

Laksebestanden i Storå 2015



DTU Aqua-rapport nr. 331-2018

Af Stig Pedersen, Anders Koed
og Niels Jepsen

Laksebestanden i Storå 2015

DTU Aqua-rapport nr. 331-2018

Af Stig Pedersen, Anders Koed og Niels Jepsen

Kolofon

Titel: Laksebestanden i Storå 2015

Forfattere: Stig Pedersen, Anders Koed og Niels Jepsen, DTU Aqua samt Kim Iversen, Danmarks Center for Vildlaks

DTU Aqua-rapport nr.: 331-2018

År: August 2018 (afsnit om udsætninger s. 14 ændret december 2018)

Forsidefoto: Storå nedstrøm Holstebro. Foto: Stig Pedersen.

Reference: Pedersen S., Koed A., & Jepsen N. Laksebestanden i Storå 2015. DTU Aqua-rapport nr. 331-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 69 pp. + bilag

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Vejlsøvej 39, 8600 Silkeborg

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer/forskningsrapporter

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-251-7

Indhold

Sammenfatning.....	5
Abstract.....	6
1. Indledning	6
Den atlantiske laks (<i>Salmo salar</i>)	7
Laksens livscyklus	7
Laksens habitatkrav.....	8
Laks i Danmark.....	8
Monitering af bestandene	8
Genopretning af bestandene	9
Storå	10
Gydegrus og restaureringer.....	10
Laksebestanden i Storå	12
Udsætninger	14
Denne undersøgelse	14
2. Metode.....	15
Registrering af habitatdata i vandsystemet	15
Model for habitatkvalitet og fiskebestand	17
Befiskninger, forekomst og tæthed af laks.	18
Beregning af samlet bestand af lakseungfisk.....	19
Sammenhæng mellem yngeltæthed, smoltproduktion og gydebestand	20
Sammenhæng mellem gydebestand og bestand af ½ års laks	22
Stock-recruit model.....	23
3. Resultater	24
Habitat.....	26
Laksetætheder og habitatkvalitet.....	29
Fiskebestand	31
Smoltproduktion.....	35
Havoverlevelse og sammenhæng mellem smoltproduktion og smoltbehov	36
Overlevelsen fra æg til ½-års laks	38
4. Diskussion	40
Tætheder	40
Påvirkning af tætheder.....	41
Udbredelse og spredning.....	43
Samlet bestandsstørrelse	44

Udvikling i bestand og tæthed	44
Observerede vs potentielle tætheder	44
Smoltproduktion	45
Havoverlevelse	46
Gydebestand	48
Fekunditet og overlevelse fra æg til ½-årslaks	50
Status for bestandens tilstand	51
Mulige tiltag til styrkelse af bestanden	52
Modellen	53
Beregning af den samlede bestand	56
Scores	57
Fordele og ulemper ved modellen	58
Litteratur	60

Bilag 1. Beskrivelse af habitatvariabler

Bilag 2. Registrerede forekomster af grus og sten i Storåen

Bilag 3. Placeringen af befiskede stationer

Bilag 4. Beregnede tætheder af laks og ørred i Storåen

Bilag 5. Forekomst og tætheder af laks og ørred

Sammenfatning

I denne rapport beregnes et estimat for bestandsstørrelsen og status for rekrutteringen i bestanden af lakse-ungfisk i Storå i 2015. Bestandsstørrelsen og status for denne blev beregnet ved en model der kombinerer observerede laksetætheder, maksimalt mulige tætheder og vandløbets habitatkvalitet.

Laksebestanden i Storå systemet blev undersøgt ved befiskninger og opmåling af habitatforholdene i sensommeren/efteråret 2015, suppleret med resultater fra undersøgelser af enkelte restaurerede strækninger i 2012 – 2015.

Størrelsen af bestanden (2015) af vilde ½-års laks blev beregnet til i alt 225.700 (104.400-389.700) stk., heraf 18.600 (11.000-21.900) stk. opstrøms og 207.200 (93.400-367.800) stk. nedstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro.

Bestanden af vilde 1-års og ældre unglaks var 68.000 (23.100-113.600) laks, heraf 2.900 stk. (1.300-5.300) opstrøms Vandkraftsøen og 65.100 stk. (21.800-108.300) nedstrøms søen.

Udsatte laks blev kun fundet nedstrøms søen, hvor bestanden er beregnet til 12.600 (8.700-15.300) stk. 1-års og ældre laks.

Med de eksisterende habitatforhold er den maksimale bestand af ½-års laks, som åen kan rumme, beregnet til ca. 721.500 (599.400 – 855.400) stk. med ca. 398.800 stk. (337.900-465.400) opstrøms og 322.700 (261.500 – 390.000) stk. nedstrøms Vandkraftsøen. Dermed udgjorde den aktuelle bestand i forhold til den maksimalt mulige bestand (rekrutterings status) ca. 4,7 % opstrøms og ca. 64,2 % nedstrøms søen.

Antallet af naturligt producerede smolt som bestanden af ungfisk vil producere er beregnet til 58.700 (25.500 - 100.600) stk. ved en smoltifikations-rate på 20 % (Koed *et al.* 2006) og hhv. 26.400 (11.500-45.200) ved en smoltifikations-rate på 9 % (Kennedy *et al.* 2012).

Med årlige udsætninger på 16.000 ½-års og 37.000 1-års laks er den forventede årlige smoltproduktion fra udsatte laks på ca. hhv. 10.600 eller 4.800 smolt, afhængig af smoltifikations-raten.

Baseret på den aktuelle bestand var den samlede årlige produktion af smolt (vilde og udsatte) var altså på ca. hhv. 69.300 og 31.200 afhængig af smoltifikations-raten.

Under forudsætning af, at vandløbets bestand af ungfisk har været stabil i årene før undersøgelsen er den estimerede havoverlevelse, set i forhold til opgangen af vilde laks i 2013 på ca. 1,3 % for laks med flere havår (msw-laks) og 2,2 % for laks med 1 havår (grilse), ved en smoltifikations-rate på 20 %. Tilsvarende er den beregnede havoverlevelse ved en smoltifikations-rate på 9 %, 2,8 for msw laks hhv. 4,9 % for grilse.

For de udsatte laks er den gennemsnitlige estimerede havoverlevelse for grilse og msw laks kombineret på 3,3 %, hhv. 7,3 % afhængig af smoltifikations-rate.

Baseret på størrelsessammensætningen af hunlaks i 2013 og litteraturværdi for antallet af æg i hver hun (fekunditeten) er antallet af æg der blev gydt i 2013 ca. 4,1 (2,6-5,5) mio. Overlevelsen fra æg til ½-års laks er estimeret til at være ca. 6,3 % nedstrøms og ca. 2,4 % opstrøms Vandkraftsøen.

Abstract

In this report the salmon population of young-of-the-year and parr in the Storå in western Jutland is calculated, and the recruitment status for the population is calculated. The estimates were obtained employing a model combining observed salmon densities, maximum possible densities of salmon and stream habitat quality.

Information on salmon densities and habitat quality were collected late summer and autumn 2015, supplemented by information from investigations on a number of restored sites (2012-15).

The population of naturally produced young-of-the-year salmon was calculated to be 225,700 (104,400-389,700). From these, 18,600 (11,100-21,900) upstream an artificial lake at Holstebro and the rest (207,200 (93,400-367,800)) downstream from this.

The calculated number of one-year-old and older parr was 68,000 (23,100-113,600), with 2,900 (1,300-5,300) upstream and 65,100 (21,800-108,300) downstream the weir.

The calculated number of stocked one-year-old and older salmon present in the river was 12,600 (8,700-15,300). Stocked salmon were observed only downstream the weir.

With existing habitat conditions, the highest possible population of young-of-the-year salmon was calculated to be approx. 721,500 (599,400-855,400). From these potentially 398,900 (337,900-465,400) upstream and 322,700 (261,500-390,000) downstream the weir. Accordingly the recruitment status (actual population size relative to the maximum potential population) was approx. 4.7% up- and 64.2% downstream the weir.

Based on literature values for the smoltification rate the calculated smolt production from wild parr is 58,700 (25,500-100,600) (20% smoltification-rate, Koed *et al.* 2006), and 26,400 (11,500-45,200) (9 % smoltification-rate, Kennedy *et al.* 2012).

The estimated number of smolt from annual stocking of 16,000 one-summer-old and 37,000 one-year old is 10,600 or 4,800 depending on the smoltification-rate.

Base on the population present (y-o-y and older combined) the total expected smolt production would be approx. 69,300 or 31,200 depending on smoltification rate.

Assuming a stable population of parr during the years before the investigation the estimated sea survival is approx. 1.3% for multi sea winter (msw) salmon and approx. 2.2% for grilse (20% smoltification-rate). With a 9% smoltification-rate the estimated sea survival is approx. 2.8% for msw salmon and approx. 4.9% for grilse.

For stocked salmon, the average sea survival (msw and grilse combined) was estimated to be approx. 3.3 % with a 20 % smoltification-rate and 7.4% with a 9% smoltification-rate.

Based on female length distribution (2013 spawning population) and literature values for fecundity the estimated number of spawned eggs was approx. 4.1 (2.6-5.5) mill. Survival from egg to ½-year old salmon was estimated to be approx. 2.4% and 6.3% up- respectively downstream the weir at Holstebro.

1. 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 (*Salmo salar*)

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 Storå og 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 forbedringer af vandkvalitet, udsætninger, restriktioner i fiskeriet og fjernelse af opstemninger medførte at der blev fanget flere laks (Christensen 1990, Dieperink 2002, 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 ynglen er kommet op af gruset, foregår der hos laksefisk en forholdsvis kortvarig men kraftig tæthedsafhængig regulering af bestanden, hvorefter populationens størrelse er tilpasset habitatforholdene og arealet af habitatet, 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 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 forsinkede og/eller udsat for høj grad af prædation. De danske laks svømmer til Nordatlanten og Polarhavet 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).

Laksens habitatkrav

For succesfuld gydning skal der være tilgængeligt grus, bedst i varieret størrelse og gerne placeret ret nedstrøms for et dybere (højt) 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 (Heggberget *et al.* 1988, Leclerc *et al.* 1996).

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. Armstrong *et al.* 2003, Bardonnat og Bagliniere 2000, Hegggenes 1996.). 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).

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 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).

Monitering af bestandene

De danske vildlaksebestande bliver monitoreret regelmæssigt ved undersøgelse af størrelsen af gydebestandene i de enkelte vandløb. I praksis opgøres gydebestandens størrelse i gennemsnit hvert andet år i de fire vandløb med oprindelige laksebestande (Ribe Å, Varde Å, Skjern Å og Storå) (se www.fiskepleje.dk).

Herudover undersøges yngelbestanden med års mellemrum i forbindelse med udarbejdelse af DTU Aquas Planer for Fiskepleje. Yderligere har DTU Aqua i forskellige vandløb foretaget flere målrettede undersøgelser af smoltproduktionen og smoltens overlevelse under udvandring. Endelig er der i flere vandløb foretaget

undersøgelser af laksebestandene i forbindelse med konkrete projekter og som specifikke undersøgelser af effekten af restaureringer.

Genopretning af bestandene

Med henblik på at genskabe stærke bestande er der udarbejdet en forvaltningsplan med en række konkrete anbefalinger, herunder at skabe gode passagemuligheder og habitatforhold i laksenes gyde- og opvækstvandløb (Miljøministeriet 2004).



Råsted Lilleå.

Laksen er som udgangspunkt fredet i de Vestjyske vandløb. Herudover gælder der en række specifikke regler for fiskeri i vandløbene, der alle har til formål at beskytte laksene (Miljø- og Fødevareministeriet 2013a, b, c). Det er dog tilladt lystfiskere at fange en tildelt kvote i vandløbene. Kvotens størrelse bestemmes af størrelsen af gydebestanden.

For at styrke laksebestandene er der gennemført et stort antal restaureringsprojekter i vandløbene. Der er således mange steder udlagt grus for at øge gydemulighederne for laksene.

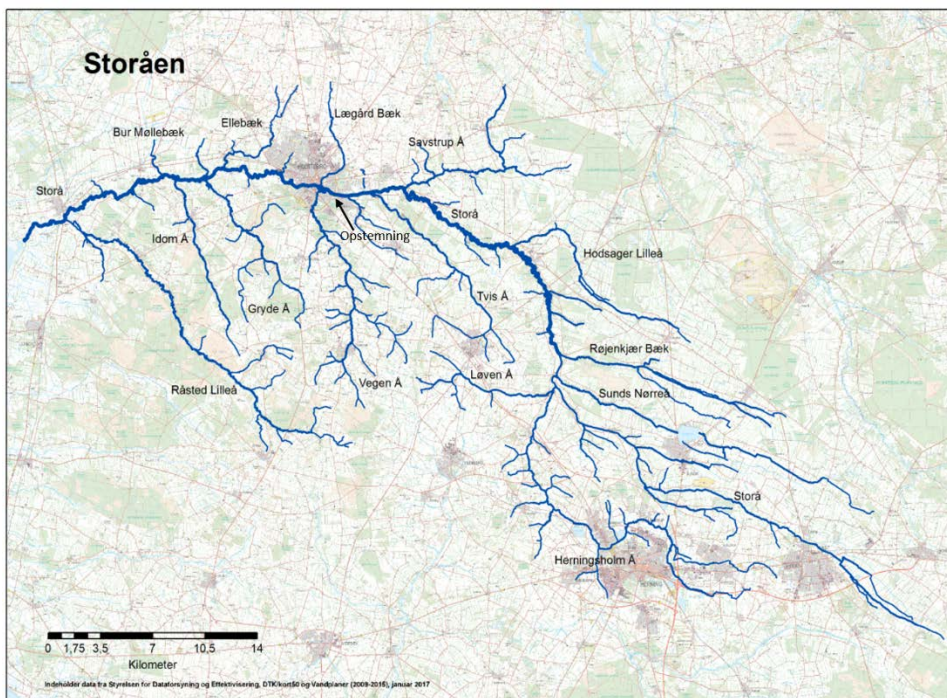
For at styrke bestandene foretages der udsætning af ½ - 1 år gamle laks. Laksene der sættes ud i de vestjyske vandløb stammer alle fra moderfisk indfanget i de vandløb hvori de udsættes. Disse udsætninger skal helst ophøre efterhånden som forholdene for naturlig reproduktion bliver bedre. Således er udsætningerne ophørt i Hjortvad Å i Ribe Å systemet og fra og med 2018 i hele Storå systemet.

Storå

Storå udspringer ved Gludsted Plantage nær Ikast og munder ud i Nissum Fjord. Med en længde på 104 km fra udspring til udløb er åen Danmarks næst-længste vandløb. Den har et opland på 1.565 km² og en årlig gennemsnitlig vandføring på 16 m³ s⁻¹ (Ovesen *et al.* 2000).

I hovedløbet er der ved Holstebro et vandkraftanlæg, hvor driften ophørte i 2012, der opstemmer åen. Oven for opstemningen ligger Vandkraftsøen der er omkring 4,5 km lang. Der er etableret passage forbi opstemningen gennem et ca. 650 m langt omløbsstryg.

I tilløbene nedstrøms Vandkraftsøen har der været mange dambrug, der forhindrede eller vanskeliggjorde opstrøms passage. På undersøgelsestidspunktet var der skabt passage ved alle disse undtaget i Idom Å ved Idom Dambrug, hvor der trods et omløbsstryg synes at have været dårlige passageforhold. Dambruget er efter undersøgelsen lukket og spærringen blev fjernet i 2016.



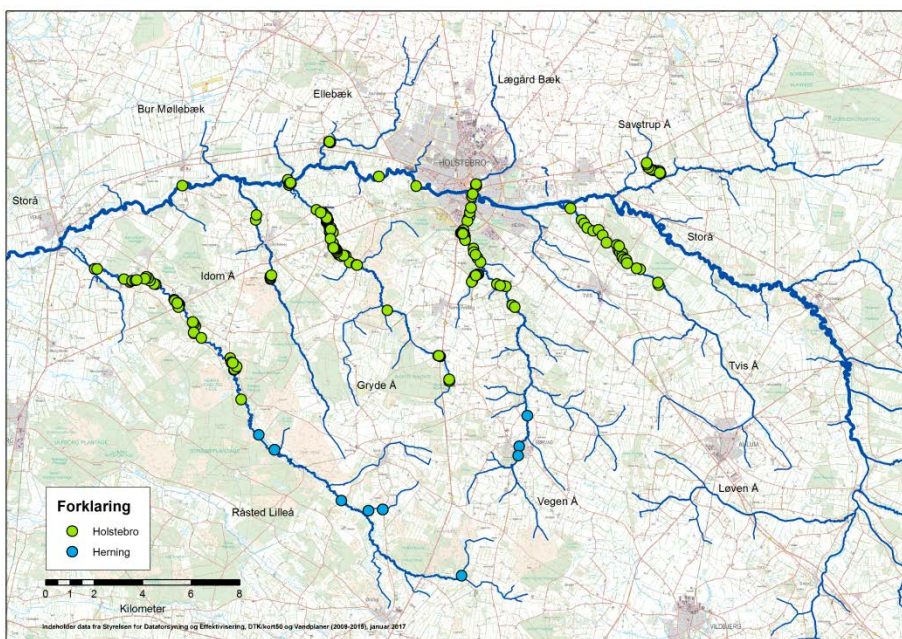
Figur 1.1. Storå med tilløb. Vandkraftsøen er placeret umiddelbart opstrøms Holstebro by, positionen markeret med pil.

Gydegrus og restaureringer

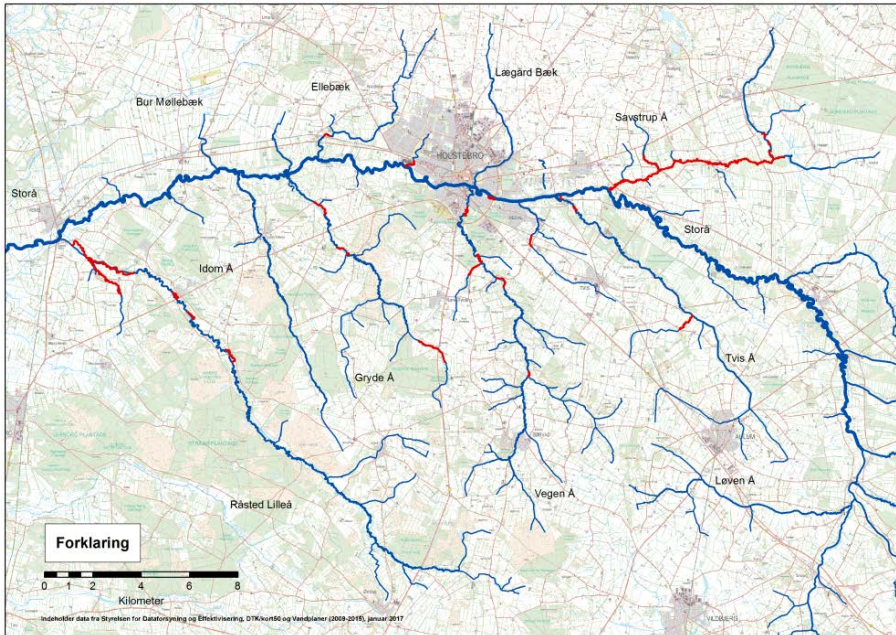
Der er udbredt forekomst af grus i vandløbet. Gydegrus er registreret på de undersøgte strækninger, ved udarbejdelsen af Plan for Fiskepleje, af Holstebro kommune (både naturligt forekommende og ved restaureringer) og på positioner hvor Herning Kommune har udført restaurering. Positioner hvor der er registreret grus og sten er vist i Bilag 2 samt Koed *et al.* 2017.

Der er foretaget et stort antal restaureringer i vandløbet, de fleste i form af udlægninger af gydegrus, enten som punktudlægninger i selve vandløbet eller i forbindelse med etablering af omløbsstryg ved eksisterende eller nedlagte dambrug. Således var der på undersøgelsestidspunktet registreret restaureringer udført af Holstebro og Herning kommuner på i alt 217 positioner (Figur 1.2). Se også Koed et al 2017 for mængde af grus der er lagt ud ved de enkelte restaureringer.

Der er også foretaget restaurering af en del vandløbsstrækninger, enten som genslyngninger eller som omløbsstryg ved dambrug, hvor der over en strækning forbi dambruget er etableret længere stryg, hvor der typisk også findes muligheder for at laksene kan gyde (Figur 1.3).



Figur 1.2. Positioner hvor Holstebro og Herning kommune har foretaget restaureringer frem til 2015 (pers.comm. Jakob Larsen, Holstebro Kommune og Daniel Lindvig, Herning Kommune).



Figur 1.3. Vandløbsstrækninger hvor Holstebro kommune og Naturstyrelsen har foretaget restaurering frem til 2015 (pers.comm. Jakob Larsen, Holstebro Kommune).

Laksebestanden i Storå

DTU Aqua har undersøgt gydebestandens størrelse i Storå tre gange i perioden 2010 – 2015. Mens antallet af opgangslaks var stabilt 2010 – 2013 er det steget med hele 360 % fra 2013 til 2015 (Tabel 1.1).

Tabel 1.1. Beregnet opgang af laks i Storå 2010, 2013 og 2016.

År	Estimat	Min.	Maks.
2010	1.390	1.026	1.754
2013	1.236	831	1.646
2015	5.848	3.768	7.927

Da der er kvoter for antallet af laks der må hjemtages, skal alle lystfiskerfangster af laks registreres på en særlig hjemmeside. Herudover har lystfiskerne ved åen i en årrække drevet en fangstfælde ved opstemningen af Vandkraftsøen. Her registreres antal, art og for laks og ørred også køn af alle fisk der passerer opstemningen.

