Broad. 1998. HABSCORE - applications and future developments of related habitat models. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 633-644.
- Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S., and Ladle, M. (2003) The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research*, 62, 111-125.
- Milner, N. J., L. Karlsson, E. Degerman, A. Johlander, L. P. MacClean, and L. P. Hansen. 2006. Sea Trout (*Salmo trutta* L.) in European Salmon (*Salmo salar* L.) Rivers. Pages 139-156 in N. M. Greame Harris, ed. *Sea Trout: Biology, Conservation and Management*.
- Moir, H. J., C. Soulsby, and A. Youngson. 1998. Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Girnock Burn, Scotland. *Fisheries Management and Ecology [Fish. Manage. Ecol.]* 5: 241-254.
- Molin, J., A. Kagervall, and P. K. Rivinoja. 2010. Linking habitat characteristics with juvenile density to quantify *Salmo salar* and *Salmo trutta* smolt production in the river Sävarån, Sweden. *Fisheries Management and Ecology* 17: 446-453.
- Mäki-Petays, A., A. Huusko, J. Erkinaro, and T. Muotka. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 218-228.

- Naturstyrelsen. 2015. <http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/snaebel/> tilgået den 10-11-2015.
- Neveu, A. 1981. Density and Microdistribution of the Various Fish Species in Lower Nivelle, a Small Coastal River in Pyrenees Atlantiques. *Bull. Fr. Piscic.*: 86-102.
- Nielsen, B. 2003. Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (*Salmo trutta* L.) i gydegravninger. Pages 87 p. Specialerapport, Biologisk Institut. Specialerapport, Odense Universitet (SDU).
- Nielsen, J. (2004). Faunapassageudvalget. Delrapport 1 - Fiskenes krav til passageløsninger i vandløb med dambrug, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, de jyske amter, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Sportsfiskerforbund.
- Nielsen, E.E., Hansen, M.M., and Bach, L.A. (2001). Looking for a needle in a haystack: Discovery of indigenous Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in stocked populations. *Conservation Genetics*, 2, 219-232.
- Nielsen, H. T., A. R. Jensen, F. Sivebæk, P. C. Rasmussen, C. Dieperink, and M. Ejbye-Ernst. 1997. Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet - Teknisk rapport. DFU rapport nr 40-97.
- Nislow, K. H., J. D. Armstrong, and J. W. A. Grant. 2011. The Role of Competition in the Ecology of Juvenile Atlantic Salmon. Chapter 7 in Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal, eds. *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- O'Grady, M. F. 1993. Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish waters. *Aquacult. Fish. Manage.* 24: 563-573.
- Olesen, T.M., 1993. Populations-dynamik hos udsatte laks (*Salmo salar* L.) og vild ørred (*Salmo trutta* L.) i et stort vandløb, IFF-rapport 21-93, Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, 76 pp.
- Orpwood, J. E., Griffiths, S. W. and Armstrong, J. D. 2003. Effects of body size on sympatric shelter use in over-wintering juvenile salmonids. *Journal of Fish Biology* 63: 166-173.
- Orpwood, J. E., S. W. Griffiths, and J. D. Armstrong. 2004. Effect of density on competition between wild and hatchery-reared Atlantic salmon for shelter in winter. *Journal of Fish Biology* 65: 201-209
- Otterstrøm, C. V. 1914. Danmarks Fauna. Fisk II. Blødfinnefinnefisk. G.E.C. Gads Forlag.
- Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I. og Svendsen, L.M., Blicher, A.S. og Jensen, Per M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 340.
- Pedersen, S., G. Rasmussen, E. E. Nielsen, L. Karlsson, and P. Nyberg. 2007. Straying of Atlantic salmon, *Salmo salar*, from delayed and coastal releases in the Baltic Sea, with special focus on the Swedish west coast. *Fisheries Management and Ecology* 14: 21-32.

Rasmussen, G.H., 2012. Laks. In: H. Carl and P.R. Møller (Editors), Atlas over danske ferskvandsfisk. 429-448. Statens Naturhistoriske Museum.

Rimmer, D. M., U. Paim, and R. L. Saunders. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences [CAN. J. FISH. AQUAT. SCI.] 40: 671-680.

Rimmer, D. M., U. Paim, and R. L. Saunders. 1984. Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the summer-autumn transition in a small river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41: 469-475.

Rivot, E., E. Prevost, A. Cuzol, J.-L. Bagliniere, and E. Parent. 2008. Hierarchical Bayesian modelling with habitat and time covariates for estimating riverine fish population size by successive removal method. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 117-133.

Roche, P. 1994. Habitat availability and carrying capacity in the French part of the Rhine for Atlantic salmon (*Salmon Salar L.*). Wat. Sci. Tech. 29: 257-265.

Roussel, J. M., A. Bardonnnet, J. Haury, J. L. Bagliniere, and E. Prevost. 1998. Aquatic plants and fish assemblage: a macrophyte removal experiment in stream riffle habitats in a lowland salmonid river (Brittany, France). Conseil Superieur de la Peche, Boves (France).

Saloniemi, I., E. Jokikokko, I. Kallio-Nyberg, E. Jutila, and P. Pasanen. 2004. Survival of reared and wild Atlantic salmon smolts: size matters more in bad years. ICES Journal of Marine Science 61: 782-787.

Shearer, W.M., 1992. The Atlantic salmon. Natural history, exploitation and future management. Fishing News Books, Oxford, 244 pp.

Sivebæk, F. og Jensen, A.R. (1997). Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet - Supplerende undersøgelser. Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt. DFU-rapport nr. 40b-97.

Soulsby, C., A. F. Youngson, H. J. Moir, and I. A. Malcolm. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. The Science of The Total Environment 265: 295-307.

Sundt-Hansen, L., J. Huisman, H. Skoglund, and K. Hindar. 2015. Farmed Atlantic salmon *Salmo salar* L. parr may reduce early survival of wild fish. Journal of Fish Biology (2015) 86, 1699–1712 86: 1699-1712.

Symons, P. E. K., and M. Heland. 1978. Stream habitats and behavioral interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. Fish. Res. Board Can 35: 175-183.

Taal, I., M. Kesler, L. Saks, M. Rohtla, A. Verliin, R. Svirgsden, K. Jürgens, M. Vetemaa, and T. Saat. 2014. Evidence for an autumn downstream migration of Atlantic salmon *Salmo salar* (Linnaeus) and brown trout *Salmo trutta* (Linnaeus) parr to the Baltic Sea. Helgol Mar Res 68: 373-377.

Thompson, P. M., and F. Mackay. 1999. Pattern and prevalence of predator damage on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., returning to a river system in north-east Scotland. *Fisheries Management and Ecology* 6: 335-343.

Thorley, J. L., A. F. Youngson, and R. Laughton. 2007. Seasonal variation in rod recapture rates indicates differential exploitation of Atlantic salmon, *Salmo salar*, stock components. *Fisheries Management and Ecology* 14: 191-198.

Thorley, J. L., D. M. R. Eatherley, A. B. Stephen, I. Simpson, J. C. MacLean, and A. F. Youngson. 2005. Congruence between automatic fish counter data and rod catches of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Scottish rivers. *Ices Journal of Marine Science* 62: 809-817.