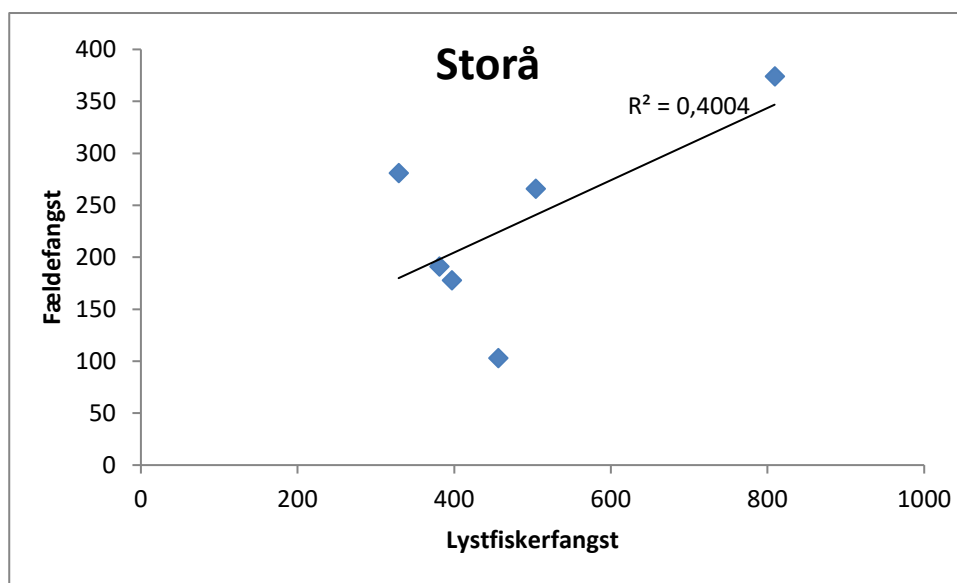
Både fangsterne ved lystfiskeri og i fælden ved omløbsstryget er i årene op til 2015 steget betydeligt (Tabel 1.2). For tidligere fangsttal se Lindvig (2011). Både lystfiskerfangsterne og fangsterne i fælden varierede en del mellem årene, men har haft en klart stigende tendens med flest fangster i 2015.

Tabel 1.2. Lystfiskerfangster og fangst i opgangsfælde ved omløbsstryget ved Vandkraftsøen.

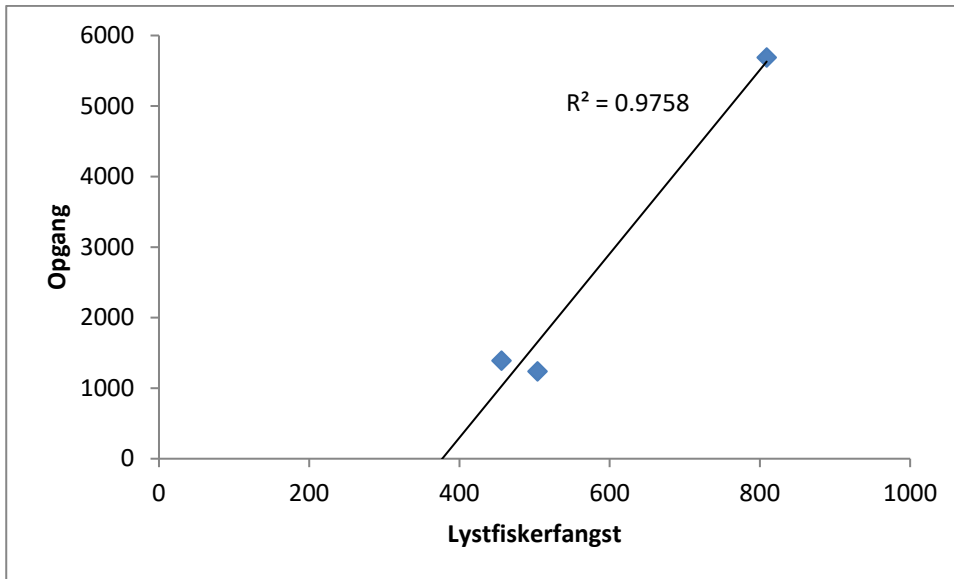
År	Lystfiskerfangst			Fældefangst
	Hjemtaget	Genudsat	I alt	
2009	107	222	329	281 ¹⁾
2010	95	361	456	103 ²⁾
2011	111	286	397	178 ²⁾
2012	118	263	381	191 ³⁾
2013	112	392	504	266
2014	160	423	583	n.a.
2015	161	648	809	374 ⁴⁾
2016	301	1120	1421	n.a.
2017	306	945	1251	n.a.

Note: 1) heraf 103 finneklippede (udsatte laks), 2) andel finneklippet ikke kendt, 3) heraf 42 finneklippede, 4) heraf 201 finneklippede, n.a. ingen drift af fælden.

Både lystfiskerfangsterne og opgangsestimaterne korrelerer positivt med både fældefangsterne og opgangsestimaterne (Figur 1.4 og Figur 1.5).



Figur 1.4. Sammenhæng mellem lystfiskerfangster og fangster i fælde i omløbsstryget ved Holstebro 2009-2015.



Figur 1.5. Sammenhæng mellem lystfiskerfangster og estimat af lakseopgangen i Storå 2010-2015.

Udsætninger

Der er gennem en længere årrække udsat laks i åen. Frem til 2002 bestod udsætningsmaterialet af laks fra forskellige udenlandske vandløb. Herefter er alle udsatte laks afkom af laks, der er indfanget i åen. Fra 2009 og frem til 2014 blev der årligt udsat 16.000 ½-års og mellem 32.900 og 37.500 1-års laks. Fra 2015 til 2017 blev der kun udsat ca. 20.000 1-års laks og altså ingen ½-års. Det skal bemærkes, at der fra og med 2018 ikke længere sættes laks ud i Storå.

De udsatte laks var alle finneklippede, så udsatte laks ved fangst kan skelnes fra laks af naturlig herkomst. Lindvig (2011) giver en oversigt over udsætninger før 2009.

Denne undersøgelse

I denne undersøgelse opgøres størrelsen og udbredelsen af den aktuelle bestand af lakseungfisk i vandløbet. Herudover sættes bestandens størrelse i relation til den potentielt opnåelige bestand til opgangen af gydefisk og sammenhængen mellem overlevelse i forskellige stadier vandløbet og i havet vurderes.

2. Metode

Metoden der anvendes til at bestemme bestanden af lakseungfisk i åen hviler på antagelsen 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).

Denne sammenhæng har vist sig at gælde for ørred, også ved suboptimal rekruttering (Kristensen *et al.* 2014, ICES 2011, 2017b, Pedersen *et al.* 2017), og det samme var tilfældet for laks i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016) samt på stryg i Kongeåen (Harvig 2014).

Den maksimale produktion (teoretisk) i hele vandløbet estimeres på samme måde, men her indregnes både områder hvor der aktuelt findes laks og herudover alle områder hvor forholdene vurderes at være tilstrækkeligt gode for laks.

Registrering af habitatdata i vandsystemet

Habitatforholdene i Storå systemet blev kortlagt i perioden 27. juli - 15. september 2015, hvor vandløbet blev gennemgået enten ved vandring langs bredden af dele af vandløbet eller fra båd.

Habitatforhold blev ved denne undersøgelse opmålt på 182 separate strækninger og punkter.

På disse strækninger blev der registreret:

- Vandløbsbredde (m) (minimum, middel og maksimum)
- Dybde (cm) (minimum, middel og maksimum)
- Karakter af brinkvegetationen de første ca. 3 m fra vandløbet (lysåben eng/græs/urtevegetation, % forekomst af enkeltræer, skov/hegn på ene sider, eller begge sider) og den estimerede grad af beskygning herfra
- Substratets relative sammensætning (%) (fint materiale (silt), grovere organisk materiale, tørv, ler, sand, grus, sten, rødder, større stykker af træer og grene, tørv)
- Dækningsgraden og observerede arter (familier) af vegetation i vandløbet (%)
- Strømhastighedens relative fordeling på typerne: stille, svag, jævn, god, frisk og rivende
- Vandkvalitet blev 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.

Ved disse registreringer blev der opmålt i alt 49,8 km vandløb.

Ud over disse blev der anvendt habitatoplysninger fra 173 stationer undersøgt i forbindelse med revision af Plan for Fiskepleje i Storå (Holm 2016). Disse stationer blev undersøgt i perioden 3. august - 9. september 2015. Her blev nogenlunde de samme habitatkarakterer registreret. Den samlede vandløbslængde hvor habitatforholdene er registreret på denne måde udgør ca. 7,3 km.

Endelig er der anvendt habitatdata fra undersøgelser foretaget for Holstebro Kommune, hvor effekten af restaureringstiltag er undersøgt af ekstern konsulent (Anon. 2014, Deacon og Larsen 2012, 2013, Deacon 2015, Deacon *et al.* 2014, Iversen 2014). Længden af strækningerne der blev opgjort på denne måde er ca. 1,3 km.

I alt er habitatforholdene altså undersøgt ved direkte observation på ca. 58,4 km vandløbsstrækninger.

Observationer i de enkelte områder er foretaget én gang, under de aktuelle forhold, og der er altså ikke taget forbehold for f.eks. specielt lav eller høj vandføring ved registreringen af data.

Forholdene på de opmålte arealer er ekstrapoleret til tilgrænsende og mellemliggende arealer der ikke er besigtiget, men hvor forholdene, vurderet ud fra luftfotos af vandløbet, antages at være sammenlignelige med de undersøgte. På denne måde er habitatkvaliteten vurderet på yderligere 245 km vandløbsstrækning. I undersøgelsen indgår altså i alt 303,4 km vandløb, med et samlet areal på ca. 197 ha.



Idom Å ved Ormstrupvej.

Model for habitatkvalitet og fiskebestand

Metoden blev også brugt ved opgørelse af laksebestanden i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016).

Modellen bygger grundlæggende på at tætheden af laks afhænger af den kvalitet som vandløbet har, Dette er muligt da laksene stiller specifikke krav til deres levesteder og er territoriehævdende.

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, Pedersen *et al.* 2017). I Danmark danner tilgangen grundlaget for beregning af Ørredindekset (Dansk Fiskeindeks For Vandløb- DFFVØ) (Kristensen *et al.* 2014).

Vigtige variabler er *dybde*, *strømhastighed*, *substrat*, *vandløbsbredde*, *vegetationsdække* og *skygge*. Hver af disse 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 scoreværdier er baseret på litteraturværdier. Variableerne er nærmere beskrevet i Bilag 1, sammen med tildeling af scoreværdier.

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 homogen 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 (*Gruppe LHS* – herefter benævnt *GLHS*) mellem 0 (dårligst) og 3 (bedst) (jvf. ICES 2011) (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Inddeling af Lakse Habitat Scores i GLHS

GLHS	½-års laks LHS	1-års laks 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 GLHS værdier.

Ud over beregning af LHS værdier for vandløbet generelt, blev der for alle befiskede stationer (undtaget enkelte i Idom Å, hvor der ikke foreligger habitatoplysninger) opmålt habitat og beregnet LHS værdier. Tæthederne der blev fundet er brugt til beregningerne af laksetæthed ved de enkelte Gruppe LHS værdier, separat for vandløbet op- hhv. nedstrøms Vandkraftsøen.

De gennemsnitlige beregnede laksetætheder for hver GLHS er herefter anvendt til at estimere laksetætheder for større områder i vandsystemet, hvor habitatkvaliteten er bestemt ved opmålingerne (se oven for), men hvor der ikke er elfisket og der derfor ikke foreligger oplysninger om laksetætheder. Det antages altså, at en strækning med en given kvalitet (GLHS) 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 størst mulige bestandsstørrelse af ½-års laks ved forskellige habitatforhold blev i 2014 undersøgt af Harvig (2014) på 12 stryg i Kongeåen. 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 (2014) blev foretaget i slutningen af juli måned og er derfor korrigeret for dødelighed frem til den periode hvor befiskningerne i nærværende undersøgelse er foretaget. Ved denne beregning er der anvendt en specifik daglig dødsrate på $z = 0,00032$ (Egglisshaw og Shackley 1977).

Ved at sætte den beregnede samlede bestandsstørrelse i forhold til de maksimalt mulige ved fuld rekruttering, er det estimeret hvor stor den aktuelle rekruttering er i forhold til den maksimale (rekrutteringsstatus).

Størrelsen af hvor stor den teoretisk nødvendige gydebestand, der kræves for fuld udnyttelse af vandløbets potentiale er beregnet ud fra beregnet overlevelse fra æg til ½-års, fekunditeten, andelen af hunner i bestanden og størrelsessammensætningen af disse i gydebestanden i 2013.

Befiskninger, forekomst og tæthed af laks

Inden for perioden 27. juli – 12. september 2015 blev der i forbindelse med denne undersøgelse befisket 41 stationer. Stationerne blev udvalgt under hensyn til de registrerede habitatdata og placering af stationer der indgår i Fiskeplejens faste stationer, med det formål at skaffe oplysninger om lakseforekomst og tæthed i områder hvor hidtil ikke har været kendt.

Fiskeplejens faste stationer i åen blev befisket i forbindelse med revidering af Plan for Fiskepleje i perioden mellem 3. august og 9. september 2015 (Holm 2016).

Endvidere er der anvendt resultater fra befiskninger der blev foretaget på foranledning af Holstebro Kommune i årene 2012 – 2015 (Anon. 2014, Deacon 2015, Deacon *et al.* 2014, Deacon og Larsen 2012, 2013, Iversen 2014).

Placeringen af de befiskede stationer er vist i Bilag 3.

Tætheder for ørred og laks blev beregnet efter udtyndingsmetoden (Bohlin *et al.* 1989). Sandsynligheden (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 to eller tre gange. På stationer der blev befisket fra båd (i Hovedløbet nedstrøms

Vandkraftsøen) blev der kun fisket én gang. Her blev der til beregning af bestanden anvendt en p værdi fundet ved de tilsvarende undersøgelser i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016).

Beregning af samlet bestand af lakseungfisk

De beregnede tætheder for hver Gruppe LHS med hver deres arealer blev anvendt til at beregne den samlede bestand på strækninger (arealer) der ved habitatregistreringen havde en tilsvarende habitatkvalitet (LHS Grupperværdi). Konfidensintervaller for bestanden i hver samlet Gruppe LHS blev beregnet efter Bohlin *et al.* (1989). 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.

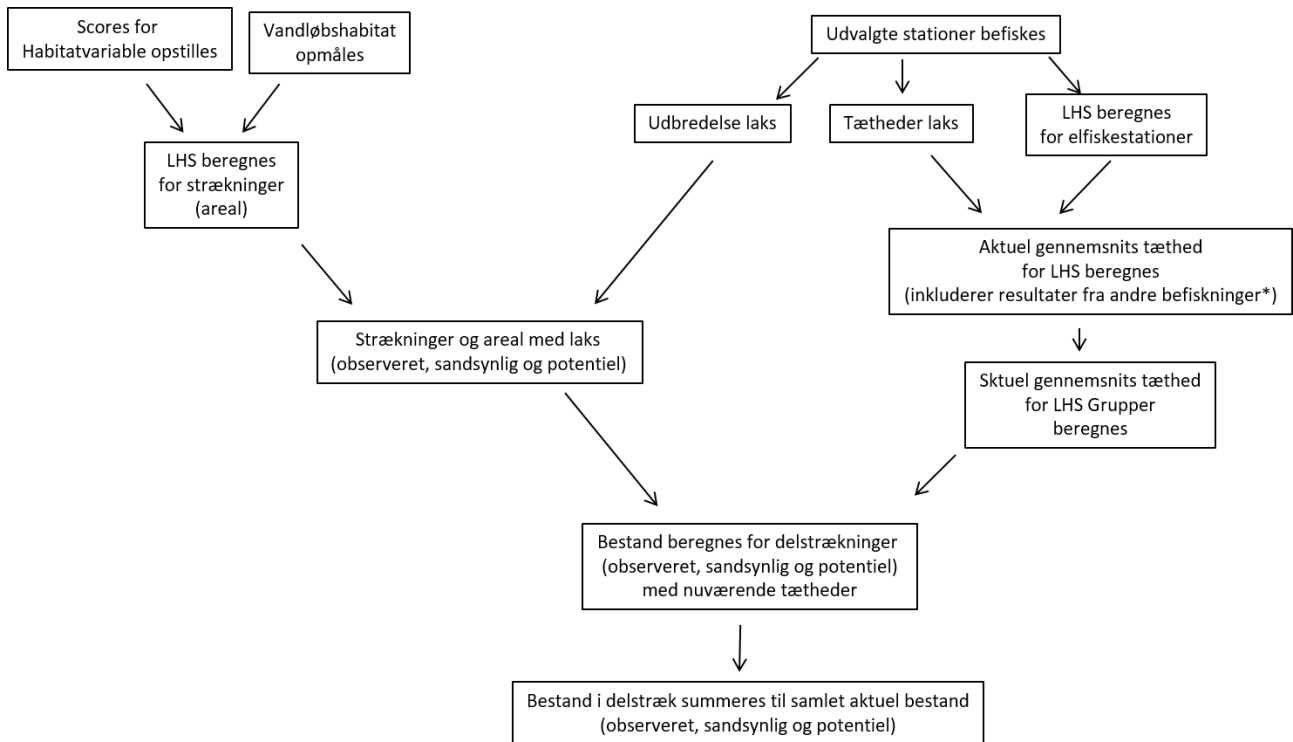
Den bestand der var i åen i efteråret 2015 består altså af a + b, mens den samlede potentielle bestand består af a + b + c, idet de tre typer områder ikke overlapper.

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 2.1 er det samlede lay-out af undersøgelsen vist frem til dette punkt.

Forløb i undersøgelsen



Figur 2.1. Oversigt over forløbet i undersøgelsen med basale undersøgelser i de øverste tre bokse.

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) (20 %) og Kennedy *et al.* (2012) (9%). Herudfra er der beregnet en teoretisk smoltproduktion.

Størrelsen af gydebestanden blev bestemt i 2010, 2013 og 2015.

Ud fra disse tal (størrelsesordenen) er havoverlevelsen (*return rate*) beregnet. Denne er sammenholdt med de senest tilgængelige værdier fra andre vandløb i Nordatlanten indsamlet af ICES (2017a). Her er der skelnet mellem tilbagevendingsraten for laks med 1 vinter i havet (1 Sea Winter, 1 SW, normalt betegnet *grilse*) og for laks der har opholdt sig flere år i havet (Multi Sea Winter – *MSW*). Andelen af gydebestanden med 1 havår, hhv. flere havår er her bestemt ud fra størrelsessammensætningen af laks der blev fanget i forbindelse med estimatet af opgangslaksene i 2015.

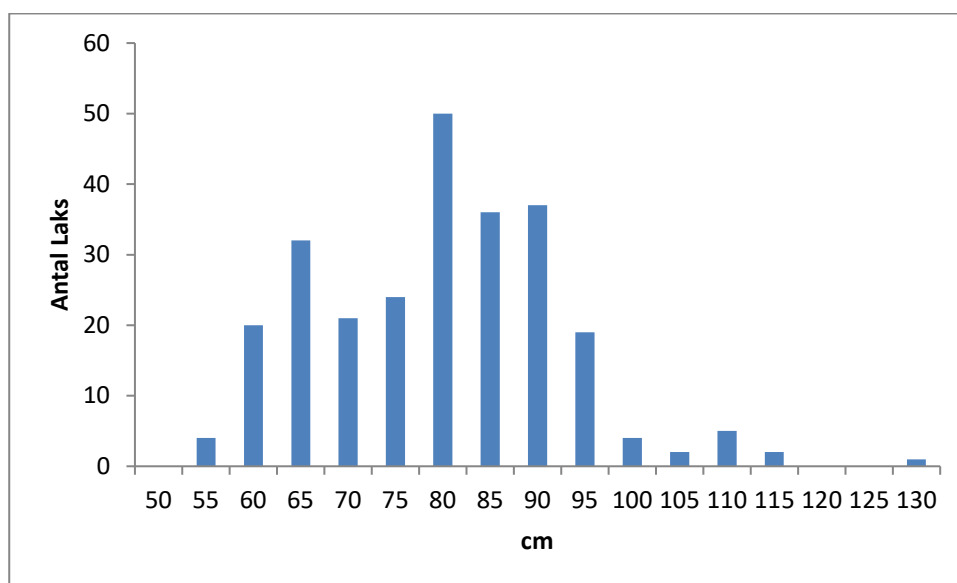
For vilde bestande er der oplysninger om havoverlevelsen fra ni vandløb i Norge, Irland, Nordirland, England, Skotland og Wales (ICES 2017a). For udsatte laks er der oplysninger for laks i 17 vandløb, hvor der dog kun skelnes mellem *grilse* og *MSW* gydefisk (laks med 2 eller flere vintre i havet inden gydevandring) 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.

For vilde laks er den gennemsnitlige tilbagevendingsrate (til kysten nær vandløbet inden laksene evt. befiskes lokalt) set over det seneste 10 år for grilse 4,07 % (min. 0,47; maks. 8,65) og for MSW laks (laks med to eller flere vintre i havet inden gydevandringen) 2,32 % (min. 0,62; maks. 5,34). For udsatte laks er tilbagevendingsraten for 10 vandløb for grilse og MSW kombineret 1,30 % (min. 0,11 maks. 3,68).

Med udgangspunkt i ovenstående er der i beregningerne brugt en *return rate* på 4,07 % for vilde grilse og 2,32 % for vilde MSW laks. For udsatte er der uanset havalder brugt 1,3 %.