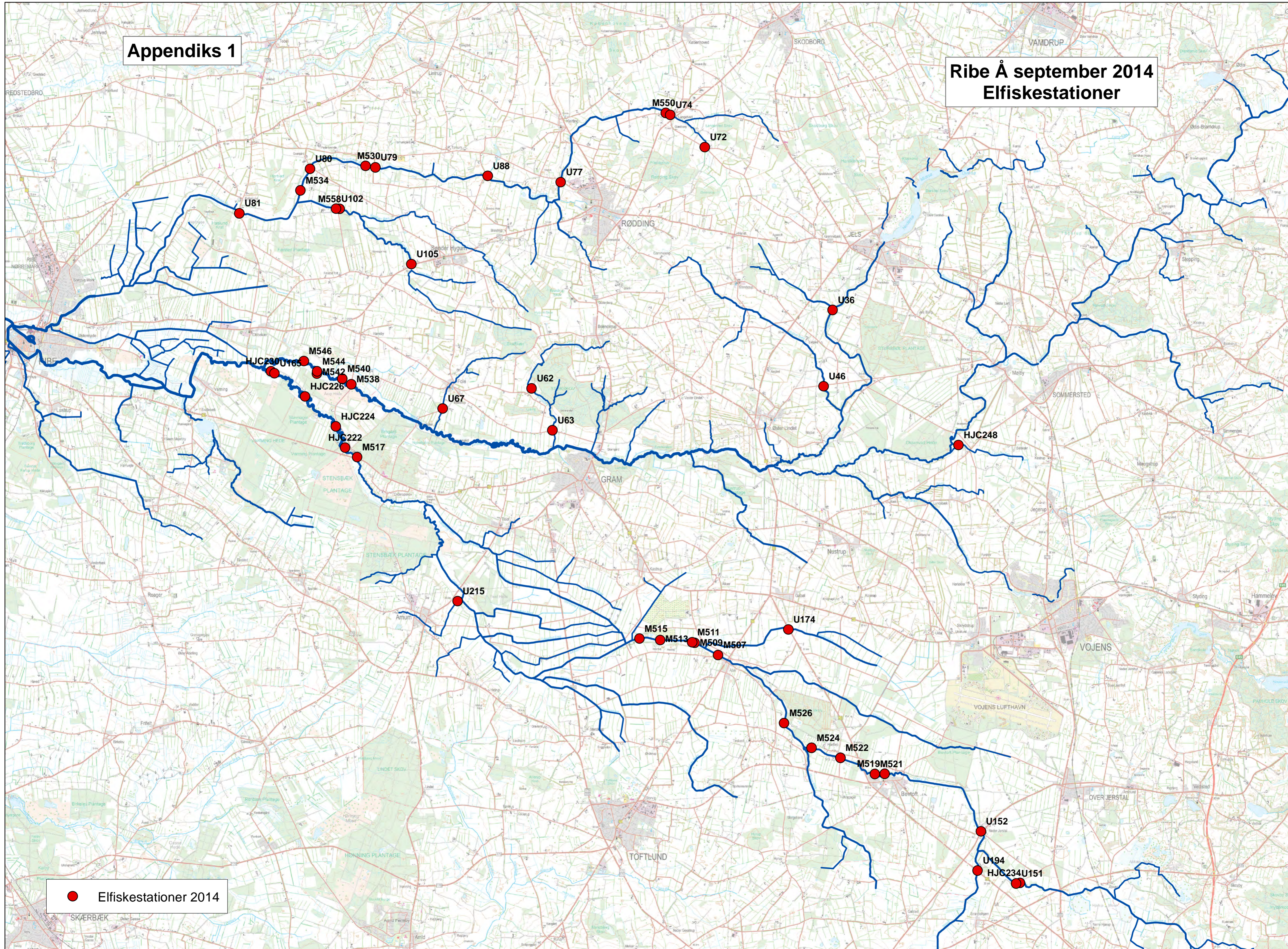
Thorstad, E. B., Naesje, T. F., Fiske, P., and Finstad, B. (2003). "Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway." *Fisheries Research*, 60(2-3), 293-307.

Webb, J. H. 1998. Catch and Release: the Survival and Behaviour of Atlantic Salmon Angled and Returned to the Aberdeenshire Dee, in Spring and Early Summer, Scottish Fisheries Research Report no 62 16 pp.

Wegner, N. 1982. Skjern Å-systemets vildfisk, 1982. Rapport udarbejdet for Ringkøbing Amtskommune 166 pp. I: Dieperink, C. og Wegner, N. (1989). Gyde- og opvækstområder for laks i Skjern å-systemet, Rapport udarbejdet for Ringkøbing Amtskommune og Danmarks Fiskeri og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet, august 1989 af ENVO - rådgivende biologer.

Wyatt, R. 2005. River fish habitat inventory phase 2: methodology development for juvenile salmonids. Environment Agency. Science Report SC980006/SR.

Wyatt, R. J., and S. Barnard. 1997. The transportation of the maximum gain salmon spawning target from the River Bush (N.I.) to England and Wales. R and D Technical Report No. W65. Environment Agency, Bristol.



● Elfiskestationer 2014

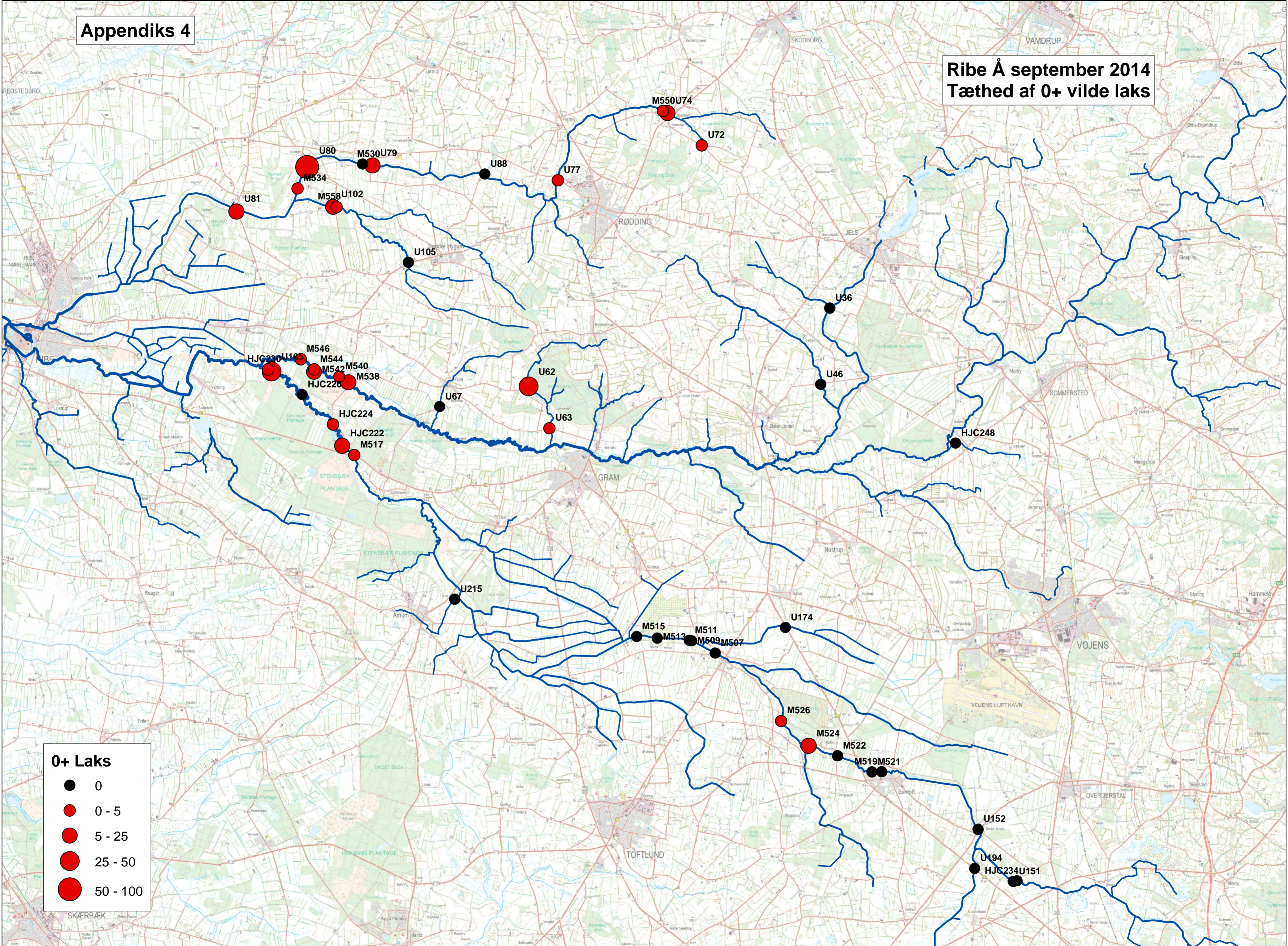
Appendiks 2. Oversigt over stationer befisket i efteråret 2014.