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 størrelsesfordelingen af laks der blev mærket ved opgørelse af gydebestanden i 2015 (Niels Jepsen, pers.comm) og en størrelsesgrænse på 74 cm for grilse (Lindvig 2011). Baseret på længdefordelingen af laksene i efteråret 2015 (Figur 2.2) udgør grilse 38,5 % og MSW laks 61,5 % af gydebestanden.



Figur 2.2. Længdefordeling af 257 laks mærket i Storå efteråret 2015 i forbindelse med undersøgelse af bestandsstørrelsen.

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

Heraf er 38,5 grilse der for de vilde laks har haft en havoverlevelse fra smolt på 4,07 % og 61,5 MSW laks der har en havoverlevelse på 2,32 %.

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

$$(1) 38,5_{grilse} = N_{grilse\ smolt} * 0,0407 \quad <=>$$

$$(2) N_{grilse\ smolt} = \frac{38,5}{0,0407} = 946\ smolt$$

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

Dette svarer til at der for at producere én grilse skal være 24,6 smolt. Den bedste rapporterede havoverlevelse var på 8,65 % og den laveste 0,47 %. Ud fra disse tal er det beregnede antal smolt der skal til for at producere én grilse mindst 11,6 smolt og med den dårligste 212,8 smolt.

Antal smolt der kræves for at producere 61,5 MSW laks er:

$$(3) 61,5_{MSW\ laks} = N_{MSW\ smolt} * 0,0232 \quad <=>$$

$$(4) N_{MSW\ smolt} = \frac{61,5}{0,0232} = 2.650\ smolt$$

hvor N_{MSW} er antal laks der vender tilbage som MSW laks og $N_{MSW\ smolt}$ er antal smolt der vender tilbage som MSW laks. Der skal altså 43,1 smolt til at producere én laks med flere havår.

Den bedste rapporterede havoverlevelse for disse var 5,34 %, svarende til at der for hver laks skal være 18,7 smolt og tilsvarende med den dårligste havoverlevelse 0,62 % 161,3 smolt.

Der skal således produceres næsten 3.600 smolt for at give 100 Storå laks, med den alderssammensætning som laksene havde i 2015.

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

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

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

Sammenhæng mellem gydebestand og bestand af ½ års laks

Et estimat af det samlede antal æg der bliver gydt i vandløbet kan beregnes ud fra antallet af hunlaks i gydebestanden og disses fekunditet (antal æg i den enkelte hunfisk).

Da fekunditeten ikke er kendt for nogen dansk laksebestand er den her beregnet ud fra en generel sammenhæng mellem fekunditet 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.

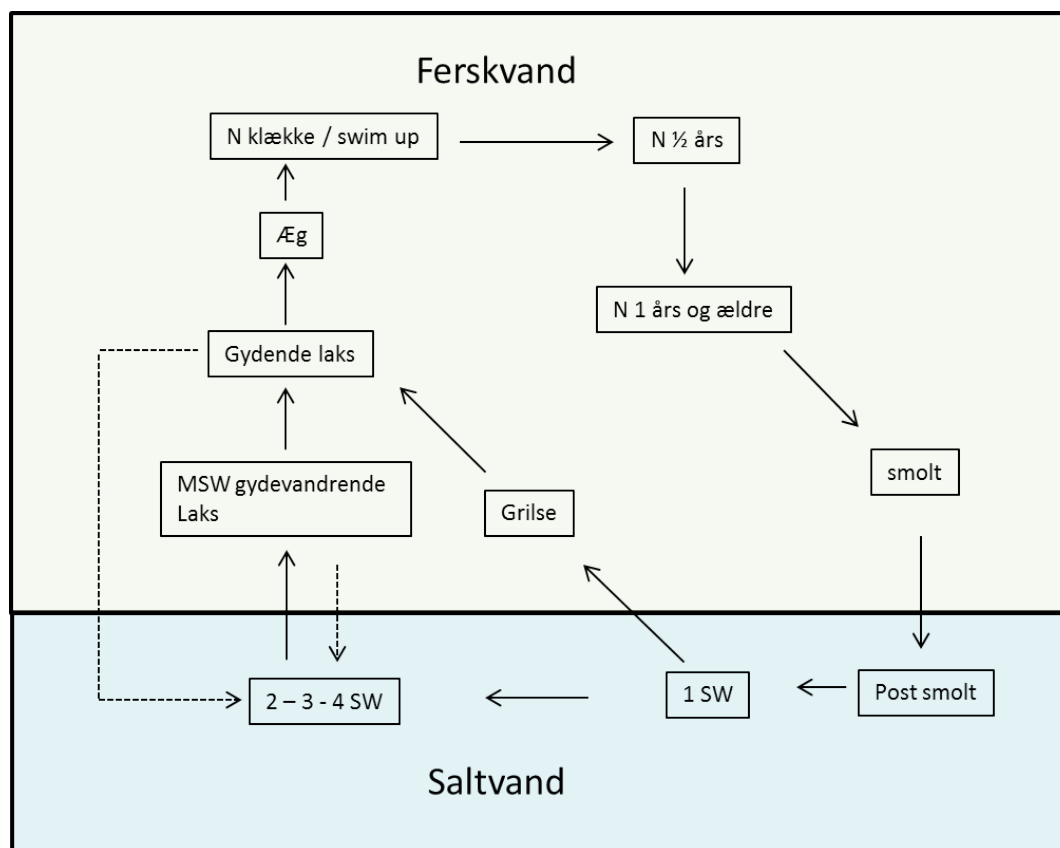
Den seneste opgørelse DTU Aqua har foretaget af gydebestanden før undersøgelsen er fra 2013. Det estimerede antal hunlaks i denne og deres størrelsessammensætning er brugt til beregning af antallet af æg der er gydt i vinteren 2013 - 2014.

Ud fra antallet af gydte æg ($N_{\text{æg}}$) sammenholdt med åens bestand af 1/2 års laks ($N_{1/2 \text{ års}}$) er der beregnet et estimat af overlevelsen fra æg til 1/2 års laks ($S_{\text{æg}-1/2 \text{ års}}$) (7).

$$(7) \quad \text{æg}-1/2 \text{ års} = \frac{N_{1/2 \text{ års}}}{N_{\text{æg}}}$$

Stock-recruit model

Figur 2.3 viser en stock recruit model for laks. Sammenhængen mellem elementerne (beregnet antal gydte æg, antal 1/2 års laks, antal smolt og havoverlevelsen) opsummeres.



Figur 2.3. Elementer i en bestandsmodel (stock-recruit model) for laks. Stiplet linje angiver laks med gentagen gydning.

3. Resultater

Der blev fundet naturligt producerede ½-års laks på i alt 83 stationer og 1-års og ældre naturligt producerede laks på 88 stationer. Den gennemsnitlige tæthed var størst nedstrøms Vandkraftsøen (Tabel 3.1, Bilag 4 og Bilag 5), og det samme var tilfældet for antallet af stationer hvor der blev fundet ½-års laks, under hensyn til antallet af befiskede stationer (69 op- og 159 nedstrøms) (χ^2 -test, $p = 0,005$).

½-års laks blev fundet i alle de større tilløb nedstrøms Vandkraftsøen, og i tre af disse også langt oppe i vandløbene. I Idom Å blev ½-års laks kun observeret på stationer nederst i vandløbet, nedstrøms for Idom Dambrug. Der blev også fundet ½-års laks på nogle af de befiskede stationer i hovedløbet (Bilag 5).

Tabel 3.1. Antal stationer (n) med forekomst af laks og ørred op- hhv. nedstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro med gennemsnitlige tætheder på disse (N / 100 m²). Min og max er 95 % C.L. p angiver signifikans niveau for sammenligning af tæthederne (LOG (n + 1)) op- og nedstrøms søen (t-test).

Gruppe	Opstrøms			Nedstrøms			P
	n	N/100 m ²	C.L.	n	N/100 m ²	C.L.	
½-års laks	12	7,1	4,7	72	42,9	10,2	< 0,001
1-års og ældre laks	7	2,8	3,5	81	11,3	2,4	0,003
Udsatte laks				18	4,0	1,8	1)
½-års ørred	31	27,1	13,3	107	35,3	9,4	0,085
1-års og ældre ørred	37	4,2	1,9	86	9,6	2,6	0,001

Note: 1) 1-års og ældre naturligt producerede sammenlignet med udsatte laks: $p < 0,001$

Opstrøms Vandkraftsøen blev der fundet ½-års laks på 6 stationer i Tvis Å, på to stationer i hovedløbet opstrøms Nybro, nederst i Løven Å og nederst i Røjenkjær Bæk. Herudover på to stationer i Savstrup Å.

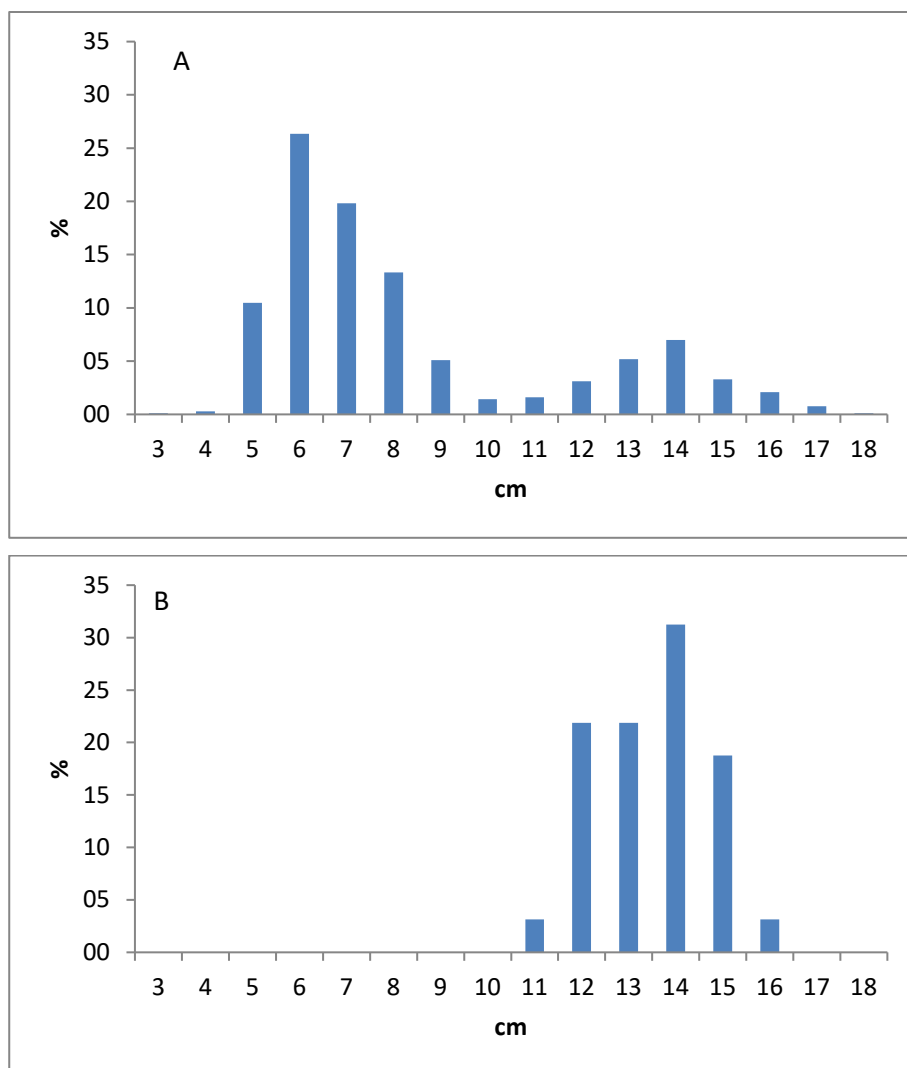
1-års og ældre naturligt producerede laks havde større tætheder og blev også fundet på forholdsvis flere stationer nedstrøms søen (χ^2 -test, $p < 0,001$). Udbredelsen svarede nogenlunde til udbredelsen af ½-års laks. Der var dog den forskel at der ikke blev fundet ældre laks i Savstrup Å, og i Idom Å blev de ældre naturligt producerede laks i modsætning til ½-års laksene fundet også opstrøms Idom Dambrug.

½-års og ældre naturligt producerede laks blev fundet sammen på 69 stationer, mens der blev fundet enten ½-års eller ældre vilde laks på i alt 110 stationer.

Udsatte laks blev kun fundet nedstrøms for Vandkraftsøen, hvor de blev observeret mindre hyppigt end de tilsvarende naturligt producerede laks (χ^2 -test, $p < 0,001$), og med lavere gennemsnitlige tætheder end de tilsvarende vilde laks. Kun i Gryde Å var udbredelsen nogenlunde som for de vilde. I Vegem Å var det kun allernederst i vandløbet, der blev fundet udsatte laks. Til gengæld blev der fundet udsatte laks i to af de nordlige tilløb til Storå (Ellebæk og Bur Møllebæk).

Længdefordelingen af laksene fanget ved denne undersøgelse, kombineret med befiskninger til Plan for Fiskepleje, er vist i Figur 3.1.

Ud fra længdefordelingen er grænsen mellem ½-års laks og ældre laks fastlagt til 10 cm, så alle laks med en længde på <10 cm er medregnet som ½-års laks. Gennemsnitslængden af vilde 1-års og ældre laks er ikke forskellig fra længden af udsatte laks ($p < 0,05$, t-test).



Figur 3.1. Længdefordeling af A) vilde laks og B) udsatte laks fanget ved befiskninger foretaget til denne undersøgelse og til Plan for Fiskepleje.

Der blev fundet ½-års ørred på 138 af de befiskede stationer. ½-års ørrederne forekom lige hyppigt op- og nedstrøms søen (χ^2 -test, $p = 0,1$) med sammenlignelige gennemsnitlige tætheder.

Også 1-års og ældre ørred var vidt udbredt i vandløbet (123 af de befiskede stationer) i samme hyppighed op- og nedstrøms søen (χ^2 -test, $p = 0,97$), men med større tætheder nedstrøms.

Udbredelsen af ½-års ørrederne var større end for de tilsvarende laks med en hyppigere forekomst (χ^2 -test, $p = 0,01$), generelt længere oppe i vandløbene.

Ud over laks og ørred blev der ved befiskningerne fundet en række andre arter, der ikke er opgjort kvantitativt: 3-pigget hundestejle, 9-pigget hundestejle, aborre, bæklampret, elritse, gedde, grundling, havørred, hork, skalle, skrubbe, stalling, strømskalle, suder, ål og opgangslaks.

Habitat

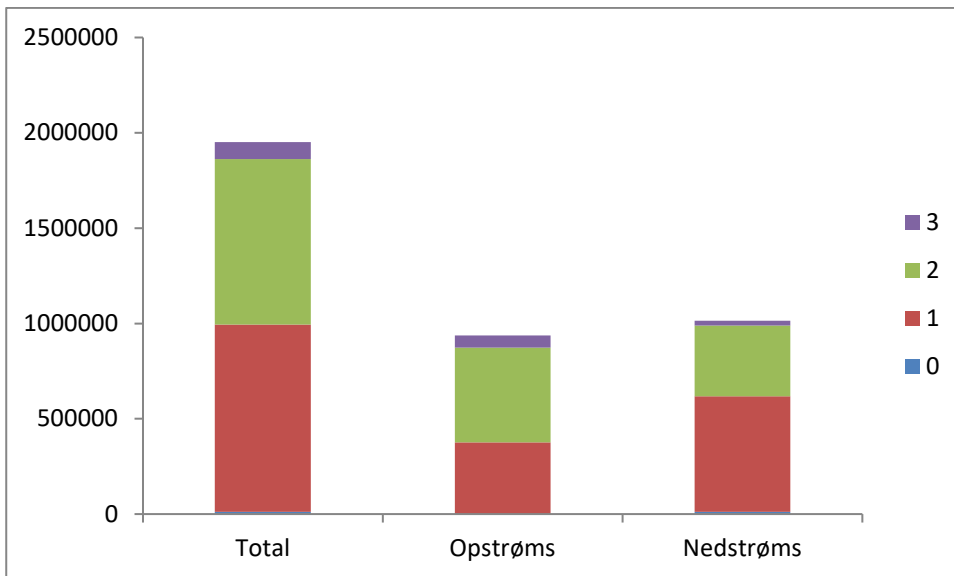
Det samlede areal der vurderes at være egnet til laks udgør i alt ca. 195 ha. Arealet nedstrøms for Vandkraftsøen er lidt større (ca. 101,3 ha) end arealet opstrøms (ca. 93,6 ha) (Tabel 3.2 og Figur 3.2). Langt hovedparten af arealerne både op- og nedstrøms har en kun moderat god kvalitet for ½-års laks (GLHS 1 eller 2). I den øvre del af åen er der dog lidt større arealer med god habitatkvalitet (GLHS 3) end der er i den nedre, ligesom der i den øvre del af vandløbet er større arealer med en bedre habitatkvalitet for ½-års laksene (GLHS 2) end i den nedre (Tabel 3.2 og Figur 3.2) (χ^2 -test, $p < 0,001$).

Mens arealer med habitatkvaliteten GLHS 2 dominerer i tilløbene både op- og nedstrøms er der markant større områder i åens hovedløb med denne kvalitet i den øvre del af åen (Figur 3.3 og 3.4). I den nedre del har så godt som hele arealet i hovedløbet en GLHS værdi 1 (Figur 3.4).

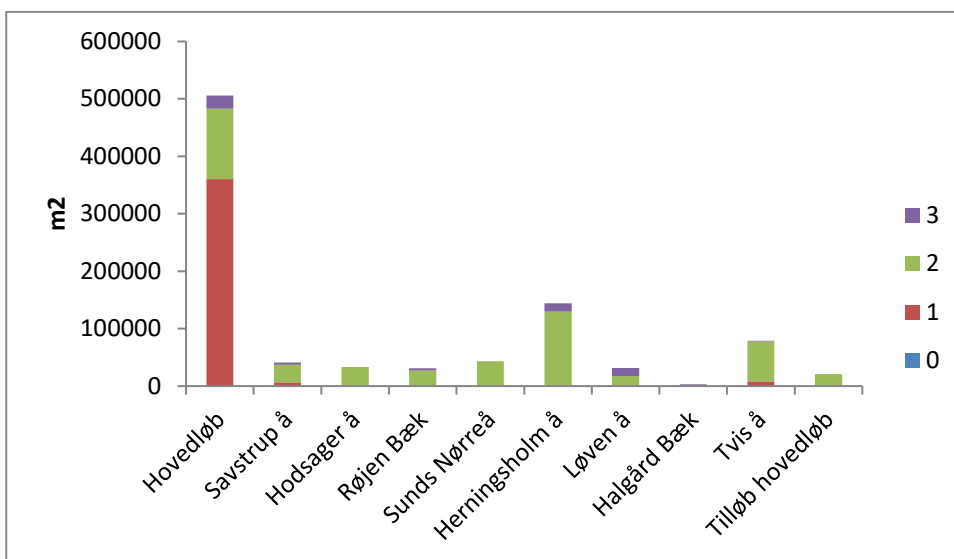
Der er generelt kun lidt areal med den højeste habitatkvalitet (GLHS 3). I den øvre del af åen er det især i hovedløbet, Herningsholm Å og i Løven Å der er fundet områder med den højeste kvalitet (Figur 3.3). I den nedre del findes arealer af betydning i de mindre nordlige tilløb, i Lilleå og i hovedløbet (Figur 3.4).

Tabel 3.2. Vandløbsareal (m^2) med forskellig habitatkvalitet (GLHS) op- hhv. nedstrøms Vandkraftsøen for ½-års laks.

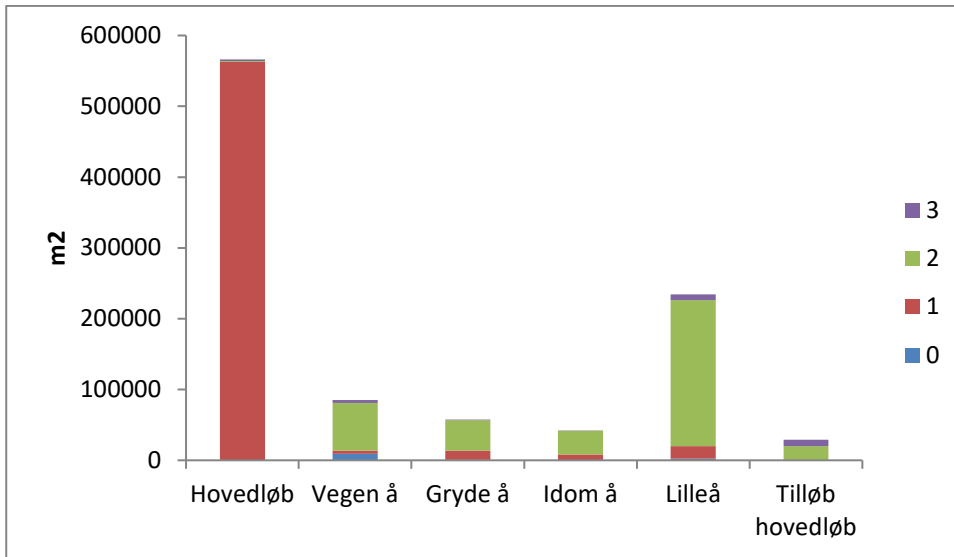
Kvalitet (GLHS)	Opstrøms (m^2)	Nedstrøms (m^2)
0	300	12.000
1	375.300	606.600
2	497.200	371.000
3	63.600	24.700



Figur 3.2. Vandløbsareal (m²) med forskellig habitatkvalitet (GLHS) for ½-års laks op- hhv. nedstrøms Vandkraftsøen.