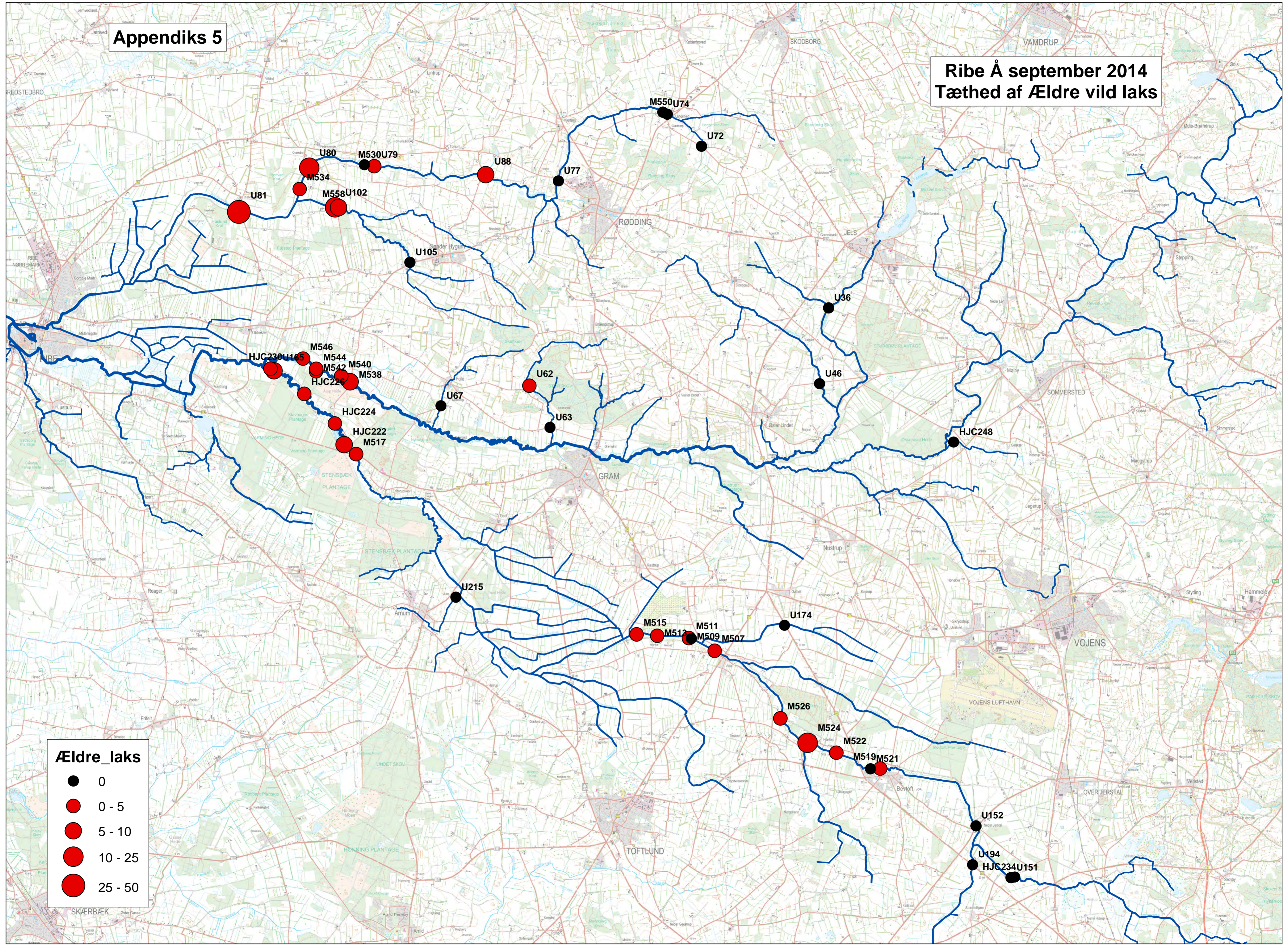
Station	Position		Vandløb- bredde	Befisket længde	Forløb Stryg / Run	Befiskningsmetode Vadning (V) / Båd (B)	Enkelt / Dobbelt bef	Elapparat Effekt (W)	Vandløb delsystem	Station Plan f. Fiskepleje
	utm_x	utm_y								
HJC222	495382	6127900	5,5	20	Stryg	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
HJC224	495080	6128598	4,0	75	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
HJC226	494070	6129579	8,3	90	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
HJC230	492954	6130402	8,0	45	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
HJC234	517469	6113660	4,5	25	Run	Vadning	Dobbelt	Variabel	Immervad Å	
HJC248	515452	6127988	3,0	20	Run	Vadning	Enkelt	1600	Selskær Bæk	
M507	507588	6121118	7,5	94	Run	Båd	Enkelt	5000	Gelså	158
M509	506818	6121516	7,0	71	Run	Båd	Enkelt	5000	Gelså	
M511	506739	6121534	6,0	26	Stryg	Båd	Enkelt	5000	Gelså	
M513	505692	6121609	9,0	71	Run	Båd	Enkelt	5000	Gelså	
M515	505011	6121653	10,0	72	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
M517	495774	6127592	12,0	144	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
M519	513038	6117233	5,0	38	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
M521	512718	6117227	6,0	30	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	
M522	511588	6117753	7,0	31	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	155
M524	510646	6118081	6,0	31	Stryg	Båd	Enkelt	5000	Gelså	
M526	509747	6118891	8,0	44	Run	Båd	Dobbelt	5000	Gelså	156
M530	496049	6137124	6,5	51	Run	Båd	Enkelt	1600	Hjortvad	
M534	493922	6136322	5,3	58	Run	Båd	Enkelt	1600	Hjortvad	
M538	495584	6129979	3,0	38	Run	Båd	Dobbelt	5000	Fladså	16
M540	495287	6130161	7,0	65	Run	Båd	Enkelt	5000	Fladså	
M542	494459	6130323	4,0	51	Run	Båd	Dobbelt	5000	Fladså	
M544	494466	6130400	9,0	130	Run	Båd	Enkelt	5000	Fladså	
M546	494026	6130733	10,0	55	Run	Båd	Enkelt	5000	Fladså	
M550	505875	6138855	3,2	46	Run	Vadning	Enkelt	1600	Hjortvad Kemsgård Bæk	
M558	495201	6135716	2,4	50	Run	Vadning	Dobbelt	1600	Jels Å	36
U36	511335	6132411	3,5	22	Run	Vadning	Enkelt	5000	Røjbøl Bæk	46
U46	511036	6129908	1,5	50	Run	Vadning	Enkelt	5000	Hornsbæk	62
U62	501481	6129846	2,2	50	Stryg	Vadning	Dobbelt	1600	Hornsbæk	63
U63	502164	6128473	1,6	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Fole Bæk	67
U67	498571	6129182	1,5	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Hjortvad	72
U72	507150	6137733	1,3	23	Run	Vadning	Enkelt	1600	Hjortvad	74
U74	506019	6138792	2,5	55	Run	Vadning	Enkelt	1600	Hjortvad	77
U77	502436	6136589	3,0	48	Run	Vadning	Enkelt	1600	Hjortvad	79
U79	496368	6137073	6,5	29,5	Run	Vadning	Dobbelt	1600	Hjortvad	80
U80	494236	6137025	7,3	14,5	Stryg	Vadning	Dobbelt	1600	Hjortvad	81
U81	491915	6135573	6,8	16	Stryg	Vadning	Dobbelt	1600	Hjortvad	88
U88	500045	6136796	1,2	50	Stryg	Vadning	Dobbelt	Variabel	Hjortvad Kemsgård Bæk	102
U102	495086	6135722	2,3	50	Run	Vadning	Dobbelt	1600	Hjortvad	105
U105	497547	6133909	2,4	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Gelså	151
U151	517340	6113643	4,0	17,5	Run	Vadning	Enkelt	5000	Gelså	152
U152	516185	6115349	5,2	14	Run	Vadning	Dobbelt	5000	Gelså	165
U165	493068	6130337	4,0	20	Stryg	Vadning	Dobbelt	5000	Gelså	174
U174	509882	6121953	2,2	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Gelså	194
U194	516079	6114069	4,0	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Gelså	215
U215	499061	6122879	1,2	50	Run	Vadning	Enkelt	1600	Gelså	