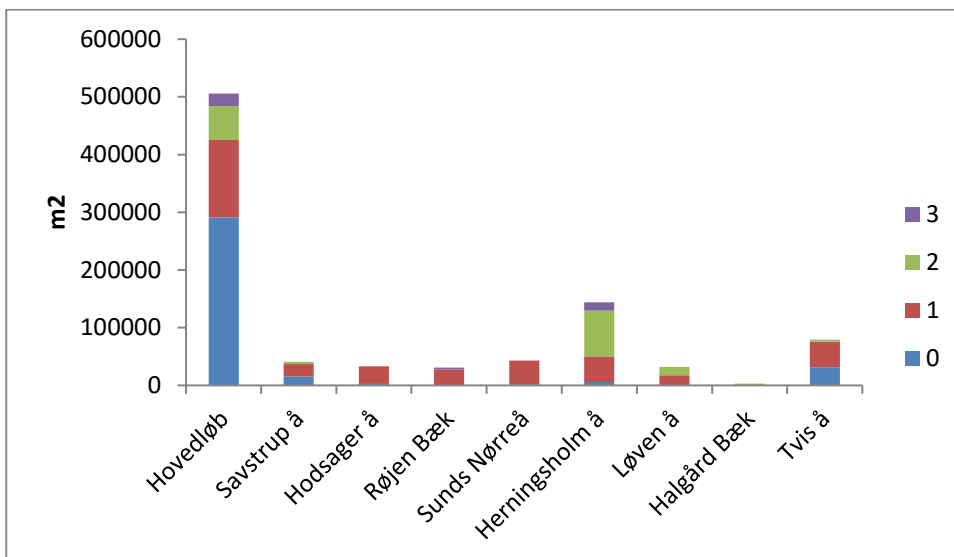


Figur 3.3. Vandløbsareal (m²) med forskellig habitatkvalitet (GLHS) for ½-års laks i enkeltvandløb opstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro.

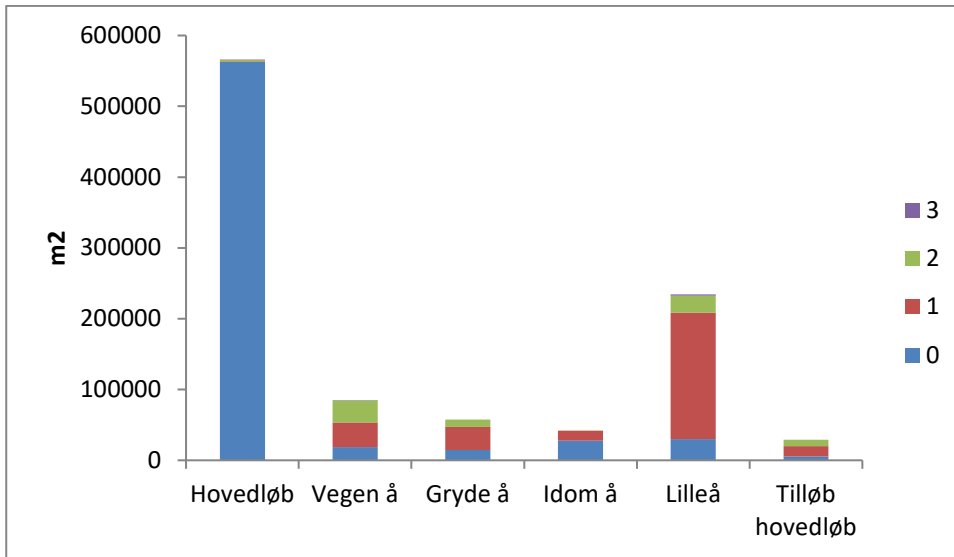


Figur 3.4. Vandløbsareal (m²) med forskellig habitatkvalitet (GLHS) for ½-års laks i enkeltvandløb nedstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro.

Også for de 1-års og ældre laks er habitatforholdene i hovedløbet i den øvre del af vandløbet generelt bedre end de er nedstrøms Vandkraftsøen. De øvre tilløb er kvaliteten generelt moderat på de største dele af arealet, men dog med større arealer i Herningsholm Å med god kvalitet (Figur 3.5). Neden for søen er det kun i Vegen Å og Lilleå hvor der er fundet arealer af betydning med gode forhold (GLHS ≥ 2) (Figur 3.6).



Figur 3.5. Vandløbsareal (m²) med forskellig habitatkvalitet (Gruppe LHS) for 1-års og ældre laks i enkeltvandløb opstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro.



Figur 3.6. Vandløbsareal (m²) med forskellig habitatkvalitet (GLHS) for 1-års og ældre laks i enkeltvandløb nedstrøms Vandkraftsøen ved Holstebro.

Laksetætheder og habitatkvalitet

Tæthederne af laks i forhold til habitatkvaliteten er vist i Tabel 3.3 og i Figurerne 3.7, 3.8 og 3.9 er tæthederne illustreret. Hverken opstrøms eller nedstrøms Vandkraftsøen blev der fundet ½-års laks på stationer med den dårligste kvalitet (GLHS 0). I lighed med de gennemsnitlige tætheder, hvor der ikke blev taget hensyn til habitatkvaliteten (Tabel 3.1) var tæthederne størst i den nedre del af vandløbet. Dette kunne dog kun testes statistisk for GLHS = 2 (Kruskal-Wallis, $p = 0,02$).

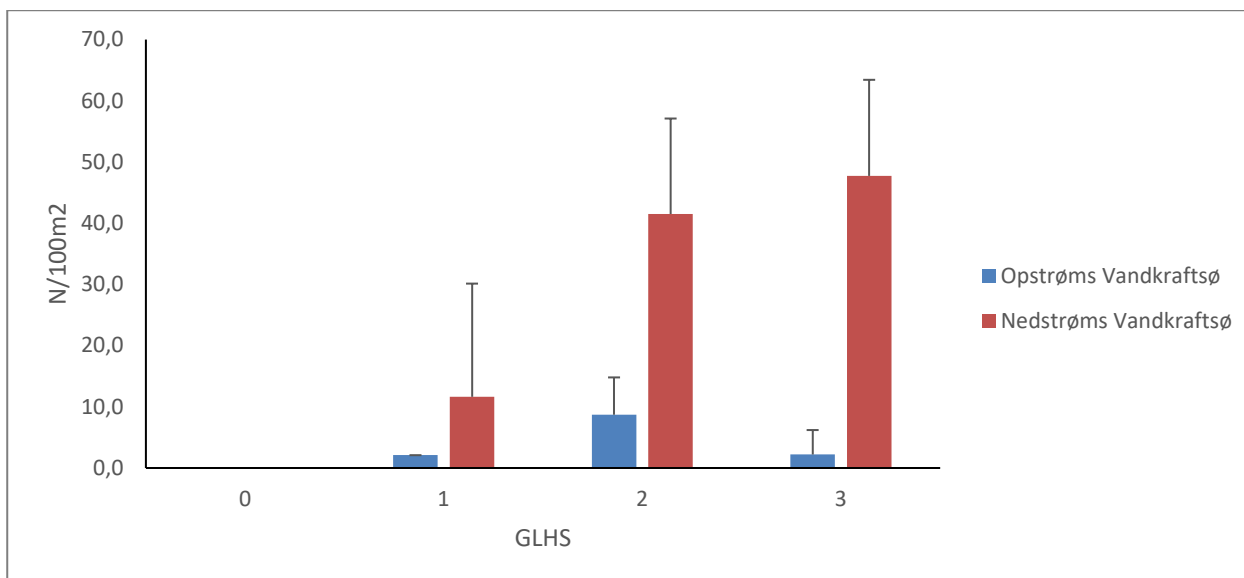
For de 1-års og ældre laks er der en klar tendens til større tætheder i den nedre del af vandløbet, men hér er der ikke signifikant forskel på tæthederne op- og nedstrøms søen ved kvalitetsgruppe 2 (Kruskal-Wallis, $p = 0,13$).

Udsatte laks blev fundet i lavere tætheder end tilsvarende vilde laks, men materialet tillader også hér kun statistisk sammenligning for GLHS = 2.

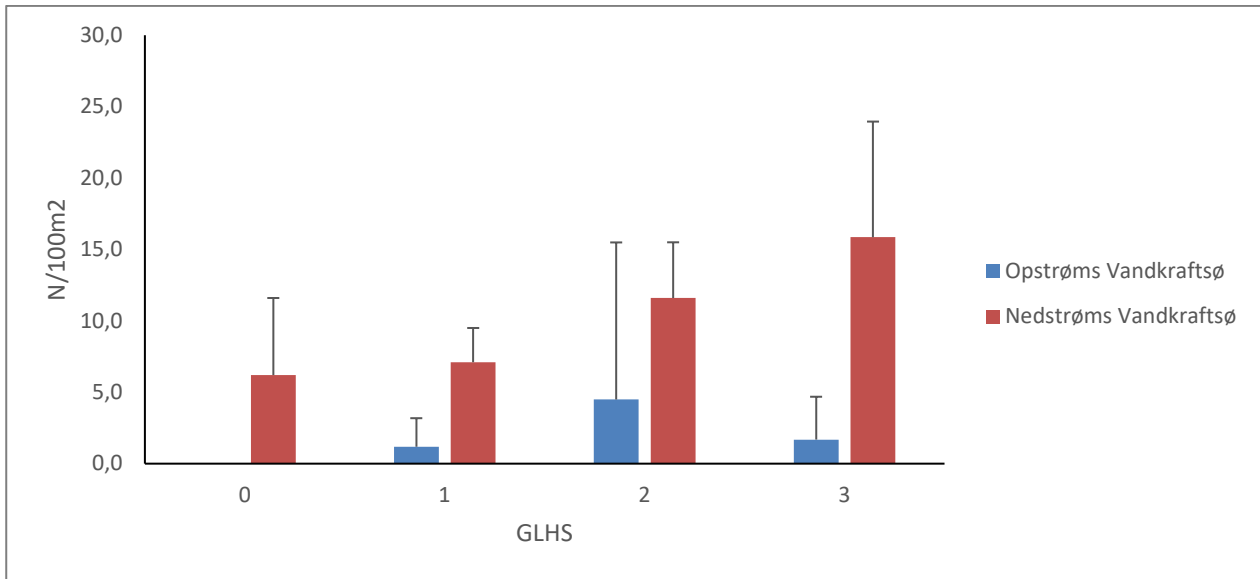
For ½-års laksene er der i den nedre del af åen klart højere tætheder ved habitatkvalitet Gruppe LHS 2 og 3 end der er ved kvalitet 1 (ANOVA, $p=0,0091$). For de ældre vilde laks er der også en klar tendens til større tætheder med stigende kvalitet, men der er statistisk set ikke forskel (ANOVA, $p=0,09$). I Bilag 4 er de fundne tætheder af laks og ørred vist for alle de undersøgte stationer.

Tabel 3.3 Gennemsnitlige tætheder af ½-års samt 1-års og ældre laks i forhold til GLHS på elfiskestationer hvor der er fundet laks i årene 2012 – 2015 (t-test).

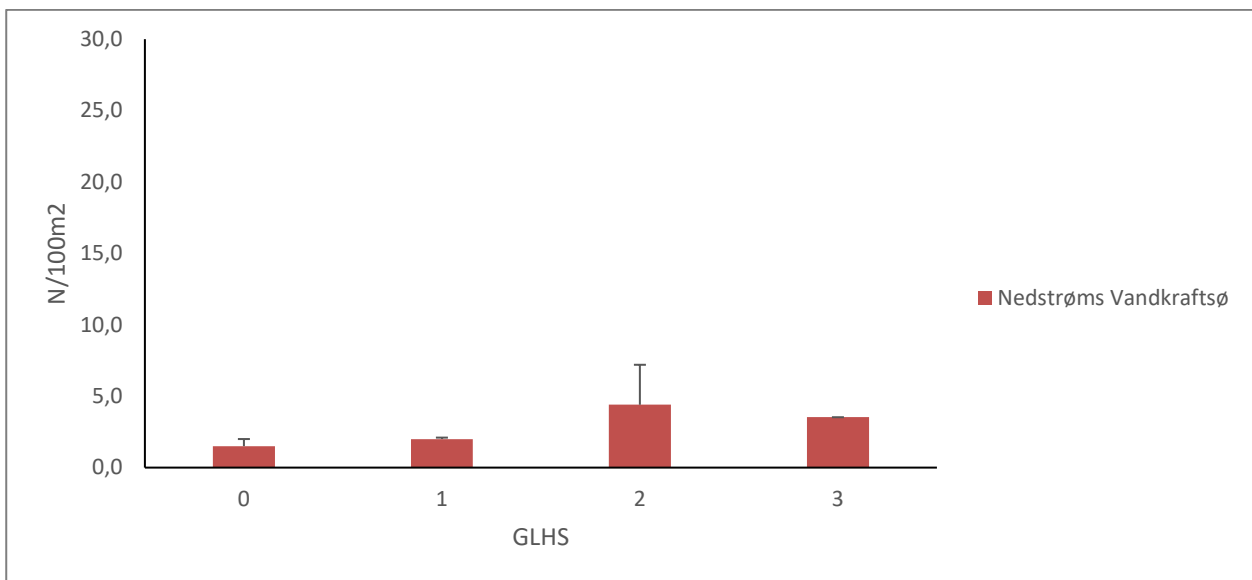
Gruppe	GLHS	Opstrøms vandkraftsø			Nedstrøms vandkraftsø		
		N/100m ²	C.L. (min. - maks.)	n	N/100m ²	C.L. (min. - maks.)	N
½ års laks	0			0			0
	1	2,1		1	11,6	18,5 (1,0 - 46,0)	6
	2	8,7	6,1 (0,4 - 19,8)	9	41,5	15,6 (0,9 - 177,0)	40
	3	2,2	(0,4 - 4,0)	2	47,7	15,7 (1,2 - 131,0)	26
1-års og ældre laks	0			0	6,2	5,4 (1,2 - 18,0)	7
	1	1,2	(0,7 - 2,0)	2	7,1	2,4 (0,7 - 25,1)	27
	2	4,5	(0,5 - 11,0)	3	11,6	3,9 (1,0 - 41,0)	35
	3	1,7	(0,4 - 3,0)	2	15,9	8,1 (2,9 - 44,0)	12
1 års og ældre udsatte laks	0			0	1,5	(1,0 - 1,8)	3
	1			0	2,0	1,9 - 2,0)	3
	2			0	4,4	2,8 (1,0 - 16,0)	8
	3			0	3,5	(1,0 - 6,6)	4



Figur 3.7. Gennemsnitlige tætheder af ½ års laks i forhold til GLHS på elfiskestationer, hvor der er fundet laks.



Figur 3.8. Gennemsnitlige tætheder af 1-års og ældre vilde laks i forhold til GLHS på elfiskestationer hvor der er fundet laks.



Figur 3.9. Gennemsnitlige tætheder af 1 års og ældre udsatte laks i forhold til GLHS på elfiskestationer hvor der er fundet laks.

Fiskebestand

Den beregnede bestand af ½-års laks i hele vandløbet er vist i Tabel 3.4. Bestandsestimaterne er fordelt på dele af vandløbet hvor der a) er observeret laks, hvor der b) med stor sandsynlighed forekommer laks og hvor c) det er vurderet at der potentielt kan findes laks. Den bestand der formodentlig findes i vandløbet består altså af summen af den observerede og den sandsynlige bestand (a + b). Den samlede bestand der sandsynligvis findes i åen er altså beregnet til ca. 225.700 ½-års laks (ca. 18.600 op- og ca. 207.200 nedstrøms Vandkraftsøen).

Tilsvarende er estimaterne af 1-års og ældre naturligt producerede laks på ca. 2.900 laks opstrøms og ca. 65.100 nedstrøms Vandkraftsøen, i alt ca. 68.000 laks (Tabel 3.5).

Den samlede bestand af udsatte laks er beregnet til ca. 12.600 (Tabel 3.6).

Tabel 3.4. Beregnet aktuel bestand af ½-års laks i Storå i perioden 2013-2015 fordelt på områder hvor der er observeret laks, hhv. hvor der med stor sandsynlighed er laks og hvor der potentielt kan findes laks.

Op- hhv. ned vandkraftsø	Vandløb	Observeret			Sandsynlig			Potentiel		
		N	min.	maks.	N	min.	maks.	N	min.	maks.
Opstrøms	Hovedløbet	100	20	180	11.670	8.640	13.010	5.830	1.710	7.730
Opstrøms	Savstrup å	740	320	920	1.870	690	2.380	1.710	500	2.260
Opstrøms	Hodsager å	0	0	0	490	150	630	2.390	710	3.110
Opstrøms	Røjen Bæk	1.110	330	1.440	0	0	0	1.350	390	1.800
Opstrøms	Sunds Nørreå	0	0	0	0	0	0	3.750	1.120	4.880
Opstrøms	Herningsholm	0	0	0	0	0	0	11.610	3.430	15.250
Opstrøms	Løven å	400	120	520	0	0	0	1.400	380	1.980
Opstrøms	Tvis å	1.000	300	1.300	1.190	450	1.510	4.050	1.230	5.260
Opstrøms	Andre tilløb	0	0	0	0	0	0	2.490	740	3.280
Opstrøms	I alt opstrøms	3.340	1.090	4.340	15.220	9.920	17.530	34.600	10.220	45.550
Nedstrøms	Hovedløbet	620	400	840	66.480	6.330	170.930	0	0	0
Nedstrøms	Vegen å	1.080	700	1.460	28.370	17.700	39.370	1.030	640	1.450
Nedstrøms	Gryde å	2.380	1.470	3.330	14.340	8.460	20.980	1.930	820	3.530
Nedstrøms	Idom å	4.420	2.790	6.050	330	90	720	6.800	3.130	11.910
Nedstrøms	Råsted Lilleå	1.880	1.210	2.550	85.520	53.050	119.250	5.840	3.680	8.150
Nedstrøms	Andre tilløb	0	0	0	1.760	1.170	2.340	10.390	6.480	14.410
Nedstrøms	I alt	10.370	6.580	14.230	196.790	86.810	353.580	25.990	14.740	39.440

Tabel 3.5. Beregnet aktuel bestand af 1-års og ældre naturligt producerede laks i Storå i perioden 2013-2015 fordelt på områder hvor der er observeret laks, hhv. hvor der med stor sandsynlighed var laks og hvor der herudover potentielt kan findes laks.

Op- hhv. ned vandkraftsø	Vandløb	Observeret			Sandsynlig			Potentiel		
		N	min.	maks.	N	min.	maks.	N	min.	maks.
Opstrøms	Hovedløbet	30	10	60	2.120	810	3.960	2.350	450	5.360
Opstrøms	Savstrup å	0	0	0	310	200	480	230	50	510
Opstrøms	Hodsager å	70	40	100	0	0	0	290	180	450
Opstrøms	Røjen Bæk	0	0	0	0	0	0	390	210	610
Opstrøms	Sunds Nørreå	0	0	0	0	0	0	480	300	750
Opstrøms	Herningsholm	0	0	0	0	0	0	4340	750	9.940
Opstrøms	Løven å	50	30	80	0	0	0	790	160	1.800
Opstrøms	Tvis å	10	0	20	330	170	570	320	170	540
Opstrøms	Andre tilløb	0	0	0	0	0	0	220	60	470
Opstrøms	I alt opstrøms	160	90	260	2.760	1.180	5.010	9.410	2.350	20.430
Nedstrøms	Hovedløbet	50	30	70	35.090	4.600	65.590	0	0	0
Nedstrøms	Vegen å	320	200	440	6.650	3.800	9.490	270	160	390
Nedstrøms	Gryde å	430	250	620	3.380	1.970	4.790	580	210	960
Nedstrøms	Idom å	0	0	0	2.520	860	4.180	200	30	370
Nedstrøms	Råsted Lilleå	590	340	840	15.610	9.510	21.700	1.380	750	2.000
Nedstrøms	Andre tilløb	420	280	560	0	0	0	2.030	1.160	2.890
Nedstrøms	I alt nedstrøms	1.810	1.100	2.530	63.240	20.740	105.750	4.460	2.310	6.610

Tabel 3.6. Beregnet bestand af 1-års og ældre udsatte laks i Storå i perioden 2013 - 2015 fordelt på områder hvor der er observeret laks og hvor der med stor sandsynlighed var laks i undersøgelsesperioden.

Op- hhv. ned vandkraftsø	Vandløb	Observeret			Sandsynlig		
		N	min.	maks.	N	min.	maks.
Vandkraftsø	Hovedløbet	30	20	50	8450	5.640	10.140
Nedstrøms	Vegen å	20	10	30	60	30	80
Nedstrøms	Gryde å	10	10	20	950	720	1.150
Nedstrøms	Idom å	0	0	0	180	130	210
Nedstrøms	Råsted Lilleå	70	20	110	2.620	2.060	3.080
Nedstrøms	Andre tilløb	230	90	370	10	10	20
Nedstrøms	I alt nedstrøms	360	140	590	12.280	8.590	14.680

Den samlede aktuelle bestand af både ½-års og af 1-års og ældre vilde laks var langt højere nedstrøms Vandkraftsøen, hvor både udbredelse og tæthed var større end opstrøms. Det uudnyttede potentiale for en højere bestand af ½-års laks beregnet ud fra de aktuelle tætheder var lidt større opstrøms (ca. 34.600 stk.) end nedstrøms Vandkraftsøen (ca. 26.000 stk.) søen. Estimatet for de ældre laks var ca. dobbelt så stort opstrøms søen (ca. 9.400 sammenlignet med ca. 4.500) (Tabel 3.4 og 3.5).

Med maksimalt mulige tætheder er den samlede teoretisk mulige bestand med de aktuelle habitatforhold i hele åen beregnet til ca. 721.500 (599.400 - 855.400) (Tabel 3.7), med et lidt større potentiale i den øvre del af åen (ca. 498.800), end i den nedre (ca. 322.700).