Appendiks 3

Tætheder af laks og ørred på stationer i Ribe Å befisket september 2014

Station	Vild Laks 0+ / 100 m2			Vild Laks Ældre / 100 m2			Udsat Laks / 100 m2			Ørred 0+ / 100 m2			Ørred Ældre / 100 m2			Type forløb
	N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks	Run (R) / Stryg S)
HJC222	16.6	13.6	25.3	7.9	6.4	14.6	0.0	0.0	0.0	4.3	3.6	8.4	4.6	3.6	9.9	S
HJC224	0.4	0.3	1.2	0.4	0.3	1.3	0.4	0.3	1.4	0.4	0.3	1.1	1.3	1.0	3.0	R
HJC226	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.5	0.8	0.7	1.7	0.2	0.1	0.5	0.2	0.1	0.6	R
HJC230	2.0	1.7	3.7	3.5	2.8	5.9	0.0	0.0	0.0	0.7	0.6	1.5	1.0	0.8	2.5	R
HJC234	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.2	14.2	21.9	18.2	17.8	19.8	R
HJC248	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	115.8	101.7	136.8	51.2	50.0	54.9	R
M507	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.6	0.9	0.7	1.8	1.0	0.8	1.7	3.4	2.7	5.3	R
M509	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.7	0.5	0.4	1.3	R
M511	0.0	0.0	0.0	2.5	1.3	16.5	2.5	1.3	16.5	6.3	3.2	28.4	3.8	1.9	20.9	S
M513	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.6	0.2	0.2	0.7	0.4	0.3	0.9	0.8	0.6	1.7	R
M515	0.5	0.4	1.0	0.4	0.3	0.9	1.9	1.5	3.3	5.2	4.3	6.9	13.9	11.0	17.5	R
M517	0.2	0.2	0.5	1.2	0.9	1.8	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.2	0.8	0.6	1.4	R
M519	0.0	0.0	0.0	0.7	0.5	2.1	1.3	1.1	3.5	0.0	0.0	0.0	23.9	19.0	33.3	R
M521	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.1	3.7	8.6	7.2	13.1	20.9	16.7	29.9	R
M522	0.0	0.0	0.0	1.1	0.9	2.9	2.9	2.3	5.9	13.1	11.0	18.1	10.9	8.7	16.8	R
M524	15.7	4.4	129.8	19.6	5.5	147.2	2.0	0.5	42.3	19.6	5.4	147.2	45.1	12.5	238.6	S
M526	1.4	1.2	2.8	1.1	0.9	2.5	1.8	1.4	3.7	30.2	25.3	36.3	21.7	17.2	28.2	R
M530	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.9	2.3	0.8	0.6	2.0	R
M534	0.4	0.3	1.2	0.8	0.7	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.7	2.2	R
M538	23.1	19.3	33.7	8.7	7.0	15.6	3.3	2.6	7.8	0.0	0.0	0.0	2.2	1.8	5.9	R
M540	1.3	1.1	2.6	1.4	1.1	2.8	0.6	0.4	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	R
M542	22.3	18.6	30.1	3.7	2.9	7.2	0.0	0.0	0.0	3.5	2.9	6.2	0.6	0.5	2.1	R
M544	0.4	0.3	0.8	1.3	1.0	2.2	0.1	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.6	R
M546	0.7	0.6	1.4	0.5	0.4	1.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.6	0.0	0.0	0.0	R
M550	2.3	2.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.5	7.5	12.1	1.4	1.4	2.2	R
M558	2.8	2.5	5.2	7.1	6.7	9.1	0.0	0.0	0.0	22.8	20.0	29.4	17.7	16.7	20.8	R
U36	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	2.6	4.3	97.6	85.7	114.6	31.8	29.9	37.0	R
U46	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.6	9.3	16.3	8.5	8.0	11.2	R
U62	37.7	36.4	41.0	1.9	1.8	2.4	0.0	0.0	0.0	54.4	51.8	59.1	15.8	15.5	17.4	S
U63	2.8	2.5	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.1	15.0	24.1	17.3	16.3	21.0	R
U67	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	132.8	116.7	155.4	74.4	70.0	83.5	R
U72	3.9	3.4	9.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	198.5	174.4	237.9	7.3	6.8	11.3	R
U74	5.8	5.1	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	31.5	27.6	38.7	4.6	4.4	6.1	R
U77	3.2	2.8	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.7	20.8	29.9	4.4	4.2	5.9	R
U79	5.3	4.7	7.9	3.9	3.7	5.0	0.0	0.0	0.0	4.8	4.2	7.1	5.5	5.2	6.9	R
U80	94.2	89.7	100.6	17.4	17.0	19.0	0.0	0.0	0.0	24.8	23.6	28.1	5.8	5.7	6.8	S
U81	21.0	20.2	23.5	47.0	46.0	49.7	0.0	0.0	0.0	26.0	24.8	29.4	2.8	2.8	3.5	S
U88	0.0	0.0	0.0	6.8	6.7	8.2	0.0	0.0	0.0	29.7	28.3	34.5	13.6	13.3	15.6	S
U102	16.8	14.8	22.6	11.1	10.4	13.6	0.0	0.0	0.0	46.5	40.9	56.2	27.7	26.1	31.7	R
U105	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.8	19.2	28.3	0.0	0.0	0.0	R
U151	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	40.7	35.7	52.2	92.7	87.1	102.0	R
U152	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	1.4	2.6	126.7	111.3	146.6	29.2	27.5	34.4	R
U165	27.2	26.3	30.5	7.7	7.5	8.9	1.3	1.3	1.8	9.2	8.8	11.5	7.7	7.5	8.9	S
U174	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	23.7	33.8	33.1	31.1	37.1	R
U194	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	2.5	4.7	5.3	5.0	6.6	R
U215	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	104.4	91.7	124.3	0.0	0.0	0.0	R