Tabel 3.7. Beregnet teoretisk mulig bestand af ½ års laks ved optimal rekruttering fordelt på områder hvor der er observeret laks, hhv. hvor der med stor sandsynlighed er laks og hvor der potentielt kan findes laks.

Op- hhv. ned vandkraftsø	Vandløb	Observeret			Sandsynlig			Potentiel		
		N	min.	maks.	N	min.	maks.	N	min.	maks.
Opstrøms	Hovedløbet	3.700	3.100	4.500	96.900	70.900	126.200	47.100	41.400	53.200
Opstrøms	Savstrup å	4.800	4.100	5.700	11.800	10.200	13.400	13.800	12.200	15.600
Opstrøms	Hodsager å	0	0	0	2.900	2.600	3.200	14.300	12.900	15.700
Opstrøms	Røjen Bæk	6.600	6.000	7.300	0	0	0	11.500	10.100	13.100
Opstrøms	Sunds Nørreå	0	0	0	0	0	0	22.500	20.300	24.600
Opstrøms	Herningsholm	0	0	0	0	0	0	82.400	73.200	92.000
Opstrøms	Løven å	2.400	2.200	2.600	0	0	0	21.200	18.000	25.000
Opstrøms	Tvis å	6.100	5.500	6.700	7.700	6.600	8.800	25.300	22.700	27.900
Opstrøms	Andre tilløb	0	0	0	0	0	0	17.900	15.900	20.000
Opstrøms	I alt opstrøms	23.600	20.800	26.700	119.200	90.400	151.500	256.000	226.700	287.200
Nedstrøms	Hovedløbet	1.000	900	1.200	108.000	71.600	149.500	0	0	0
Nedstrøms	Vegen å	1.600	1.400	1.900	36.200	32.300	40.300	1.300	1.100	1.400
Nedstrøms	Gryde å	3.100	2.800	3.500	18.200	16.000	20.500	2.700	2.100	3.300
Nedstrøms	Idom å	5.400	4.900	6.000	500	400	600	9.200	7.500	11.100
Nedstrøms	Råsted Lilleå	3.000	2.600	3.500	106.200	95.200	117.300	9.700	8.200	11.400
Nedstrøms	Andre tilløb	0	0	0	3.700	3.000	4.500	12.800	11.500	14.100
Nedstrøms	I alt	14.200	12.500	16.000	272.800	218.500	332.700	35.700	30.500	41.300

Tabel 3.8 viser hvordan status for rekrutteringen af ½-års laks beregnet i forhold til den teoretisk mulige bestandsstørrelse. Status er beregnet både for bestanden inden for det aktuelle udbredelsesområde, og i forhold til den teoretiske bestand der kunne være i åen hvis alle egnede områder blev udnyttet.

Tabel 3.8. Rekrutteringsstatus (%) for bestanden af ½-års laks i forhold til den teoretisk største mulige bestand. Status er angivet for enkeltvandløb og samlet for den øvre hhv. nedre del af vandløbssystemet. Første søjle (1) er status inden for de områder hvor der med stor sandsynlighed aktuelt fandtes laks. Anden søjle (2) er bestandens status i forhold til den mulige bestand hvis alle egnede områder i vandsystemet blev udnyttet. Den teoretisk mulige bestand ved optimal rekruttering er beregnet efter resultater indsamlet af Harvig (2014).

Op- hhv. nedstrøms vandkraftsø	Vandløb	Rekruttering indenfor	
		aktuelt udbredelsesområde (1)	potentielt udbredelsesområde (2)
Opstrøms	Hovedløbet	11,7	8,0
Opstrøms	Savstrup å	15,7	8,6
Opstrøms	Hodsager å	16,7	2,8
Opstrøms	Røjen Bæk	16,7	6,1
Opstrøms	Sunds Nørreå	-	-
Opstrøms	Herningsholm	-	-
Opstrøms	Løven å	16,7	1,7
Opstrøms	Tvis å	16,0	5,6
Opstrøms	Tilløb til hovedløbet	-	-
Opstrøms	I alt opstrøms	13,0	4,7
Nedstrøms	Hovedløbet	61,6	61,6
Nedstrøms	Vegen å	77,7	75,2
Nedstrøms	Gryde å	78,5	69,7
Nedstrøms	Idom å	80,2	31,4
Nedstrøms	Råsted Lilleå	80,0	73,5
Nedstrøms	Tilløb til hovedløbet	47,4	10,6
Nedstrøms	I alt	72,2	64,2

I den øvre del varierer status inden for det aktuelle udbredelsesområde mellem 11,7 og 16,7 % i de enkelte vandløb (gennemsnit for hele området 13,0 %). Den væsentlig lavere status for bestanden set i forhold til hele det samlede potentielle lakseførende område (4,7 %) afspejler både lave tætheder og store uudnyttede områder.

Nedstrøms Vandkraftsøen er rekrutteringsstatus væsentlig bedre, med en rekrutteringsstatus på ca. 87 % inden for det aktuelle udbredelsesområde, og ca. 62 % i forhold til den potentielt mulige bestand, hvis hele det brugbare område blev udnyttet.

I den nedre del af åen udnytter ½-års laksene altså en meget større del af vandløbet der er vurderet som egnet for laks, mens bestandstæthederne fortsat er en del under de optimale.

Smoltproduktion

Den samlede smoltproduktion fra vilde laks er beregnet til ca. 58.700 ved en smoltifikationsrate på 20 % (Koed *et al.* 2006) og 26.400 ved smoltifikationsrate 9 % (Kennedy *et al.* 2012) (Tabel 3.9).

Tabel 3.9. Samlet antal naturligt producerede smolt i Storå ved smoltifikationsrater på 20 hhv. 9%.

	Smoltifikations- rate (%)	Opstrøms vandkraftsø			Nedstrøms vandkraftsø		
		N	min.	maks.	N	min.	maks.
Antal smolt	20	4.300	2.500	5.400	54.400	23.000	95.200
-	9	1.900	1.100	2.400	24.500	10.400	42.800

Ud over disse vil kommer der også smolt fra de udsatte laks. Da en stor del af disse må antages at smoltificere og udvandre enten kort tid efter udsætningen eller i det følgende forår kan den faktiske udvandring af smolt fra udsætningerne formentlig bedst estimeres ud fra udsætningstallet. Med årlige udsætninger på 16.000 ½ års og 37.000 et års laks kan det med lignende smoltifikationsrater forventes det at udsætningerne giver ca. 10.600 hhv. 4.800 smolt for de to smoltifikationsrater.

Ud fra disse beregninger kan den samlede smoltudvandring (vilde + udsatte) altså estimeres til at være ca. 69.300 hhv. ca. 31.200 afhængig af smoltifikationsrate.

Havoverlevelse og sammenhæng mellem smoltproduktion og smoltbehov

De beregnede estimater for havoverlevelsen er vist i Tabel 3.10. For de vilde laks er den beregnede havoverlevelse i alle tilfælde større for grilse end for msw laks. Med en meget lavere opgang i 2013, sammenlignet med 2015, er den estimerede havoverlevelse naturligvis lavere for dette år, da udgangspunktet (smoltallet) er det samme.

Beregnet i forhold til 2013 opgangen varierer det gennemsnitlige estimat af havoverlevelsen for vilde laks mellem 1,3 og 5,0 afhængig af smoltifikationsrate og om der er tale om grilse eller msw laks. Beregnet i forhold til 2015 opgangen er overlevelsen med værdier på mellem 6,5 og 26 %, ca. en faktor 5 højere.

Havoverlevelsen for udsatte laks er beregnet til 3,3 hhv. 7,3 % i forhold til 2013 opgangen og ca. 3,8 gange større i forhold til 2015 opgangen.

Opgangen af vilde laks blev i 2013 beregnet til 890 (598 – 1.182) stk. (Tabel 3.11). Baseret på litteraturværdier for havoverlevelsen skulle dette kræve en samlet naturlig smoltproduktion på ca. 32.600 (9.600 – 231.700). En opgang af laks i denne størrelsesorden stemmer altså nogenlunde overens med den beregnede naturlige smoltproduktion (Tabel 3.9). I modsætning hertil er den smoltproduktion, det ville kræve at nå opgangen i 2015 (beregnet til 4.566 (2325 - 6806) laks) være på ca. 163.000 (108.600 – 421.400) stk. Altså væsentlig over den beregnede vilde smoltproduktion.

Tabel 3.10 Beregnet havoverlevelse (S) i % den samlede opgang af vilde laks hhv. fordelt på grilse og msw laks. Fordelingen mellem grilse og msw laks i opgangsestimatet er baseret på opmåling af laksene ved befiskninger i forbindelse med bestandsestimater (39,5 % grilse og 61,5 % MSW laks).

År	Gruppe	20 % smoltifikation			9 % smoltifikation		
		S (%)	min.	maks.	S (%)	min.	maks.
2013	Vilde samlet	1,5	0,6	4,3	3,4	1,3	9,6
	Grilse	2,2	0,9	6,3	4,9	2,0	4,9
	MSW	1,3	0,7	2,6	2,8	1,1	8,0
	Udsatte ¹⁾	3,3	2,1	4,3	7,3	4,7	9,6
2015	Vilde samlet	7,8	2,3	24,9	17,3	5,2	57,2
	Grilse	11,6	3,5	37,0	25,7	7,8	29,8
	MSW	6,4	1,9	6,8	14,3	4,3	47,5
	Udsatte ¹⁾	12,6	5,7	19,5	28,0	12,6	43,4

Note: 1) Grilse og MSW kombineret

Tabel 3.11 Opgangen af laks i 2013 hhv. 2015 og beregnet antal smolt der kræves for at producere denne bestand, beregnet efter værdier for havoverlevelsen i ICES (2017). Beregningen af den vilde hhv. udsatte bestand er i 2015 baseret på rådata fra mærkningen og efterfølgende genfangst og i 2013 beregnet ud fra det samlede gennemsnit. Minimum og maksimum for smoltbehovet er beregnet ud fra højeste og laveste rapporterede litteraturværdi for havoverlevelse.

År		Indvandring			Smoltbehov			Havoverlevelse (min., maks.)
		N	min.	maks.	N	min.	maks.	
2013	Naturligt producerede	890	598	1.182	32.000	9.600	213.700	
	Heraf Grilse	338	227	449	8.300	2.600	95.500	4,07 (0,47, 8,65)
	Heraf MSW	552	371	733	23.700	6.900	118.200	2,32 (0,62-5,34)
	Udsatte ¹⁾	346	223	459	26.600	6.300	417.700	1,3 (0,11-3,68)
2015	Naturligt producerede	4.566	2.325	6.806	163.900	37.100	1.232.900	
	Heraf Grilse	1.763	900	2.625	43.300	10.400	558.500	4,07 (0,47, 8,65)
	Heraf MSW	2.803	1.425	4.181	120.600	26.700	674.400	2,32 (0,62-5,34)
	Udsatte ¹⁾	1.336	620	2.071	102.500	16.400	1.882.700	1,3 (0,11-3,68)

Noter: 1) Grilse og MSW kombineret

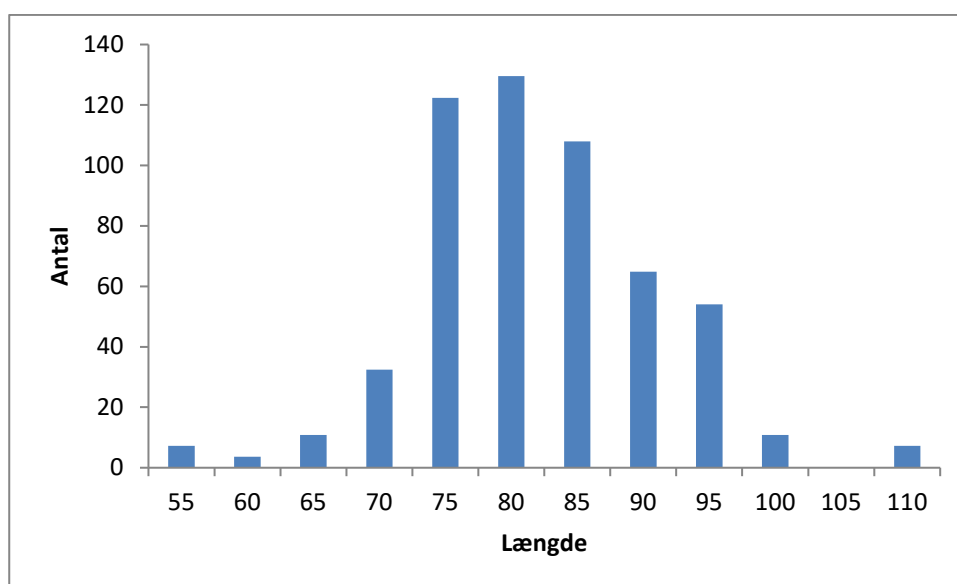
For de udsatte laks, hvor opgangen i 2013 var 346 (233 – 459) er den beregnede smoltproduktion ca. dobbelt så stor som det beregnede behov ved en smoltifikationsrate på 20 %. Den beregnede produktion ligger dog inden for sikkerhedsintervallet for estimatet. I 2015 er opgangen af udsatte laks beregnet til 1336 (620 – 2071) stk. var produktionen kun ca. 10% af det beregnede behov, så stor som behovet, men dog stadig inden for 95 % sikkerhedsintervallet.

Overlevelsen fra æg til ½-års laks

Det kan være interessant at vurdere og sammenligne overlevelsen fra ægstadiet, gennem vinteren og det første halve år af en laks' liv i Storå med tilsvarende litteraturværdier. For beregningerne af denne overlevelse anvendes bestandsestimatet fra 2013 til at beregne antallet af æg gydt i vinteren 2013-14. Dette år var gydebestanden 1.124 (719-1.529) laks (vilde og udsatte kombineret), heraf var 551 (352-749) hunlaks. Af disse passerede 104 stk. fisketrappen ved Vandkraftsøen (Tabel 1.2 og pers. comm. Torben Thinggaard, Sømmenslutningen ved Storå).

Baseret på længdefordelingen af 153 hunlaks (Figur 3.10) fanget ved befiskninger i forbindelse med undersøgelse af bestandsstørrelsen, er det samlede beregnede antal æg der blev gydt i vandløbet ca. 4,1 (2,6 - 5,5) mio. (Tabel 3.12).

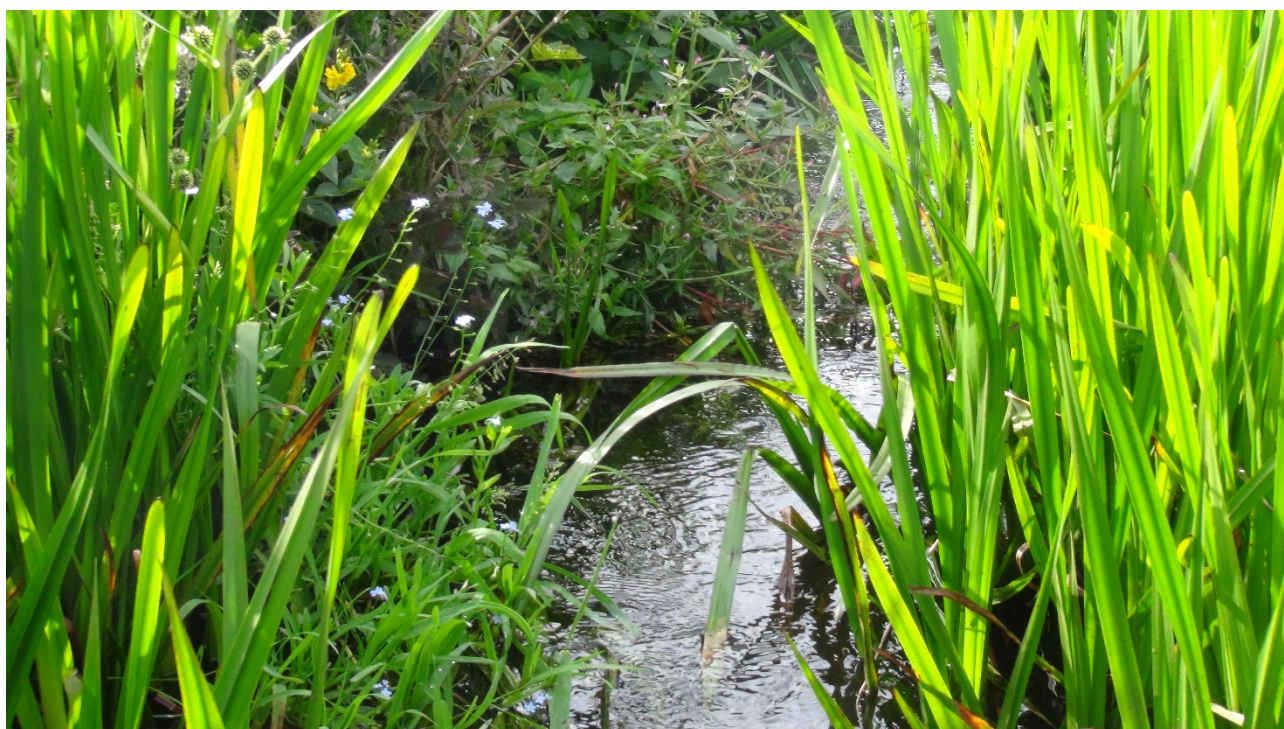
Forudsat både antal laks i gydebestanden, dennes størrelsessammensætning og opvandringen til den øvre del af åen i 2014 var på niveau med 2013 er den estimerede overlevelse fra æg til ½-års laks ca. 6,3 % i den nedre del af åen, mens den i den øvre del af åen med ca. 2,4 % overlevelse var under det halve.



Figur 3.10 Længdefordeling af 153 hunlaks fanget ved elfiskeri i Storå 2013.

Tabel 3.12. Gydt antal æg, bestand af ½-års laks og beregnet overlevelse fra æg til ½-års laks (S). Det gydte antal æg er beregnet ud fra gydebestanden i 2013, mens bestanden af ½-års laks er for perioden fra 2012-2015.

	Antal gydte æg (mill.)			Antal ½-års laks			Overlevelse (%)		
	N	min.	maks.	N	min.	maks.	S	min.	maks.
Opstrøms	0,78	0,49	1,05	18.600	11.000	21.900	2,4	1,1	4,4
Nedstrøms	3,30	2,11	4,49	207.200	93.400	337.600	6,3	2,1	17,4



Gryde Å opstrøms Sognstrupvej.

4. Diskussion

Tætheder

På stationer hvor der blev fundet laks var den gennemsnitlige tæthed af både ½-års laks og 1-års og ældre laks væsentlig højere i den nedre del af vandløbssystemet der ligger nedstrøms Vandkraftsøen, end den var i de opstrøms dele af vandløbet. Dette indikerer i sig selv at antallet af gydefisk der passerer opstrøms Vandkraftsøen til den øvre del af vandløbet er helt utilstrækkeligt til at den øvre del af vandløbet besættes optimalt.

Sammenlignet med andre danske vandløb var der gode tætheder i vandsystemet nedstrøms Vandkraftsøen. Således blev der fundet gennemsnitlige tætheder i Ribe Å på var 12,8 laks 100 m² (Pedersen *et al.* 2016). Også for de ældre laks var tæthederne for den nedre del af vandsystemet væsentlig over de tilsvarende tal for Ribe Å (5,9 laks 100 m²).

Tæthederne var også højere end hvad Iversen og Larsen (2007) fandt i Skjern Å på strækninger, der er vurderet som enten '*laksehøhabitat*', '*godt laksehøhabitat*' eller '*optimalt laksehøhabitat*' (21 ½-års laks 100 m²).

Internationalt er der i vandløb med en nogenlunde sammenlignelig beliggenhed (nordlige Frankrig, de Britiske øer, Norge) mange steder gennemsnitlige tætheder der i det store og hele inden for de værdier der er fundet i Storå (Bagliniere og Champigneulle 1982, Bagliniere *et al.* 2005, Wyatt og Bernard 1997, Bremset og Berg 1997, Jørgensen *et al.* 1999, Heggenes og Saltveit 2002).

Næsten alle steder er tæthederne dog langt under de Harvig (2014) fandt for udsatte laks i Kongeåen (gennemsnitligt 64,9 (12,4 – 124,6)) laks 100 m². Så store tætheder som der blev observeret Harvigs' undersøgelse i Kongeåen vil kræve at der i vandløbene er både en meget stor rekruttering (antal æg gydt) og stor overlevelse i alle faser frem til ½-års stadiet.

Tætheden af laksefisk i vandløb varierer de fleste steder over tid. 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. Ud over at gydebestanden er øget i forhold til tidligere, er det ud fra det foreliggende 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 gydebestanden. Dette er tilfældet i Storå, der derfor skulle have forholdsvis stabile tætheder.

Sammenlignet med rapporterede tætheder af 1 års og ældre laks, er de højeste tætheder der blev fundet i Storå højere end det generelle niveau der er fundet i andre vandløb på vore breddegrader (Bagliniere og Champigneulle 1982, 1986, Wyatt og Bernard 1997). De er også højere end hvad Iversen og Larsen (2007) i Skjern å satte som en forventet maksimal tæthed ved den bedste biotopværdi (50 laks 100 m²).

Tæthederne af både ½-års og ældre laks steg med habitatkvaliteten. Med en lav rekruttering i forhold til habitatkvaliteten vil tætheden først blive begrænset når alle brugbare territorier er opbrugt (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 habitatkrav, er besat, kan der i en periode være en tæthed der er større end habitatens egentlig kan bære. Dette er muligt, da laksene godt kan overleve i området, men ikke have tilstrækkeligt gode muligheder for at finde føde, strømlæ og skjul, og dermed ikke have tilstrækkeligt energioverskud 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.