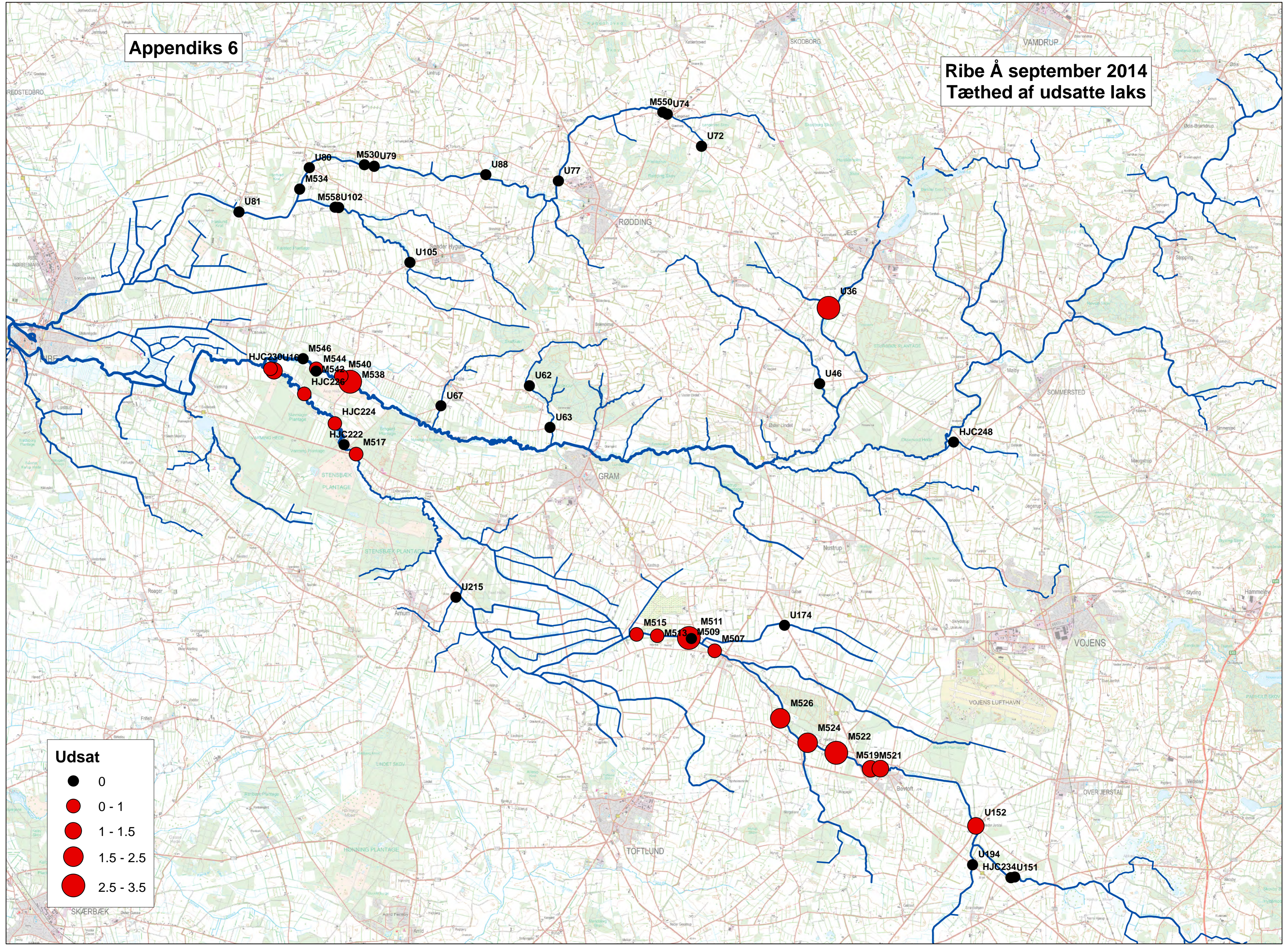


Ældre_laks

- 0
- 0 - 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50

Appendiks 6

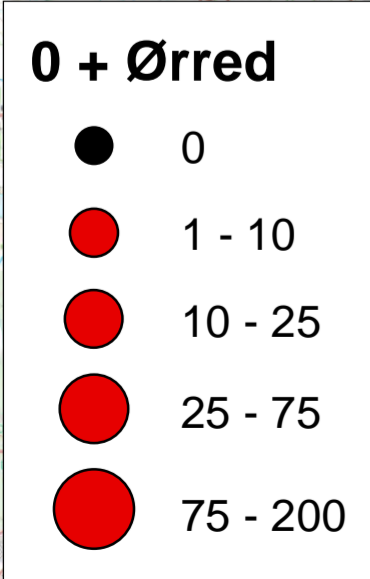
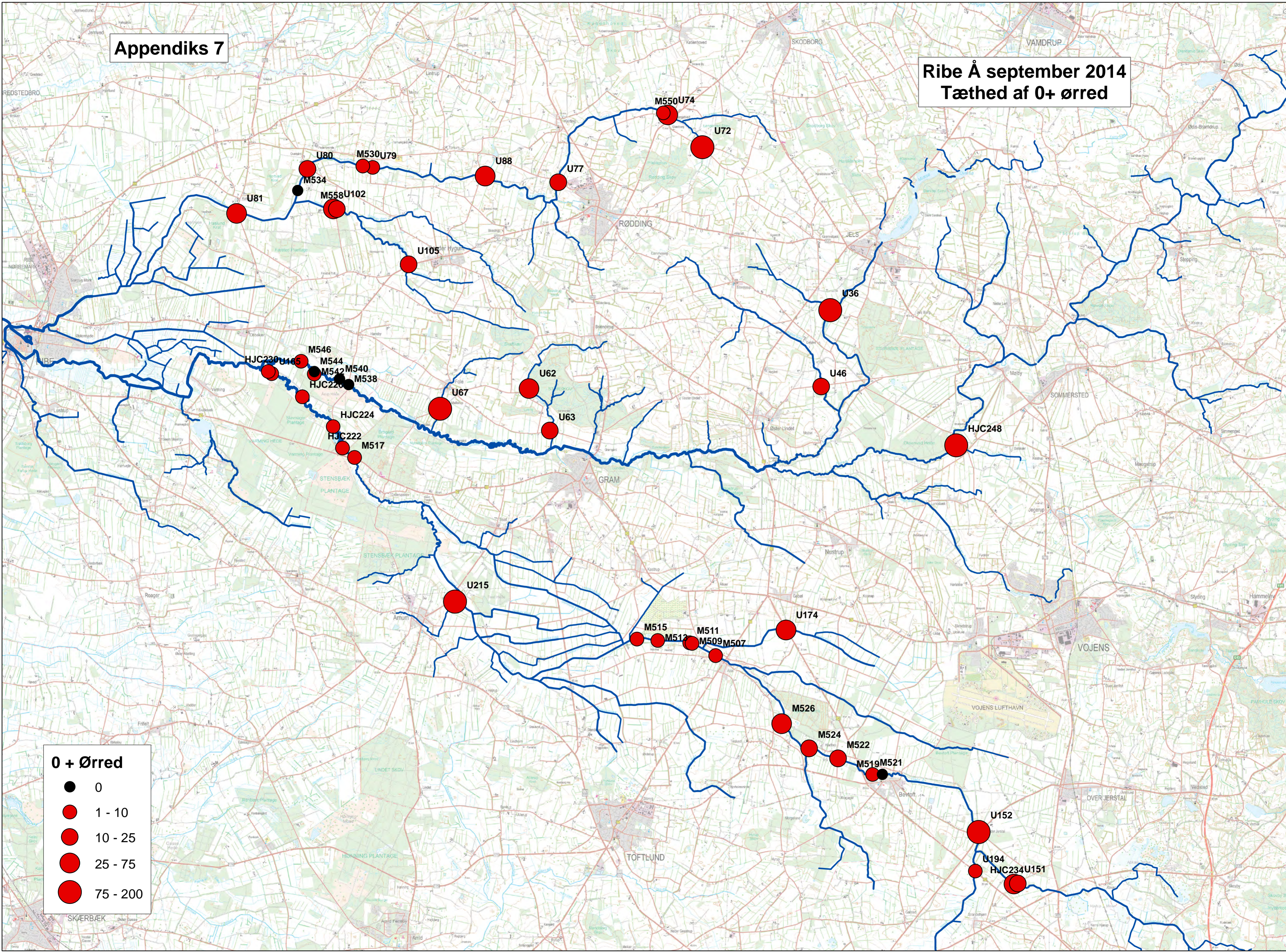
Ribe Å september 2014 Tæthed af udsatte laks

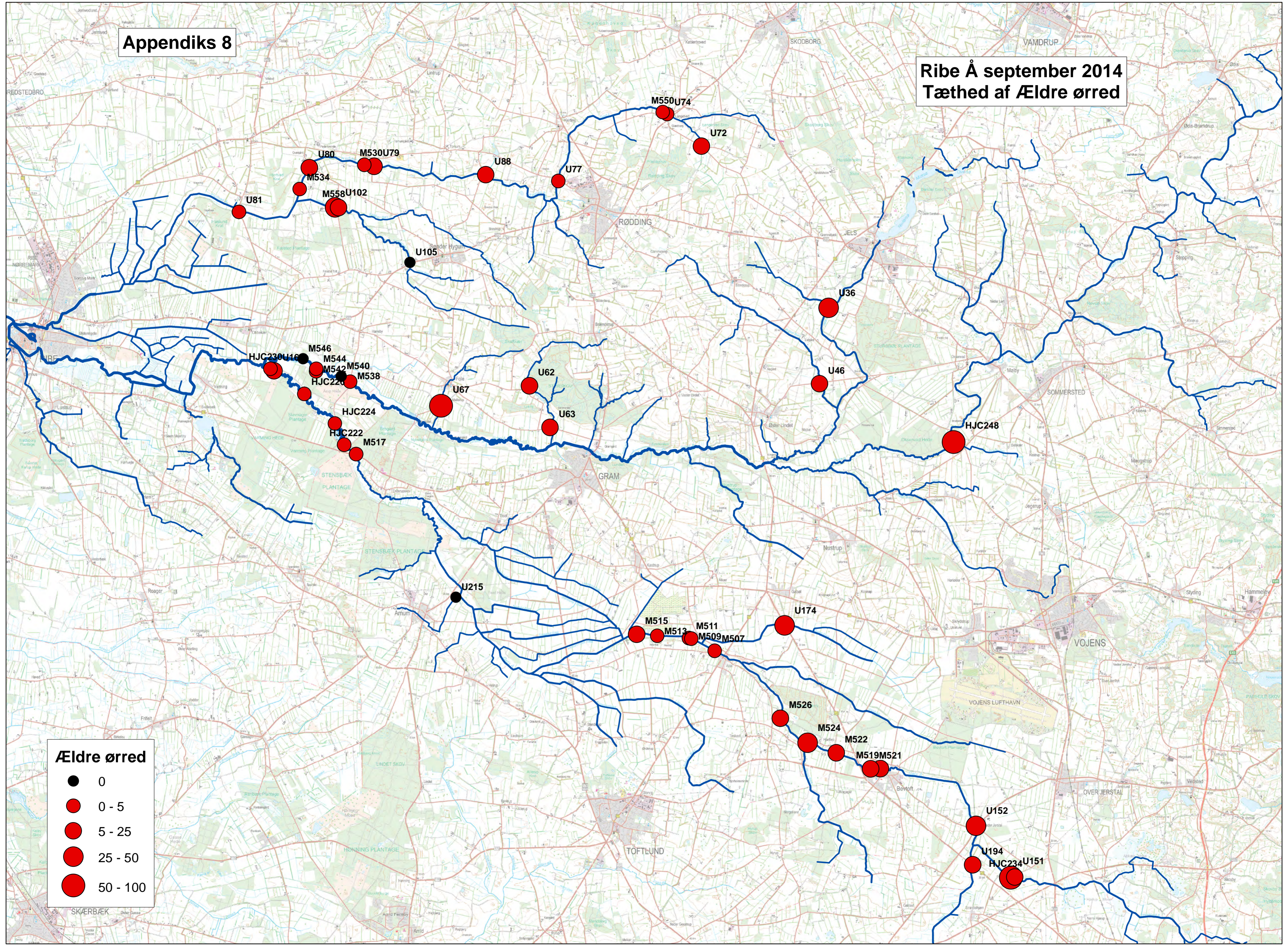


Udsat	
●	0
●	0 - 1
●	1 - 1.5
●	1.5 - 2.5
●	2.5 - 3.5

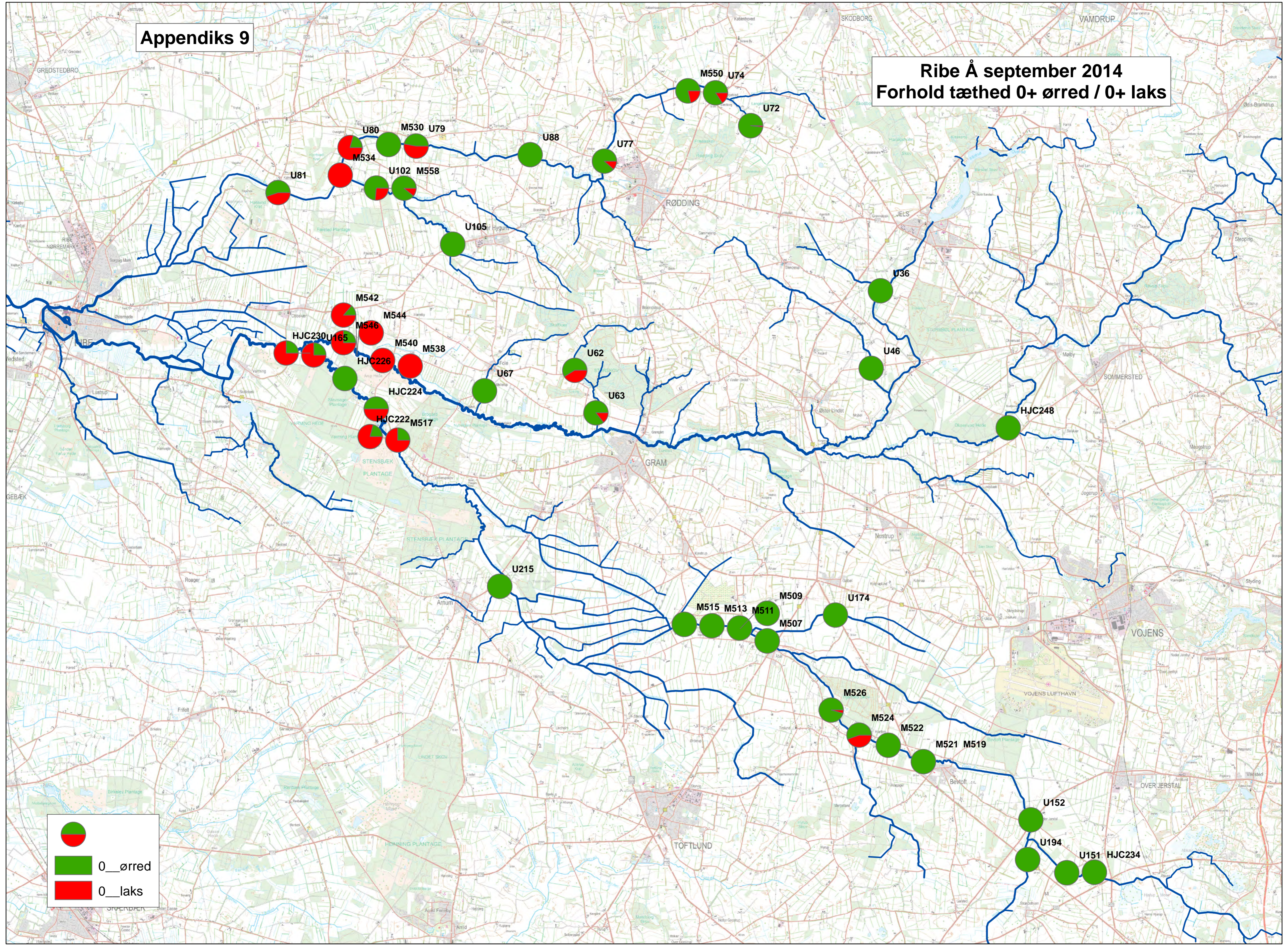
Appendiks 7

Ribe Å september 2014 Tæthed af 0+ ørred



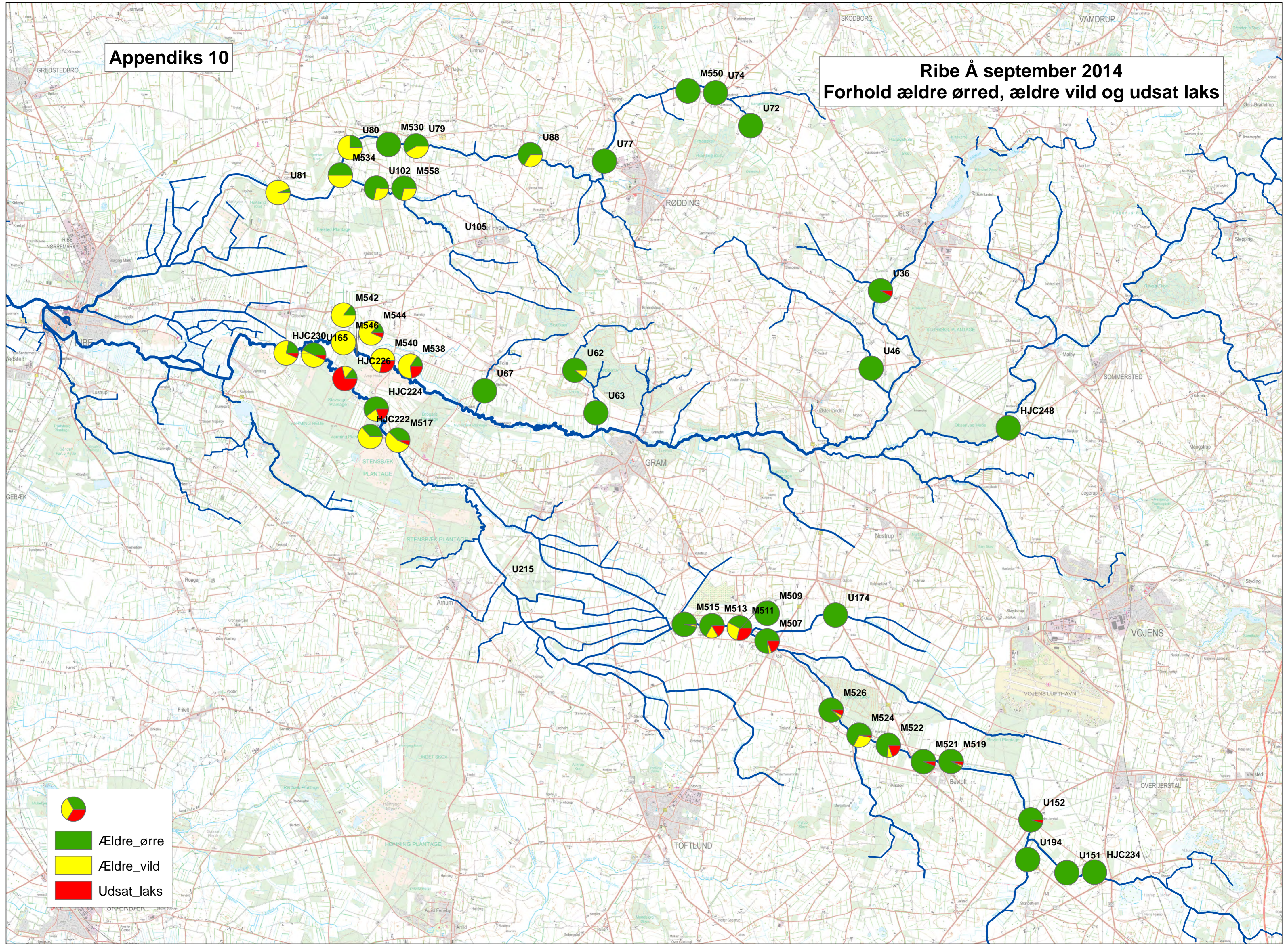


Ribe Å september 2014
Forhold tæthed 0+ ørred / 0+ laks



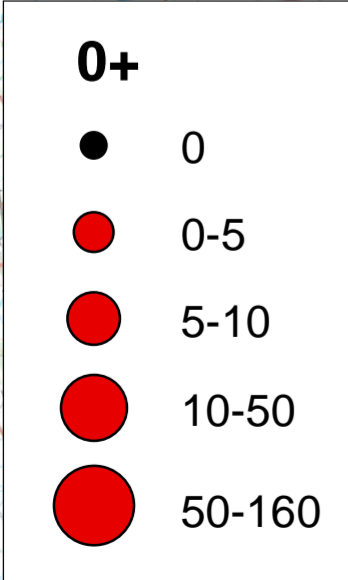
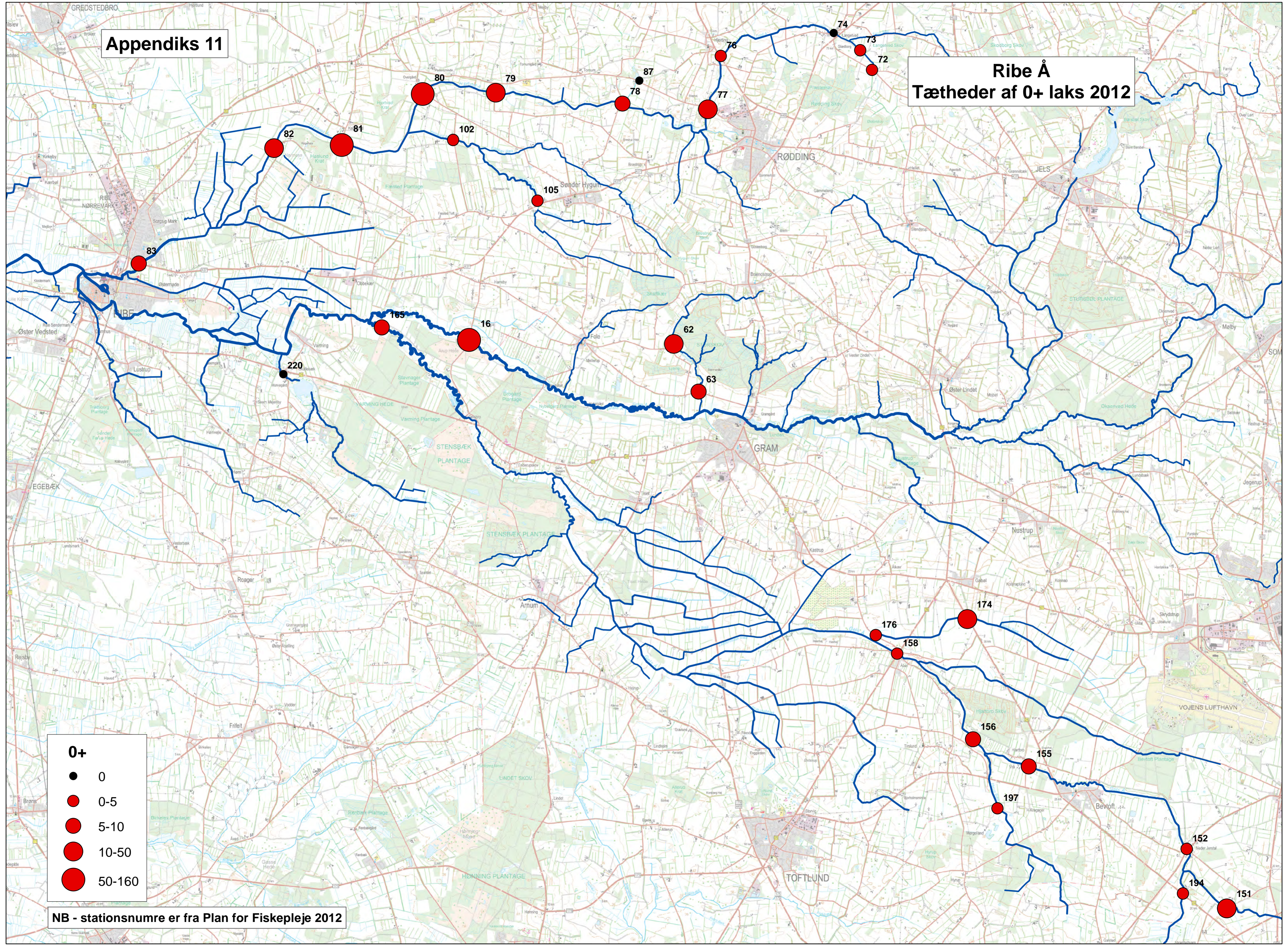
Appendiks 10

Ribe Å september 2014 Forhold ældre ørred, ældre vild og udsat laks



Appendiks 11

Ribe Å Tætheder af 0+ laks 2012