Efterhånden som fiskene vokser øges også kravet til plads og mængden af 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 fra området 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 til 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, Heggnes *et al.* 1999), hvor sten der kan bruges som skjul er helt centrale. Da laksene kun i ringe grad accepterer at dele vinterskjul med andre laks (Orpwood *et al.* 2003, Armstrong og Griffiths 2001) vil antallet af skjul være afgørende for bestandsstørrelsen af 1-års og ældre laks. Tilgængelighed af sten og groft substrat der kan fungere som skjul er derfor en afgørende faktor for overlevelsen (Rimmer *et al.* 1983, Heggnes *et al.* 1999, Nislow *et al.* 2011). 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 ud fra de opmålinger der er foretaget muligt at vurdere hvor egnede observerede sten er som skjul, og heller ikke forsøgt vurderet om forekomsten er tilstrækkelig. Dette vil kræve målrettede detailstudier.

Påvirkning af tætheder

Ved udsætninger af laks øges antallet af fisk og dermed presset på en evt. eksisterende vild bestand af laks, hvis der er færre territorier end der er fisk. Hvis de vilde laks har haft deres territorier i længere tid har 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). 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 i opvækstområdet 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 en mindre direkte indflydelse på tætheden af den vilde bestand, men da territoriekampene er energikrævende og påvirker fiskenes vækst negativt, vil de indirekte kunne reducere overlevelsen hos vilde laks (Nislow *et al.* 2011). Omvendt kan en eksisterende laksebestand have en betydelig negativ effekt på de udsatte laks (Kennedy & Strange 1986), og udbyttet fra udsætningerne kan altså af den grund være begrænset.

Udsætning af 1-års laks i foråret må formodes kun at have en meget begrænset effekt på den eksisterende bestand, da en stor del af de udsatte laks vil udvandre som smolt kort tid efter udsætning.

Ørred kan teoretisk influere på en laksebestand på to måder: Som prædator og som konkurrent i forhold til territorier, med de fordele dette indebærer både med adgang til føde, sikkerhed og hvil.

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 har bevæget sig 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 vil derfor være større når laksene svømmer op og søger territorier. Herudover beskrives den generelt som værende mere aggressiv end laks (f.eks. Gaudin og Heland 1995, Heggenes *et al.* 1995). 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).

Hverken i denne undersøgelse eller den tilsvarende i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016) kunne der konstateres nogen sammenhæng mellem tæthederne af de to arter på stationer hvor de begge fandtes. 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.

Litteraturen omkring konkurrenceforholdet mellem ørred og laks er sparsom (Milner *et al.* 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, Gibson og Erkinaro 2009) 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.

Modsat de ovenfor nævnte forhold fandt Hesthagen *et al.* (2017) i seks vandløb i det sydlige Norge, hvor der initialt kun fandtes ørred men hvor laks blev introduceret, at laksene gradvis fortrængte ørred.

I Storå har ørrederne størst udbredelse og tæthed i de øvre dele af vandløbet, mens laksene fortrinsvis er observeret længere nede i vandløbet (Bilag 4 og 5), og den gensidige indflydelse er derfor muligvis begrænset.

Samlet set kan ørredbestanden have indflydelse på laksene når den samlede maksimale bærekapacitet nås (Bal *et al.* 2011), men den samlede produktion af ørred og laks er typisk større når begge arter findes sammen (Kennedy 1980, Kennedy og Strange 1986). Der er dog ikke kendskab til studier af bærekapacitet for laks hhv. ørred i forhold til habitatkvalitet.

Det kan tilføjes at andre prædatorer end ørred naturligvis også kan have stor betydning for bestanden. F.eks. er det vist, at f.eks. ferskvandsulk (Palm *et al.* 2009) og skarv, der de senere år forekommer hyppigt ved danske vandløb, kan prædere laks (Jepsen *et al.* 2014).

Udbredelse og spredning

I forhold til situationen i 2006, hvor der blev foretaget befiskninger til Plan for Fiskepleje for Storå, er laksebestanden gået meget frem og har fået en meget større udbredelse Christensen (2007). I 2006 blev der således kun fundet naturligt producerede laks på tre stationer.

De naturligt producerede laks findes i alle de større tilløb neden for Vandkraftsøen. I Idom Å, hvor der ved Idom Dambrug indtil 2015 var dårlige passageforhold blev der dog kun fundet naturligt producerede laks nedstrøms dambruget.

I tilløbene med fri passage er der ikke fundet laks i de allerøverste dele af vandløbene, der domineres af ørred. Det kan skyldes flere ting. Der kan være mangel på egnede gydelokaliteter, mangel på egnede opvækstforhold, at der har været for få laks i gydebestanden til at hele vandløbet udnyttes eller ørrederne kan have fortrængt laksene. Tilstedeværelsen af ørred i de øvre dele af vandløbene viser at der findes egnet grus, i hvert fald til ørredens gydning. Og netop kvaliteten af gydegruset har vist sig at være afgørende for om laks anvender det til gydning. Således fandt Coulombe-Pontbriand og LaPointe (2004) at antallet af gydninger i et område altovervejende var bestemt af kvaliteten (sandindholdet) af gruset og formentlig af grusets gennemstrømning af grundvand. Da laks foretrækker lidt større vandløb, kan vandløbenes størrelse også betyde at laksene foretrækker at gyde længere nedstrøms end ørrederne.

Da hovedparten af laksene fra en gydebanke spredes forholdsvis kort og overvejende nedstrøms denne (Bardonnat *et al.* 1993, Beall *et al.* 1994, Einum *et al.* 2011, Gustafson-Greenwood og Moring 1990), er det vigtigt, at der er egnede gyde og opvækstområder vidt udbredt og ikke for langt væk fra gydeområderne, hvis der skal være en optimal laksebestand.

Med de mange restaureringer der er foretaget de senere år, fortrinsvis i Holstebro Kommune i de nedre dele af vandløbene, er der mange gydemuligheder i disse dele af vandløbene. Det er dog ikke givet at fordelingen af disse er optimale, jf. ovenstående.

Det er uvist hvor stor gydebestanden var i 2014 (der jo er basis for ½-års bestanden i 2015), men forudsat den har været på niveau med bestanden i 2013, og at gydebestanden er den begrænsende faktor for udbredelsen, har den altså ikke været tilstrækkelig stor til optimal spredning i vandløbet.

Den begrænsede udbredelse i vandløbet kan også skyldes, at laksene under deres vandring op i vandløbet, standser hvor de først finder egnede gydeforhold. Med en tidsmæssig spredning af gydningen kan de allerede anvendte gydebanker derefter i et vist omfang blive brugt flere gange. Dermed udnyttes hele vandløbet altså ikke uanset, at gydebestanden i teorien er stor nok til dette.

Med de få laks der passerede op til den øvre del af åen, og den langt mindre udbredelse og lavere tætheder end nedstrøms, er det nærliggende at konkludere at antallet af gydefisk der passerer omløbsstryget har været helt utilstrækkeligt til optimal udnyttelse af vandløbet.

Da laks på gydevandring i et vist omfang vandrer tilbage for at gyde i de områder hvor de er vokset op de kommer fra (*homer*) (Erkinaro *et al.* 2007, Youngson *et al.* 1994), vil det uden vandringshindringer normalt betyde at bestanden gradvis kan øges. I den øvre del af vandsystemet (opstrøms Vandkraftsøen) vil dette med stor sandsynlighed ikke være tilfældet på grund af den store dødelighed smoltene under udvandringen udsættes for i Vandkraftsøen (Baktoft og Koed 2008, Jørgensen *et al.* 1996).

Samlet bestandsstørrelse

I alle beregninger indgår med få undtagelser vandløbsstrækninger der er minimum ca. 2 m brede inkluderet. I flere andre undersøgelser er der fundet laks også i mindre vandløb (Pedersen *et al.* 2016, Christensen 2013, Christensen og Mikkelsen 2011, 2017, Iversen *et al.* 2017). Det betyder at specielt estimatet af den mulige bestand i områder hvor der ikke aktuelt findes laks kan være konservativt. Hvis en større del af vandløbet inkluderes som potentielt vand for laks vil den aktuelle status for bestanden altså være overestimeret. Denne mulige fejl vil dog ikke være stor, da disse områder er øverst i vandløbene hvor disse er smalle og arealet dermed beskedent.

Udvikling i bestand og tæthed

De danske laksebestande er generelt gået frem gennem de seneste ca. 10 – 15 år (Koed *et al.* 2017, Iversen 2013).

Dette gælder også for bestanden i Storå hvor der ved befiskningerne i forbindelse med udarbejdelse af den forrige udsætningsplan (Christensen 2007) kun blev fundet naturligt producerede laks på tre stationer med tætheder mellem 0,6 og 8,6 ½-års laks pr 100 m².

Den beskedne bestand i 2007 blev bekræftet ved en undersøgelse af smoltudtrækket i 2007, hvor udtrækket af vilde laksesmolt blev beregnet til ca. 3.500 (Baktoft og Koed 2008).

Observerede vs potentielle tætheder

For at opnå den beregnede maksimale potentielle bestand af ½-års laks i et vandløb skal alle andre faser i fiskenes liv være tilstrækkeligt gode: gydebestanden skal være tilstrækkeligt 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 opnå en gydebestand der er stor nok til at fylde et helt vandløbssystem optimalt med yngel, og videre frem til udvandrende smolt, 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 af den potentielt maksimale bestandstæthed. Dette blev da også observeret i både nærværende undersøgelse, og i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016), ligesom det er fundet i Skjern Å (Iversen 2013, Iversen *et al.* 2017).



Idom Å.

Smoltproduktion

Vinterdødeligheden kan være stor hos laksefisk (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.

Det faktiske antal smolt der starter udvandringen til havet 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.

Antallet af smolt der faktisk når ud af vandløbet afhænger også i meget høj grad af hvor godt fiskene overlever under selve udvandringen. Med de betydelige dødeligheder der er konstateret især ved passage gennem søer og fjorde, men også gennem selve vandløbet, vil det egentlige smoltudbytte være betydeligt lavere end det beregnede antal. Dette er diskuteret yderligere nedenfor.

De beregnede smolttal er større end smolttallet beregnet for Ribe Å 2014. For at kunne sammenligne må det dog sættes i relation til det produktive areal. For den nedre del af Storå er den beregnede smoltproduktion ca. 5,8 smolt pr 100 m². Det tilsvarende tal for Ribe Å var sammenligneligt (ca. 5,3 pr. 100 m²) mens den beregnede produktion i Skjern Å (Koed 2006) var væsentlig mindre (ca. 1,8 smolt pr 100 m²). En del af forskellen mellem Skjern og de andre åer skyldes givetvis til dels at bestanden dér på undersøgelsestidspunktet var mindre end i de senere år og er altså kun i mindre grad direkte sammenligneligt. Herudover er der ved beregningerne ikke taget hensyn til 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 5,0 (2,1 – 7,3) smolt 100m² og altså nogenlunde på niveau med nærværende undersøgelse.

Havoverlevelse

Havoverlevelsen i Europæiske laksebestande er gået ned fra 1970-80'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 2017a). 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), specielt i år med dårlig havoverlevelse (Saloniemi *et al.* 2004).

De værdier for havoverlevelsen, der er brugt til beregningerne i denne undersøgelse er et gennemsnit der dækker variation både mellem vandløb og over tid. Således varierer de rapporterede havoverlevelser over tid, ofte med en faktor 2-3 i de enkelte vandløb, men i et enkelt vandløb er der fundet en variation på helt op til en faktor 15 (ICES 2017a).

Ud over disse findes der i litteraturen flere andre værdier, med store variationer. Tallene der er brugt her er dog de senest tilgængelige og de, der bedst matcher beliggenheden af de danske vandløb. Det skønnes derfor at det er de mest korrekte at bruge til beregning af antal smolt der er nødvendig for at producere det den beregnede opgang.

I forhold til litteraturværdierne er den beregnede havoverlevelse for i forhold til 2013 opgangen af både grilse og msw laks ikke usandsynlig ved en smoltifikationsrate på 20 % (se dog nedenfor om smoltoverlevelse). Derimod er overlevelserne baseret på opgangen i 2015 meget større end litteraturværdierne.

I Skjern Å estimerede Glüsing (2004) havoverlevelsen til samlet at være ca. 4 % mens Iversen og Larsen (2007) fandt en havoverlevelse på ca. 4,4 %, altså højere end 2013 estimatet og mindre end 2015 estimatet, men dog i nogenlunde samme størrelsesorden.

Overlevelsesestimatet vurderes at være mere sikkert for de udsatte laks end for de vilde, da smolttallet er baseret på en stabil udsætning af et fast antal laks gennem flere år og ikke som for de vilde et smolttal beregnet indirekte fra bestandsestimatet. Herudover er bestandsestimatet beregnet for andre år end de der ligger til grund for den opgang som havoverlevelsen er beregnet for, mens udsætningerne altså har været stabile i en årrække.

Den generelt lavere havoverlevelse der rapporteres for udsatte laks sammenlignet med vilde laks kan ikke bekræftes af resultaterne her. I Storå er estimatet for overlevelsen hos de udsatte laks både i 2013 og 2015 tvært imod højere end den gennemsnitlige overlevelse hos de vilde laks. Der er ikke nogen oplagt forklaring på dette, men et bidrag hertil kunne være hvis andelen af de udsatte laks der vandrer ud er større end litteraturværdierne (Baktoft og Koed 2008).

De beregnede overlevelser hos de udsatte laks er også meget højere end litteraturværdierne (ICES 2017a). Her var gennemsnittet for grilse og msw laks kombineret (de fleste bestande består dog altovervejende grilse) 1,3 %, med mindste observerede værdi på 0,1 % og højeste på 3,7. I de senere år er der altså ikke observeret værdier i nærheden af værdierne beregnet for Storå. Tilbage i 1990'erne er der dog i flere tilfælde set havoverlevelseshastigheder for udsatte laks på over 10 og helt op til knap 20 % i enkelte vandløb, men altså ikke i de senere år.

Som allerede nævnt, er der de fleste steder fundet betydelige forskelle i havoverlevelsen. Det samme er sandsynligvis tilfældet for de danske bestande, der kan have haft en bedre overlevelse op til 2015 end tidligere. Dette understøttes dog ikke af de rapporterede værdier (ICES 2017a), hvor der ikke er fundet specielt god overlevelse op til 2015.

Bestande af lakseungfisk i vandløb varierer i større eller mindre omfang over tid, idet de dog angives at være relativt stabile i bestande hvor gydebestanden består af flere årgange (Buck og Hay 1984). Bestanden af ungfisk i vandløbet som estimererne er beregnet ud fra, er ikke den der faktisk udgjorde grundlaget for opgangen i de år som de forholderes til. Dette bidrager naturligvis til usikkerhed omkring præcisionen af den beregnede havoverlevelse. Omfanget er ukendt, men da gydebestanden i Storå består af flere årgange (Lindvig 2011) er bestanden formentlig relativt stabil.

Der er også usikkerhed i beregningen af det faktiske antal smolt der starter migrationen. Dette tal er beregnet fra litteraturværdier for andel af bestanden der udvandrer. Netop i Storå blev bl.a. smoltifikationsraten undersøgt af Baktoft og Koed (2008). Her blev der fundet en noget større smoltifikationsrate (29 % for ½-års

og 35 % for 1-års udsatte laks). Det samme var tilfældet i en undersøgelse i USA hvor Orciari *et al.* (1994) fandt en smoltifikationsrate på ca. 33 %, altså også højere end estimatet fra Skjern Å.

Det er altså muligt, at den faktiske smoltudvandring har været større end beregnet. Hvis det er tilfældet er havoverlevelsen tilsvarende overestimeret.

En del af havoverlevelsen udgøres også af smoltoverlevelsen under udvandringen, og i modsat retning trækker at smoltene under udvandringen vil have en betydelig dødelighed ved passagen ned gennem vandløbet og ud gennem Nissum Fjord. Herudover er der alle steder hvor det er undersøgt, fundet høje dødeligheder hvor smoltene under udvandring passerer gennem søer (Jepsen *et al.* 1997, Koed *et al.* 2005, Jørgensen *et al.* 1996, Schwinn *et al.* 2016).

I netop Storå undersøgte Jørgensen *et al.* (1996) i 1992 og 1993 dødeligheden hos laksesmolt ved vandring ned gennem Vandkraftsøen. De fandt en gennemsnitlig specifik (øjeblikkelig) dødelighed (z) på 0,229 pr km, svarende til en dødelighed gennem hele søen (4,5 km) på ca. 78 %. Smolt fra Tvis Å, der udmunder i søen ca. 1,5 km opstrøms udløbet a søen vil tilsvarende have en dødelighed på ca. 40 %. Sammenlignet med andre undersøgelser (Koed *et al.* 2005, Rasmussen *et al.* 1996) er dette tal forholdsvis højt, men dog lidt lavere end hvad Jepsen *et al.* 1997 fandt i Tange Sø (87 %). Både Dieperink (2007) og Schwinn (2016) fandt dog at dødeligheden ikke afhang af hvor langt laks, hhv. ørred skulle vandre gennem søer. Det betyder at også dødeligheden hos smolt fra Tvis Å kan være betydelig højere end de beregnede ca. 40 %. Med dødeligheder på dette niveau og en lav samlet bestand opstrøms Vandkraftsøen er der ikke tvivl om at smoltbidraget fra denne del af åen er meget begrænset.

Også passage ned gennem vandløbet og den videre passage gennem Nissum Fjord er forbundet med dødelighed hos laksesmoltene. Dette undersøgte Baktoft og Koed (2008). De fandt at ca. 9 % af smoltene døde ved passage gennem vandløbet over en ca. 12 km lang strækning (svarende til en specifik dødelighed på ca. 0,076 pr km). Dette er på niveau med hvad der blev fundet i Skjern Å (Koed 2006), men væsentlig højere end hvad Rasmussen *et al.* 1996 fandt i Gudenåen. Sammenlignet med dødeligheden ved passage gennem søer er det dog en forholdsvis beskedne dødelighed.

Dødeligheden ved passagen gennem Nissum Fjord er også af stor betydning for antallet af smolt der når frem til havet. Her fandt Baktoft og Koed (2008) en dødelighed på ca. 44 % ved passagen ud gennem Nissum Fjord. Tilsvarende høje tal er fundet i Ringkøbing Fjord (Koed 2006).

Det beregnede antal smolt der starter vandringen, vil altså være betydelig større end antallet af smolt der faktisk når frem til Vesterhavet. Den andel af den samlede dødelighed under laksenes fødevandring i havet, der må tilskrives smoltoverlevelsen er givetvis betydelig. Overlevelsen under selve havopholdet vil altså være betydeligt højere end de beregnede værdier.

Gydebestand

Der er ikke tvivl om, at bestanden, i lighed med de andre danske laksebestande, har udviklet sig positivt de senere år. Også de stigende lystfiskerfangster viser dette.

Hvor stor gydebestanden har været tilbage i tiden er ukendt. Der findes dog nogle oplysninger om fangsterne i Nissum Fjord tilbage til starten af 1900 tallet og i selve åen efter 1972 (Christensen 1990, Dieperink 2002). Frem til ca. 1940 varierede fangsterne meget mellem knap 1 ton og et enkelt år knap 8 ton, med et gennemsnit på knap 2 ton. Sidst i 1930'erne faldt fangsterne og lå på nogle få hundrede kg. Frem til 1960'erne (sammenfaldende med at anvendelsen af nylongarn) var de i nogle år højere. Herefter faldt de igen til næsten ingenting frem til midten af 1990'erne hvor laksene blev fredet. For disse fangster gælder det samme som for fangsterne ved lystfiskeri, nemlig at de i sig selv, uden kendskab til hvor meget der er blevet fisket, ikke i sig selv siger meget om bestandens størrelse. Herudover er der tale om de indberettede tal fra fiskeriauktionen. Selv om der sandsynligvis er fanget betydeligt flere laks end der er solgt ad denne vej og resultaterne derfor er behæftet med usikkerhed, er ikke tvivl om at der tilbage i tiden har været en god bestand af laks i Storå.

Om rekrutteringen af laks bliver optimal afgøres ikke alene af hvor stor gydebestanden er, men også af hvor i vandløbet laksene gyder, hvordan kvaliteten af gydebankerne er og om der er egnede opvækstområder der kan sikre gode overlevelsesmuligheder for de små laks.

De små laks har en begrænset spredning i vandløbet. Hvis alle vandløbets områder med gode forhold for ynglen skal udnyttes af laksene, er det altså nødvendigt, at der foregår gydning i nærheden af disse. Hvor den enkelte laks er klækket i vandløbet vil i den sammenhæng også have betydning for bestanden i området, da de i et vist omfang vandrer tilbage (*homer*) til de områder de kommer fra for at gyde (Erkinaro *et al.* 2007, Youngson *et al.* 1994). Det betyder at det kan være en langvarig proces at opnå en optimal bestand der udnytter hele vandløbets kapacitet. 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.

Udsatte laks afviger på en lang række områder fra vilde laks (Jonsson og Jonsson 2006). De har generelt en lavere overlevelse, de kan modne tidligere (efter færre havår) end vilde laks, de kan vandre senere ind i gydevandløbet, de bevæger sig mere rundt i vandløbet inden gydning, er konkurrencemæssigt underlegne overfor vilde laks og modsat vilde laks vender de ikke tilbage til noget bestemt område i vandløbet (Jonsson og Jonsson 2006, Youngson *et al.* 1994). Herudover strejfer udsatte laks mere ind i fremmede vandløb end vilde (Jonsson *et al.* 2003).

At de udsatte laks ikke vender tilbage til noget bestemt område for at gyde kan betyde at større dele af åen potentielt vil blive udnyttet end ellers, hvis altså de udsatte laks vælger at gyde i områder der ikke allerede er koloniseret af vilde laks.

Samlet kan det konkluderes, at selvom de udsatte laks der er vendt tilbage til vandløbet sandsynligvis ikke har så stor succes ved gydningen som vilde laks, vil de utvivlsomt bidrage positivt til bestanden. Herudover kan de muligvis bidrage positivt til at nye tilgængelige dele, f.eks. når der fjernes spærringer, af vandløbet udnyttes tidligere end det ellers ville blive.

Estimatet for gydebestanden i 2013 stemmer nogenlunde overens med den beregnede bestand af ungfisk i åen. Derimod kan den store opgang af laks i 2015 ikke umiddelbart forklares. Som diskuteret ovenfor, er der dog formentlig variation over tid i størrelsen af bestanden af ungfisk og hvis der tidligere har været en større bestand af ungfisk i åen kan det bidrage til at forklare den store opgang.

I den øvre del af vandløbet er bestanden dog helt klart langt under potentialet.

Fekunditet og overlevelse fra æg til ½-årslaks

De beregnede overlevelser fra æg til ½-års laks i denne undersøgelse er ikke overlevelse fra antallet af æg der er deponeret i gydebankerne, men derimod fra æg som hunnerne indeholder inden gydningen. Det er altså sandsynligt at det beregnede antal æg der er gydt er højere end det faktiske. I naturen gyder hunnerne dog en meget høj andel af deres æg (Fleming og Einum 2011), men der er givetvis et vis tab af æg ved gydningen. Herudover ses det ofte at der gydes flere gange i det samme område, altså at allerede etablerede gydebanker genbruges af fisk der gyder senere, og derved vil en del af de allerede gydte æg naturligvis gå til grunde. Altså er overlevelsen i selve gydebanken og frem til ½-års stadiet muligvis overestimeret.

Da fekunditeten varierer mellem enkelte bestande (Shearer 1992, Fleming 1996) og da antallet af æg der er gydt er beregnet efter en gennemsnitlig litteraturværdi (Shearer 1992), er det beregnede antal æg naturligvis forholdsvis usikkert. Et mere præcis estimat af antallet af gydte æg vil kræve en målrettet undersøgelse af fekunditeten for de danske laksestammer.

Estimatet hér (ca. 6,4 % i den nedre del af vandsystemet og 2,4 % opstrøms Vandkraftsøen) er dog direkte sammenligneligt og på niveau med det tilsvarende for Ribe Å, hvor overlevelsen blev beregnet til ca. 4,8 % (Pedersen *et al.* 2016). I den nedre del af åen er der altså god overensstemmelse mellem de to åer, til trods for forskellene i habitatkvalitet. Størrelsesordenen stemmer også nogenlunde overens med overlevelsen fra spæd yngel til ½-års laks (2,6 – 3,2 %) som Orciari *et al.* (1994) fandt i et Nordamerikansk vandløb.

Estimatet for ægoverlevelsen i den øvre del af åen var derimod kun ca. halvt så stort som i den nedre del af åen. Antallet af gydte æg i den øvre del af vandløbet beregnet ud fra det antal laks der er registreret i fælden i omløbsstryget. Det er dog sandsynligt at det faktiske antal laks der trækker videre op i systemet for at gyde er mindre end dette, da en del af laksene der har passeret dæmningen opstrøms efterfølgende vandrer ned. Lindvig (2011) observerede en opgang på 84 laks, men af disse estimerer han at måske godt halvdelen faktisk trækker ned igen.

Hvis dette er tilfældet vil det naturligvis betyde at det faktisk antal gydte æg opstrøms Vandkraftsøen er væsentlig lavere og overlevelsen frem til ½-års stadiet tilsvarende underestimeret.

Hvis overlevelsen fortrinsvis skulle være reguleret af tæthedsafhængige faktorer, skulle der i den øvre del med de lavere tætheder være en lavere dødelighed (Whalen og LaBar 1994). Dette gælder dog ikke hvis gydningen f.eks. er koncentreret på få områder eller hvor eksisterende gydebanker genbruges.

Af særlig betydning for overlevelsen i selve gydebankerne er omfanget af sandindlejring, da et stort sandindhold medfører at æggene går til grunde (Conallin 2004, Nielsen 2003).

I Storå er der mange steder observeret sandvandring (Holm 2016) og hér er sandvandring ved den seneste Plan for Fiskepleje (Holm 2016) anført som et åbenbart problem på en væsentlig større andel af de undersøgte stationer (35,7%) opstrøms Vandkraftsøen end nedstrøms søen (20,2%). Uden en målrettet undersøgelse af gydeområderne er det dog ikke muligt at vurdere hvor stort dette problem er.

Også okker i vandløbet kan være et problem for vellykket gydning. Her er forekomsten af okker anført som problematisk på hele 33% af stationerne opstrøms Vandkraftsøen, mens det tilsvarende tal for vandsystemet nedstrøms Vandkraftsøen er 7,1%.

I forhold til litteraturværdier for ægoverlevelsen er de beregnede overlevelser ikke høje, selv om rapporterede overlevelsesværdier er meget variable (se f.eks. Cunjak og Therrien 1998, Soulsby *et al.* 2001, Whalen *et al.* 2000, Kennedy *et al.* 2012).

Status for bestandens tilstand

I forhold til den teoretisk mulige bestand, er der i den nedre del af åen en relativt god status, altså relativ gode tætheder i forhold de potentielt mulige, mens den i den øvre del af åen er langt fra optimal.

For generelt at opnå de teoretisk mulige tætheder må rekrutteringen frem til ½-års stadiet være så høj at det optimale niveau nås. I praksis er en helt optimal rekruttering i almindelighed næppe muligt alle steder, da det vil kræve at velegnede gydeområder er vidt udbredt og at forholdene for laksene under opvæksten frem til ½-års stadiet også er meget gode.

Også den store opgang af laks i 2015 tyder på, at bestanden er forholdsvis stærk, men der er ikke kendskab til om dette kun var tilfældet i dette ene år, eller om bestanden generelt er så stor. De store lystfiskerfangster i både 2016 og 2017 tyder på, at bestanden faktisk er styrket væsentligt de senere år. Ikke desto mindre vurderes det, at der skal være et bedre kendskab til bestandens status gennem en længere tidsperiode inden der drages endegyldige konklusioner. Herefter bør bestanden fortsat følges tæt, da forholdene om specielt havoverlevelsen kan variere meget og den beregnede bedre havoverlevelse ikke kan forklares.

Gydebestanden der kræves for at opnå den teoretisk størst mulige bestandsstørrelse kan via de fundne overlevelser beregnes til at være 4.300 (2.300-6.800) laks. Set i forhold til opgangen i 2015 (4.566 (2.325-6.806)) er dette mål nået. I forhold til 2013 opgangen (890 (598-1.182)) var dette langt fra tilfældet. Herudover bliver en del af opgangsfiskene opfisket inden gydning og den faktiske gydebestand altså er en del mindre.

Da laksene hverken i den øvre eller den nedre del af systemet udnyttede de egnede områder er den teoretisk mulige bestand formentlig ikke tilstrækkelig til at besætte vandløbssystemet optimalt.

At bestanden har en god status betyder ikke, at den ikke kan vokse yderligere. Da habitatforholdene for ½-års laks, specielt i den nedre del af åen ikke er optimale for laks i disse størrelser, og den teoretisk mulige bestand

beregnet ud fra de gældende forhold, vil der med bedre habitatkvalitet være mulighed for højere tætheder, og bestanden vil kunne øges betydeligt, hvis det samtidig sikres at der også er tilstrækkeligt med gydemuligheder spredt ud i vandløbet.

For at få nytte af en forbedret habitatkvalitet, skal der ud over gydemuligheder, også være gode forhold for især de yngre fisk i perioden fra klækning og frem til ½-års stadiet. Desuden skal der for at få et stort smoltudbytte også være tilpas store arealer med gode forhold for de lidt ældre laks.

Dette kan dog være vanskeligt at opnå i praksis da vandløbene på disse strækninger generelt har et naturligt forløb.

Størrelsen af den endelige smoltproduktion vil altså afhænge af en balance mellem arealer med god kvalitet for alle aldersgrupper frem til smoltstadiet – altså at der i vandløbet er en høj grad af variation.

Den Nationale forvaltningsplan for laks (Miljøministeriet 2004) har bl.a. opstillet som mål at laksene skal kunne klare sig selv uden udsætninger, hvor bestanden kan overleve enkelte sæsoner hvor rekrutteringen mislykkes og at bestanden vokser år for år. Indtil der er kendskab til bestandens status over en længere periode kan det ikke med sikkerhed konkluderes at alle disse forhold er opfyldt i Storå.



Storå nedstrøms Holstebro.

Mulige tiltag til styrkelse af bestanden

Uanset at en del laks passerer opstrøms forbi opstemningen ved Vandkraftværket er der ikke tvivl om at den opstrøms passage, trods frit løb gennem omløbsstryget, ikke er optimal. Det kan meget vel være at en stor del

af laksene ikke finder indløbet, alene af den grund at vandføringen sammenlignet med hovedstrømmen er meget begrænset. Fjernelse af opstemningen vil her være den mest optimale løsning. Alternativt kan et langt omløbsstryk være en mulig løsning.

Den nedstrøms passage gennem den opstemmede sø er forbundet med betydelig dødelighed. Sikring af passage over denne del af vandløbet er afgørende for smoltudvandringen fra den øvre del af åen. Det kunne være ved genetablering af vandløbet (fjernelse af søen) (Ankjærø *et al.* 2010) eller ved etablering af omløb forbi søen (Anon. 2013).

Trods lange strækninger hvor tilløbene til hovedløbet har et naturligt forløb, er der store områder med en forholdsvis lav habitatkvalitet for ½-års laks. Alle tiltag der øger habitatkvaliteten vil have positiv betydning. F.eks. er der lange strækninger hvor tilløbene er forholdsvis smalle og dybe. Her kan en øget variation forbedre kvaliteten. Herudover kan groft substrat der indeholder både grus og ikke mindst skjulsten på en forholdsvis enkel måde bedre habitatkvaliteten.

Der er gennemført mange restaureringstiltag i åen, specielt i de nedre dele af tilløbene og især ved udlægning af gydegrus. Det bør undersøges om gydemulighederne er tilpas spredt i vandløbet til at alle egnede dele af dette kan udnyttes af laksene.

For at sikre det bedste udbytte af udlægning af grus kan det i øvrigt prioriteres at anlægge nye i områder hvor der, ud over på selve grusudlægningen, i øvrigt findes gode forhold for laksene i yngelstadiet.

Med en betydelig sandvandring kan overlevelsen i gydebankerne forbedres ved tiltag der reducerer sandvandringen. Det bør undersøges i hvilket omfang gydeområder er belastet af sandvandring.

En større gydebestand kan også opnås ved at reducere fiskeridødeligheden, enten for bestanden generelt, eller målrettet store hunlaks, der har en høj fekunditet og dermed bidrager meget til bestanden af ungfisk. Denne gruppe af laks er de første der i foråret vandrer ind i åen (Shearer 1992, Aprahamian *et al.* 2008. 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 sandsynligvis overleve. Da nyindvandrede laks er lettere at fange end laks der har været i vandløbet et stykke tid (Laughton 1991) kan denne del af bestanden evt. delvis beskyttes ved yderligere regulering af kvote og fredningstid.

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

Modellen

Den anvendte model er en simpel additiv model, hvor scores for den registrerede kvalitet af de enkelte variable adderes. Den samme tilgang er anvendt af flere andre, med de samme eller flere parametre, herunder kemiske forhold (Binns og Eiserman 1997, ICES 2011, Kristensen *et al.* 2014). I andre studier er der brugt mere

overordnede beskrivelser af habitaterne på enkelte strækninger (stryg, strækninger med jævnt løb, pools). Se f.eks. Bagliniere og Champigneuille (1982) og Bagliniere *et al.* (1985).

Den positive sammenhæng mellem yngeltæthed og habitatkvalitet, der for laks er fundet både her og tidligere i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016) samt for ørred (ICES 2011, Pedersen *et al.* 2016, 2017) understreger at habitatkvaliteten er afgørende for fisketætheden.

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, og dermed mængden af driftende invertebrater, 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. Dette kan bidrage til at øge variationen i de observerede tætheder i de enkelte kvalitetsklasser (LHS og GLHS). Det samme kan være tilfældet hvis en del af laksene ikke vælger, eller ikke kan opretholde, et egentligt territorium, hvilket gør at tætheden kan 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 vil tilgængeligheden af føde have indflydelse på størrelsen af territorier hos laksene (Keeley og Grant 1995, Finstad *et al.* 2011). Finstad *et al.* (2011) finder således, at mængden af tilgængelig føde er omvendt proportional med territoriestørrelsen.

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, ekstraordinært høj prædation eller ekstreme afstrømningsforhold, kan det antages at den samlede bestand af lakseungfisk i åen bestemmes af en kombination af rekrutteringen til bestanden (antal æg/spæd yngel) og af 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 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). Dette vil naturligvis bidrage til at variationen i tætheder inden for de enkelte habitat-kvaliteter vil øges.

De parametre, 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. Parametrene dybde, strømhastighed (eller gradient) og (dominerende) substrat indgår i de fleste arbejder med habitatkvalitet for laksefisk (Bagliniere og Champigneulle 1982, 1986, Heggenes *et al.* 1999, Rimmer *et al.* 1983). Herudover indgår vegetationsdække / skjul (Bagliniere og Champigneulle 1982, 1986, Bagliniere *et al.* 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, 1984) 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 mere præcise data, herunder substratsammensætningen på længere strækninger vil være tidskrævende og ligger uden for omfanget af denne undersøgelse. 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. Variablen skygge er vanskelig at kvantificere præcist, men kan have stor betydning for ikke mindst ørred og er derfor inkluderet som variabel (O'Grady 1993, McCormick og Harrison 2011).

I Danmark anvendes der ved udarbejdelse af DTU Aquas Planer for Fiskepleje til at vurdere en strækningens egnethed for ørred en vurdering af biotopværdien. Et område tildes således en værdi mellem 0 (dårligste) og 5. 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, men der blev i disse undersøgelser ikke fastsat objektive mål for de enkelte parametre.

Bestandstæthederne er her opgjørt 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 hhv. fra båd), hvilket er indregnet i de samlede usikkerheder. Samlet bidrager usikkerhederne ved bestemmelse af tæthederne af laks naturligvis til sikkerheden i beregningerne af de samlede bestandsstørrelser.

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. 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 smoltestimant 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 parametrene dybde, substrat og strømhastighed 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 habitatet 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 habitatet på delstrækninger af Säverån i Sverige med juvenile tætheder.



Råsted Lilleå opstrøms Ringkøbingvej.

Scores

Tildelingen af score-værdier for observerede værdier af de enkelte variable vil altid til en vis grad være subjektiv og dermed behæftet med usikkerhed. Inddelingen af variable i klasser med forskellig scoreværdi er baseret på *præferencekurver*, der viser hvor vigtig en given habitatvariabel er for fiskene ved forskellige værdier og præsenteres almindeligvis som kurver. Disse er jævnt forløbende og det vil altid være en vurderingssag og altså kunne diskuteres præcis hvor grænsen mellem to scores skal placeres. De anvendte scoreværdier viser sig dog, kombineret i Gruppe LHS at være anvendelige, da der er en klar positiv sammenhæng mellem kvalitet og tæthed for både ½-års og ældre laks.

Størrelsen på vandløbet kan have betydning for udformningen af præference kurverne. Foretrukne strømhastigheder har f.eks. vist sig at være lavere 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 den position fisken anvender, snarere end den på den foretrukne. I et vist omfang vil de enkelte præference-værdier variere med andre parametre. F.eks. vil betydningen af substratets grovhed formentlig være forskellig ved forskellige strømhastigheder. Det betyder at tildelingen af scores for de enkelte præference kurver må omfatte brede intervaller. I den anvendte model, hvor hver variabel kun bidrager med forholdsvis lidt til den samlede LHS og Gruppe LHS, vil dette dog formentlig have mindre betydning.

Til denne undersøgelse er der dog fortsat 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. For sammenlignelighedens skyld er der her anvendt den samme inddeling som ved den tilsvarende undersøgelse i Ribe Å (Pedersen *et al.* 2016).

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 Gruppe LHS). Endvidere er der for de enkelte parametres præference kurver forholdsvis vide grænser, hvilket minimerer behovet for præcision i selve opmålingerne. Dette bidrager til at habitatoplysningerne kan foretages forholdsvis hurtigt.

Modellen er baseret på simple opmålinger og derfor forholdsvis gennemskuelig, forholdsvis omkostningseffektive at indsamle. I denne rapport er der således i vidt omfang anvendt allerede indsamlede data fra DTU Aquas Planer for Fiskepleje, samt fra befiskninger gennemført i forbindelse med andre specifikke undersøgelser af restaurerede områder.

Et delelement af modellen (sammenhængen mellem kvalitet og fisketæthed) har for ørred vist sig at kunne overføres mellem større geografiske områder (ICES 2011, Pedersen *et al.* 2017) 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 / Gruppe LHS kan kvantificeres. Det samme er potentielt gældende for sammensætningen af forskellige typer af restaurering f.eks. tilførsel af gydegrus, ændring af dybdeforhold og sten, efter videreudvikling af modellen, baseret på et større datagrundlag.

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 de lidt større ½-års laks. Kvantitative undersøgelser af disse unge stadier vil være vanskelig i store og åbne systemer. F.eks. er der ikke fundet præference kurver 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 relevant at forbedre grundlaget for de maksimalt mulige tætheder.

De enkelte parametre, 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 ungfiskebestanden kan også forbedres ved at øge antallet af befiskninger og ved at forøge præcisionen i betandsestimater (Bohlin *et al.* 1989). Altså ved at øge antallet af befiskninger og ved at befiske et større areal på hver station.

Den anvendte model er her anvendt på laks for anden gang. Det er derfor sandsynligt at den kan forbedres på flere punkter i fremtidige undersøgelser. I takt med at der erfaringsgrundlaget øges kan det for eksempel tænkes at justering af de parametre 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 og endelig er det ikke usandsynligt at selve opbygningen af modellen kan forbedres.

Et centralt element i undersøgelsen er at beregne antallet af smolt der forlader vandløbet. Et endeligt estimat for hvor præcist modellen kan forudsige smolttallet kræver en uafhængig opgørelse af smoltudvandringen (smoltfælde). Bagliniere *et al.* (1993), der beregnede smolttallet på samme måde og sammenlignede med en direkte optælling af smolt fanget i fælde, fandt at præcisionen (ikke overraskende) var størst ved den direkte optælling. Den indirekte beregning af smolttallene vil – også her – være behæftet med betydelig usikkerhed. For at øge præcisionen på dette punkt kan modellen muligvis udbygges til at f.eks. inkludere afstand til havet og eventuelle spærringer i vandløbet. Begge faktorer 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.

Modellen og anvendelsen af denne tilgang er også videre diskuteret i Pedersen *et al.* (2016).

Litteratur

- Ankjærø T, Bro TB, Harrekilde D, Adamsen PB, 2010. Skitseforslag til faunapassage i Storå ved Vandkraftsøen i Holstebro. Skitseforslag til faunapassage i Storå ved Vandkraftsøen i Holstebro. COWI.
- Anon. 2013. Holstebro Vandkraftsø. Forlægning af Storå forbi Holstebro Vandkraftsø. Skitseprojekt og konsekvensvurdering. Alectia.
- Anon. 2014. Elfiskerapport Tvis Å 2014, Holstebro Kommune.
- Anon., 1993. Handlingsplan for ophjælpning og retablering af de danske laksebestande. IFF rapport nr 10 - 1993.
- Aprahamian M., Davidson I. C., Cove R. J. 2008. Life history changes in Atlantic salmon from the River Dee, Wales. *Hydrobiologia* 602: 61-78.
- Armstrong J. D., Braithwaite V. A., Huntingford F. A. 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., Huntingford F. A., Herbert N. A. 1999. Individual space use strategies of wild juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 55: 1201-1212.
- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J., Ladle M., 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., 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., 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., Maise G., 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., 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., 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.
- Baktoft H. og Koed A, 2005. Myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum fjorde. DFU-rapport 153-05.
- Baktoft, H. og Koed, A. 2008. Smoltudvandring fra Storå 2007 samt smolt dødelighed under udvandringen gennem Felsted Kog og Nissum Fjord. DTU Aqua-rapport nr. 186-08.

- 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*. *Journal of Fish Biology* 78: 1002-1022.
- 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.
- Bardonnnet, A., Bagliniere, J.L., 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2): 497-506.
- 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, Berg OK, 1997. Density, size-at-age, and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2827-2836.
- Bremset G., Heggenes J. 2001. Competitive Interactions in Young Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in Lotic Environments. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75:127-142.
- 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 H.-J. 2007. Udsætningsplan for Storå, Distrikt 24 - vandsystem 01. FFI rapport nr 147. 36 pp.
- 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.
- Christensen H.-J., Mikkelsen J.S. 2017. Plan for fiskepleje i Skjern Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, nr. 58.

- Christensen H-J., Mikkelsen J. 2011. *Plan for fiskepleje i Gudenå, delområde 3*. Plan nr. 15-2011. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Christensen O. 1990. Status for den nordatlantiske laks (*Salmo salar*) i Danmark. Notat. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.
- 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.
- Coulombe-Pontbriand P, LaPointe M, 2004. Geomorphic controls, riffle substrate quality, and spawning site selection in two semi-alluvial salmon rivers in the Gaspé Peninsula, Canada. *River Research and Applications* 20: 577-590.
- Crisp D.T. 1993. The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwat. Forum*, 3: 176-202.
- Cunjak R. A., Therrien J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology* 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* 45: 2156-2160.
- Deacon M. 2015. Fiskeundersøgelse i Baunbæk - (august 2015).
- Deacon M., Larsen J. 2012. Undersøgelse af fiskebestanden på 13 etablerede stryg i Råsted Lilleå, et tilløb til Storå. Holstebro Kommune og Herning Kommune 2012.
- Deacon M., Larsen J. 2013. Undersøgelse af fiskebestanden på 13 anlagte gydestryg og 3 urørte vandløbsstrækninger i Gryde Å - et tilløb til Storå. Holstebro Kommune 2013.
- Deacon M., Larsen J., Højbjerg C. 2014. Vegem Å, et tilløb til Storå. Undersøgelse af fiskebestanden på 13 anlagte gydestryg, 1 naturligt gydestryg og 2 vandløbsstrækninger.
- Dempson J. B., Furey G., Bloom M. 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. 2002. Fangster af laksefisk fra Skjern A og Storaen. Danmarks Fiskeriundersøgelser. Afd. for Ferskvandsfiskeri. DFU-rapport 100-02.
- Dieperink C, 2007. Kortere vandring øger ikke smoltoverlevelse. *Vand & Jord* 14: 49-52.
- Dieperink C., 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.
- Egglisshaw H. J., Shackley, P. E. 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., Nislow K. H. 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.
- Erkinaro J., E., Niemi J. P., Vähä, Primmer C. R. 2007. Life-history and habitat features influence the within-river genetic structure of Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 16: 2638-2654.

- Finstad A. G., Armstrong J. D., Nislow K. H. 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., Einum S., Ugedal O., Forseth T. 2009. Spatial Distribution of Limited Resources and Local Density Regulation in Juvenile Atlantic Salmon. *Journal of Animal Ecology* 78: 226-235.
- Finstad, A. G., Sættem L. M., Einum S. 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., Einum S. 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.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P., Dunkley, D.A., 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.
- Gaudin P, Heland M, 1995. Habitat use strategies by post-emergent fry of brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Bulletin francais de la peche et de la pisciculture*. 337-339: 199-205.
- 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.
- Gibson, R.J., 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.
- Glüsing H. 2004. Opgangsundersøgelser af laks i Skjern Å - status 2003. Notat Ringkøbing Amt.
- Gustafson-Greenwood K. I., Moring J. R. 1990. Territory size and distribution of newly-emerged Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Hydrobiologia* 206: 125-131.
- Harby, A. (ed) 2009. Modeller for simulering 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., Metcalfe N. B., Armstrong J. D., Griffiths S. W. 2001. Spatial and temporal effects of interspecific competition between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 58: 1133-1140.
- Harwood AJ, Armstrong JD, Griffiths SW, Metcalfe NB, 2002. Sympatric association influences within-species dominance relations among juvenile Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour* 64: 85-95.

- Haury J., 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.
- 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 TG, Haukebø T, Mork J, Ståhl G, 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 33: 347-356.
- Heggenes J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5, 341-354.
- 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., Cunjak R. 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., Bagliniere J.L., Cunjak R.A. 1999 Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S-trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8: 1-21.
- Heggenes J., 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, Saltveit SJ, 2002. Effect of aquatic mosses on juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslågen, Western Norway. *River Research and Applications* 18: 249-264.
- Heggenes, J., Saltveit S. J., Bird D., Grew R. 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 JN, Letcher BH, 2003. Predation on stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 32-42.
- Hesthagen T., Larsen B.M., Bolstad G.H., Fiske P., Jonsson B. 2017. Mitigation of acidified salmon rivers: Effects of liming on young brown trout. *Journal of Fish Biology* 91: 1350-1364
- Holm M.K. 2016. Plan for Fiskepleje i Storå. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, nr. 53-2016.
- Höjesjö J., Armstrong J. D., Griffiths S. W. 2005. Sneaky feeding by salmon in sympatry with dominant brown trout. *Animal Behaviour* 69: 1037-1041.
- 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 2017a. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 29 March–7 April 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:20. 296 pp.

ICES 2017b. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), ICES CM 2017/ACOM:10.

Iversen K, Pedersen S, Mikkelsen J.S., Christensen H-J., Koed A, Larsen MH, 2017. Øvre udbredelse af vild lakseyngel i Skjern Å-systemet 2016, Danmarks Center for Vildlaks og DTU Aqua. Notat.

Iversen K. 2013. Registrering af lakseyngel i Skjern Å-systemet - Effektundersøgelse og monitoring. Rapport udarbejdet af Danmarks Center for Vildlaks for Billund Kommune, Herning Kommune, Ikast-Brande Kommune, Ringkøbing-Skjern Kommune og Miljøministeriet, Naturstyrelsen.

Iversen K. 2014. Fiskeundersøgelser i Idom Å. Rapport til Holstebro Kommune.

Iversen K., 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 N., Skov C., Pedersen S., Bregnballe T. 2014. Betydningen af prædation på danske ferskvandsfiskebestande - en oversigt med fokus på skarv. DTU Aqua-rapport nr 283-2014.

Jepsen N., Aarestrup K. Rasmussen, G. 1997. Smoltdødeligheder i Tange Sø. Undersøgt i foråret 1996. DFU-rapport 32-97.

Johansen M., Erkinaro J., Amundsen P.-A. 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., Jonsson N. 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., Jonsson N., Hansen L. P. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. Journal of Fish Biology 62: 641-657.

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

Jørgensen J., Bisgaard J., Holdensgaard G., Rasmussen G. 1996. Notat. Nedstrøms smoltpassage gennem Holstebro Vandkraftsø 1992 og 1993. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri; Ringkøbing Amt; FOS-Laks Laksehallen. 44 pp.

Jørgensen L, Amundsen PA, Gabler HM, Halvorsen M, Erkinaro J, Niemelae E, 1999. Spatial distribution of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and bullhead (*Cottus gobio* L.) in lotic and lentic habitats of a diversified watercourse in northern Fennoscandia. Fisheries Research 41, 201-211.

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. Drottingholm 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., Grant J. W. A. 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. 1980. Population changes after two years of salmon (*Salmo salar* L.) stocking in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams. Journal of Fish Biology 17, 577-586.
- Kennedy G. J. A., Strange C. D. 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 RJ, Crozier WW, Allen M, 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.
- Kennedy, G. J. A., Strange C. D. 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. Journal of Fish Biology 28: 479-489.
- Koed A, 2006. Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. DFU-rapport 160-06.
- Koed A., Baktoft H., Bak B. D. 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.
- Koed A., Deacon M., Aarestrup K., Rasmussen G. 2005. Overlevelsen af laksesmolt i Karlsgårde Sø i foråret 2004. DFU-rapport 145-05.
- Koed A, Jepsen N, Baktoft H, Larsen S, 2010. Opgang og gydning af laks i Skjern Å - systemet 2008/2009. DTU Aqua-rapport nr. 220-2010.
- Koed A, Sivebæk F, Nielsen E.E, 2017. Status for laksen og dens forvaltning i Danmark 2017. DTU Aqua-rapport nr. 322-2017. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp.
- Koed A., Aarestrup K., Nielsen E.E., Glüsing H. (1999). Status for Laksehandlingsplanen. DFU-Rapport nr. 66-99.
- Kristensen E.A., Jepsen N., Nielsen J., Pedersen S. 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
- 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, 35 pp.
- Leclerc M, Boudreau P, Bechara J, Belzile L, 1996. Numerical method for modelling spawning habitat dynamics of landlocked salmon, *Salmo salar*. Regulated Rivers Research and Management 12: 273-285.
- Limburg K.E. 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 & DTU Aqua.
- Lundquist H., McKinnell S., Fångstam H., Berglund I. 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., Harrison S. S. C. 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., Lundquist H., Fångstam H., Berglund I. 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., Valdimarsson S. K., Morgan I. J. 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.
- Miljø- og Fødevarerministeriet 2013a. Bekendtgørelse om særlige fiskeriregler for Skjern Å vandsystem (BEK nr 1422 af 12/12/2013).
- Miljø- og Fødevarerministeriet 2013b. Bekendtgørelse om særlige fiskeriregler for Storå vandsystem (BEK nr 1421 af 12/12/2013).
- Miljø- og Fødevarerministeriet 2013c. Bekendtgørelse om særlige fiskeriregler og fredningsbælter i Vadehavet og i visse sydjyske vandløb (BEK nr 1420 af 12/12/2013).
- Miljøministeriet 2004. National forvaltningsplan for Laks, Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Milner N.J., Elliott J.M., Armstrong J.D., Gardiner R., Welton J.S., Ladle M. 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research* 62, 111-125.
- Milner, N. J., Hemsworth R. J., Jones B. E. 1985. Habitat evaluation as a fisheries management tool. *Journal of Fish Biology* 27A: 85-108.
- Milner, N. J., Karlsson L., Degerman E., Johlander A., MacClean L. P., Hansen L. P. 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*.
- Molin J., Kagervall A., Rivinoja P. K. 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., Huusko A., Erkinaro J., Muotka T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 218-228.
- Nielsen B. 2003. Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (*Salmo trutta* L.) i gydegravninger. Pages 87 p. Specialrapport, Biologisk Institut. Specialrapport, Odense Universitet (SDU).

- Nielsen E.E., Hansen M.M., 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.
- Nislow K. H., Armstrong J. D., Grant J. W. A. 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.
- Orciari RD, Leonard GH, Mysling DJ, Schluntz EC, 1994. Survival, growth, and smolt production of Atlantic salmon stocked as fry in a southern New England stream. *North Am. J. Fish. Manage.* 14: 588-606.
- Orpwood J. E., Griffiths S. W., Armstrong J. D. 2004. Effect of density on competition between wild and hatchery-reared Atlantic salmon for shelter in winter. *Journal of Fish Biology* 65: 201-209.
- Orpwood J. E., Griffiths S.W., Armstrong J.D. 2003. Effects of body size on sympatric shelter use in overwintering juvenile salmonids. *Journal of Fish Biology* 63: 166-173.
- 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., Svendsen L.M., Blicher A.S., Jensen P.M. 2000. Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 340. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Palm D, Lindberg M, Brännäs E, Lundquist H, Östergren J, Carlsson U. 2009. Influence of European sculpin, *Cottus gobio*, on Atlantic salmon *Salmo salar*, recruitment and the effect of gravel size on egg predation – implications for spawning habitat restoration. *Fisheries Management and Ecology* 16: 501-507.
- Pedersen S, Degerman E, Debowski P, Petereit C, 2017. Assessment and Recruitment Status of Baltic Sea Trout Populations. In: *Sea Trout: Science & Management*. Proceedings of the 2nd International Sea Trout Symposium (Harris G, ed). Dundalk, Ireland; 423-441.
- Pedersen S, Koed A, Aarestrup K, Jepsen N, Sivebæk F, Iversen K, 2016. Laksebestanden i Ribe Å 2014. DTU Aqua-rapport nr. 313-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 88 pp. + bilag.
- Rasmussen, G., Aarestrup K., Jepsen N. 1996. Mortality of Sea Trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) smolts during seaward migration through rivers and lakes in Denmark. ICES C.M. 1996/T:9. (i Jørgensen et al 1996).
- 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., Paim U., Saunders R.L. 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.
- Rimmer, D. M., Paim U., Saunders R. L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 671-680.
- Rivot, E., Prevost E., Cuzol A., Bagliniere J.-L., Parent E. 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 (*Salmo Salar* L.). *Wat. Sci. Tech.* 29: 257-265.

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

Schwinn M, Aarestrup K, Baktoft H, Koed A, 2016. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) smolts during their passage of an artificial lake in a Danish lowland stream. *River Research and Applications*.

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

Soulsby C., Youngson A. F., Moir H. J., Malcolm I. A. 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., Huisman J., Skoglund H., Hindar K. 2015. Farmed Atlantic salmon *Salmo salar* L. parr may reduce early survival of wild fish. *Journal of Fish Biology* 86: 1699-1712.

Thorstad E. B., Naesje T. F., Fiske P., 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. & 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.

Whalen KG, LaBar GW, 1994. Survival and Growth of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Fry Stocked at Varying Densities in the White River, Vermont. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2164-2169.

Whalen KG, Parrish DL, Mather ME, McMenemy JR, 2000. Cross-tributary analysis of parr to smolt recruitment of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:1607-1616.

Wyatt R. J., Barnard S. 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.

Youngson AF, Jordan WC, Hay DW, 1994. Homing of Atlantic Salmon (*Salmo-Salar* L) to a Tributary Spawning Stream in a Major River Catchment. *Aquaculture* 121: 259-267.

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

Bilag 1.

Beskrivelse af habitatvariabler der er anvendt i beregning af habitatkvaliteten for lakseungfisk i vandløb; samt grænseværdier for tildeling af Lakse Habitat Score (LHS) værdier for disse.

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 potentielt flere laks på lokaliteten. Dette er især vigtigt om vinteren, hvor mange af vandløbsplanter er væk og det grove substrat (sten) bruges som skjul (Bardonnet og Bagliniere 2000, Heggenes 1990, Rimmer *et al.* 1983, 1984).

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 (Bardonnet 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 områder med hurtigere strøm end ellers idet de presses ud fra de brednære lavvandede områder af den mere aggressive ørred (Bagliniere og Champigneuille 1982, Heggenes *et al.* 1999, Karlstrøm 1977, Lindroth 1955).

Dybde:

Dybden er ifølge Heggnes (1990) den væsentligste habitat variabel for lakseungfiskene.

Lige efter fiskene har forladt gruset foretrækker de vand med en dybde under ca. 10 cm (Heggnes *et al.* 1999). Heggnes (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 (Heggnes 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 (Bagliniere og Champigneuille 1982, Heggberget 1984, Heggnes *et al.* 1999, Karlstrøm 1977, Lindroth 1955).

Vandløbsbredde:

Der findes ikke meget litteratur om betydningen af vandløbsbredden for lakseungfisk, men 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). Derfor 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 (Heggberget 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 indvirker positivt på tætheden af laks (Bagliniere og Champigneuille 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 over tid. Betydningen af lysforholdene er vist i flere studier: I Normandiet i Frankrig viste Bagliniere og Champigneuille (1982) at laks findes i højere tætheder i mere lysåbne områder i forhold til i overskyggede. Det samme fandt Rimmer *et al.* (1983) i Canada. 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 *et al.* 1984).

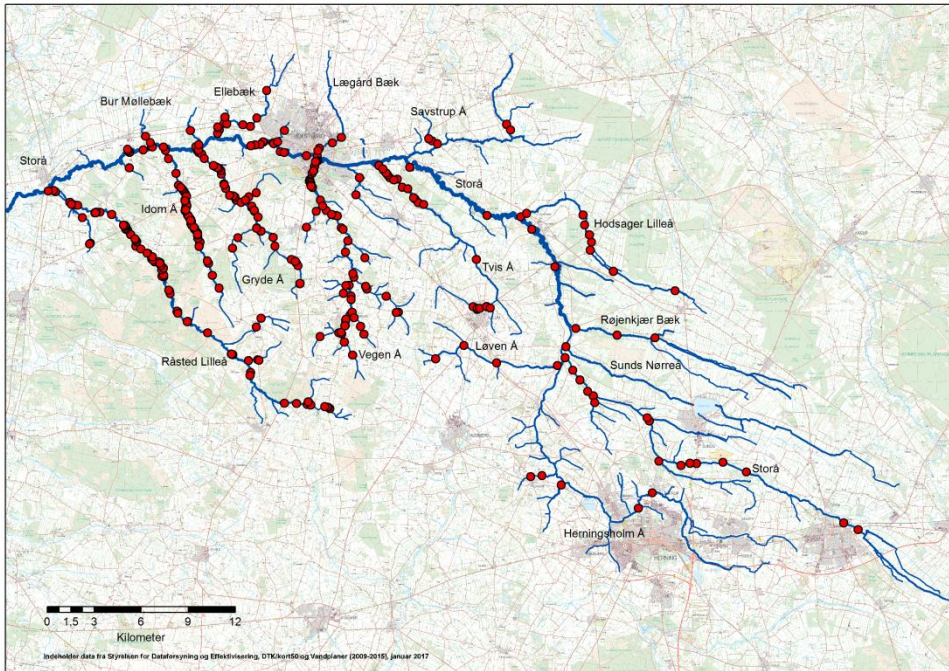
Lakse habitat scores (LHS) for værdier af de enkelte habitatvariable

Fysisk habitat variabel	Værdier	Score ½-års laks	Score 1- årsaks	Beskrivelse
Dominerende strømhastighed (cm s ⁻¹) ¹⁾	0 - 20	0	1	stille / svag
	20 - 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/tørvt	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 (cm)	≤ 5	0	0	
	5 < X ≤ 10	1	0	
	10 < X ≤ 50	2	2	
	50 < X ≤ 70	1	2	
	>70	0	1	
Bredde (m)	≤ 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	
	enkeltræer	2	2	
	kant	1	1	
	ingen skygge	2	2	

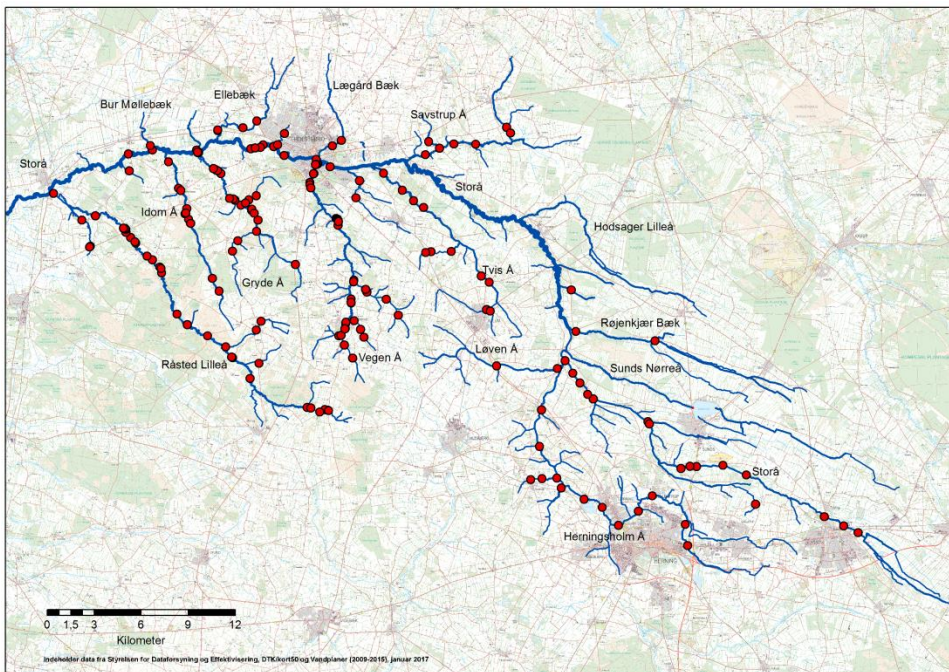
Noter: 1) i nogle tilfælde er det estimerede værdier ud fra beskrivelse; 2) hvor der ved registreringen i feltet er anført to strømhastigheder (f.eks. stille-jævn hastighed); 3) både grus og sten forekommer, og grus udgør mere end 20 % grus og sten mere end 5 %; 4) hvor flere typer forekommer, er den laveste score tildelt (typen 'kant' dog hvor denne er noteret og dermed betragtet som væsentlig).

Bilag 2.

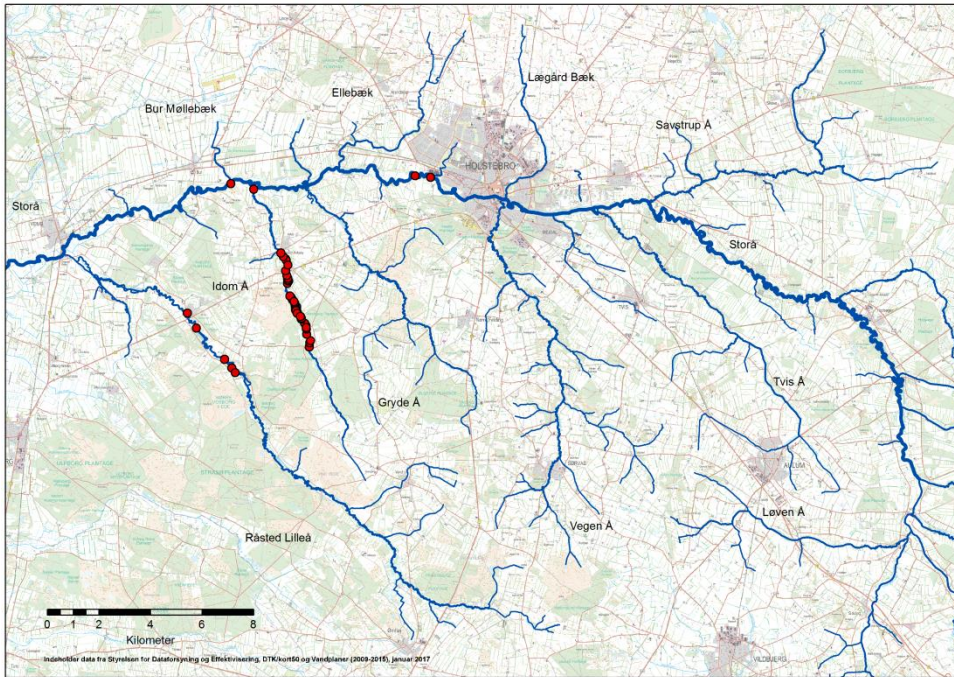
Registrerede forekomster af grus og sten i Storåen



Figur 1. Observerede forekomster af grus hvor gruset udgør min 10 % registreret ved denne undersøgelse og ved udarbejdelse af Plan for Fiskepleje (Holm 2016).