NB - stationsnumre er fra Plan for Fiskepleje 2012

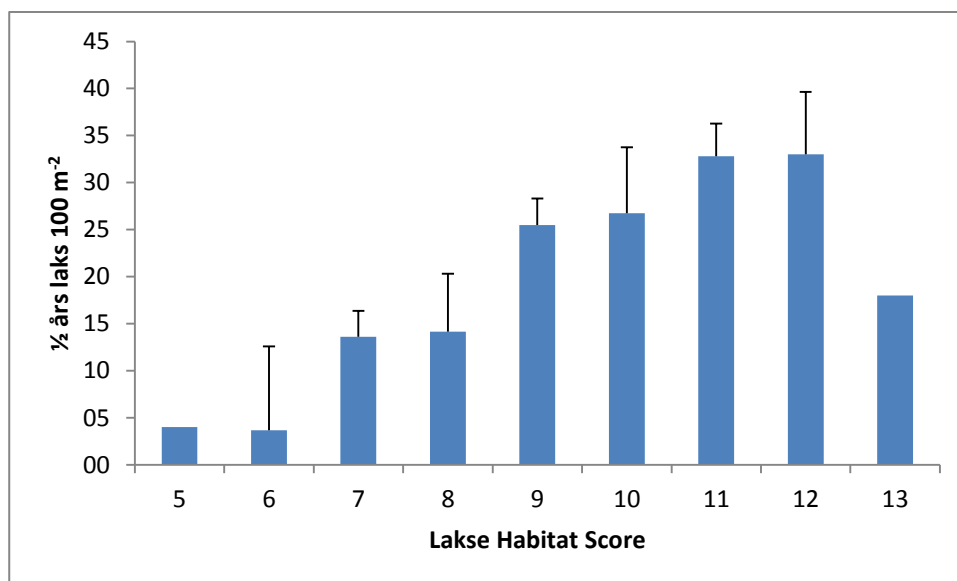
Appendiks 12.

Laksetætheder observeret ved elektrobefiskninger ved forskellige Lakse Habitat Score (LHS) værdier i Ribe Å 2012 og 2014, Skjern Å 2013 og Kongeåen 2014.

Tabel 1

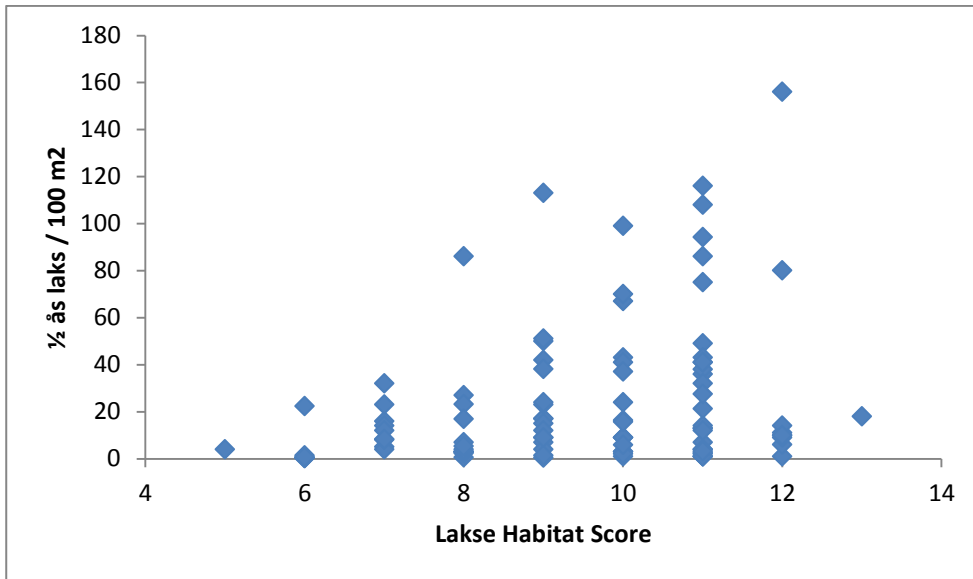
Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m⁻², 95 % C.L) af vilde ½-års laks i Ribe å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 for hver LHS værdi

LHS	Middeltæthed	N	95 % C.L.
5	4.0	1	
6	3.7	7	8.9
7	13.6	9	2.8
8	14.1	13	6.2
9	25.5	17	2.8
10	26.8	17	7.0
11	32.8	27	3.5
12	33.0	9	6.6
13	18.0	1	



Figur 1

Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m⁻², 95 % C.L) af vilde ½-års laks i Ribe å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 kombineret i forhold til LHS. Note: kun én station for LHS 5 og 13



Figur 2

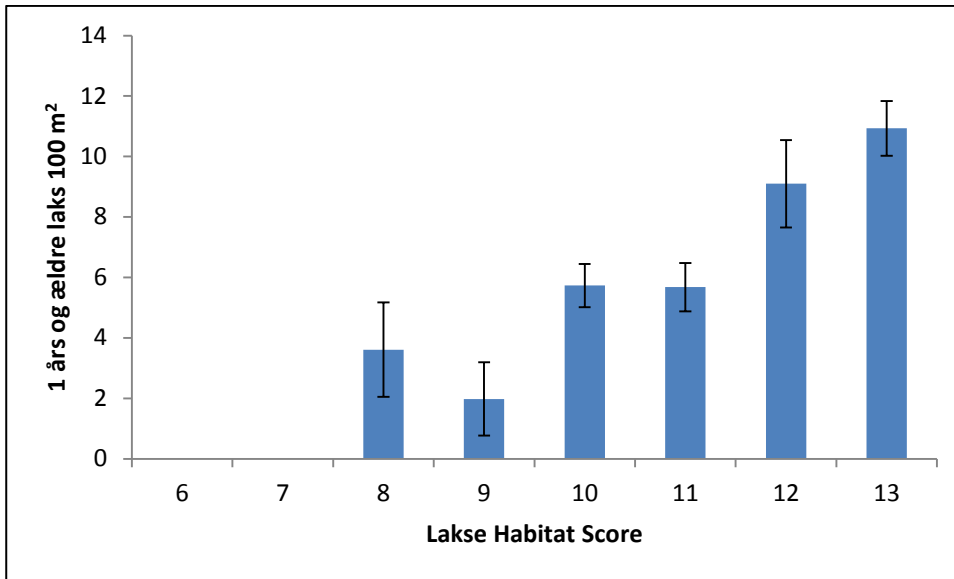
Enkeltobservation af tætheder af vilde ½-års laks i Ribe Å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 kombineret for hver LHS. ($R^2=0,08$, $p=0,006$)

Tabel 2

Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m^{-2} , 95 % C.L) af ældre laks i Ribe å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 for hver LHS værdi.

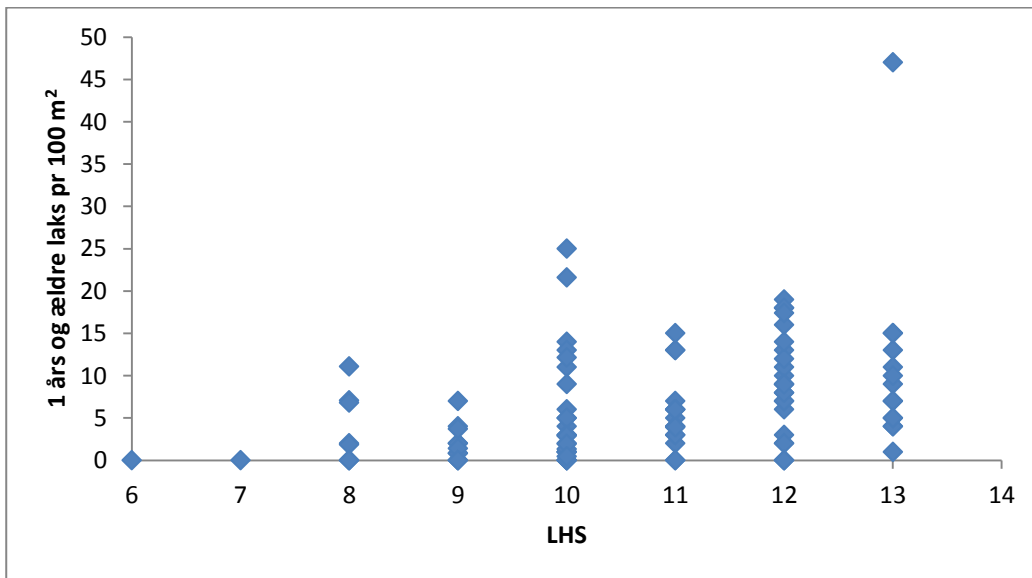
Der er udeladt én station fra et tilløb til Skjern Å med LHS = 5, hvor der blev fundet en tæthed på 25 ældre laks 100 m^{-2} .

LHS	Middeltæthed	N	95 % CL
6	0	1	
7	0	1	
8	3,6	8	1,6
9	2,0	11	1,2
10	5,7	25	0,7
11	5,7	16	0,8
12	9,1	24	1,4
13	10,9	14	0,9



Figur 3

Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m⁻², 95 % C.L) af 1 års og ældre laks i Ribe å 2012 og 2014 og Skjern Å 2013 kombineret i forhold til LHS.



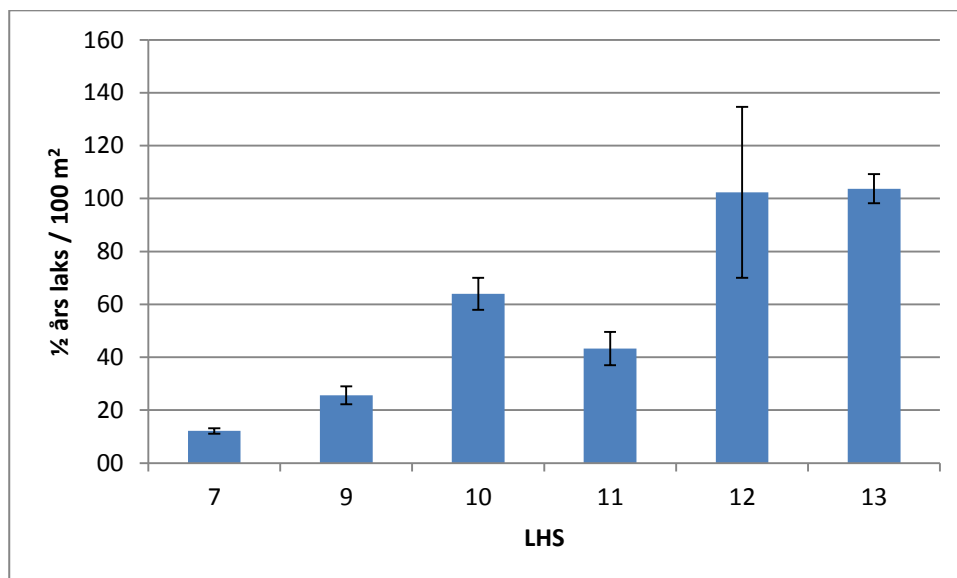
Figur 4

Enkeltobservationer af tætheder af ældre laks i Ribe Å 2012 og 2014 samt Skjern Å 2013 i forhold til LHS

Tabel 3

Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m⁻², 95 % C.L) af udsatte ½-års laks på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå i forhold til kvalitet (LHS). Tæthederne er korrigeret for dødelighed fra befiskning ultimo juli til september ($z=0,00032/\text{dag}$, Egglisshaw & Shackley 1977).

LHS	Middeltæthed	N	95 % CL
7	12,1	1	1,0
9	25,6	1	3,4
10	64,0	3	6,1
11	43,3	4	6,3
12	102,4	2	32,3
13	103,7	1	5,5



Figur 5

Gennemsnitlige tætheder (antal laks 100 m⁻², 95 % C.L) af udsatte ½-års laks på 12 forsøgsstrækninger i Kongeå i forhold til LHS (95 % C.L)

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Denmark
Tlf: 35 88 31 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk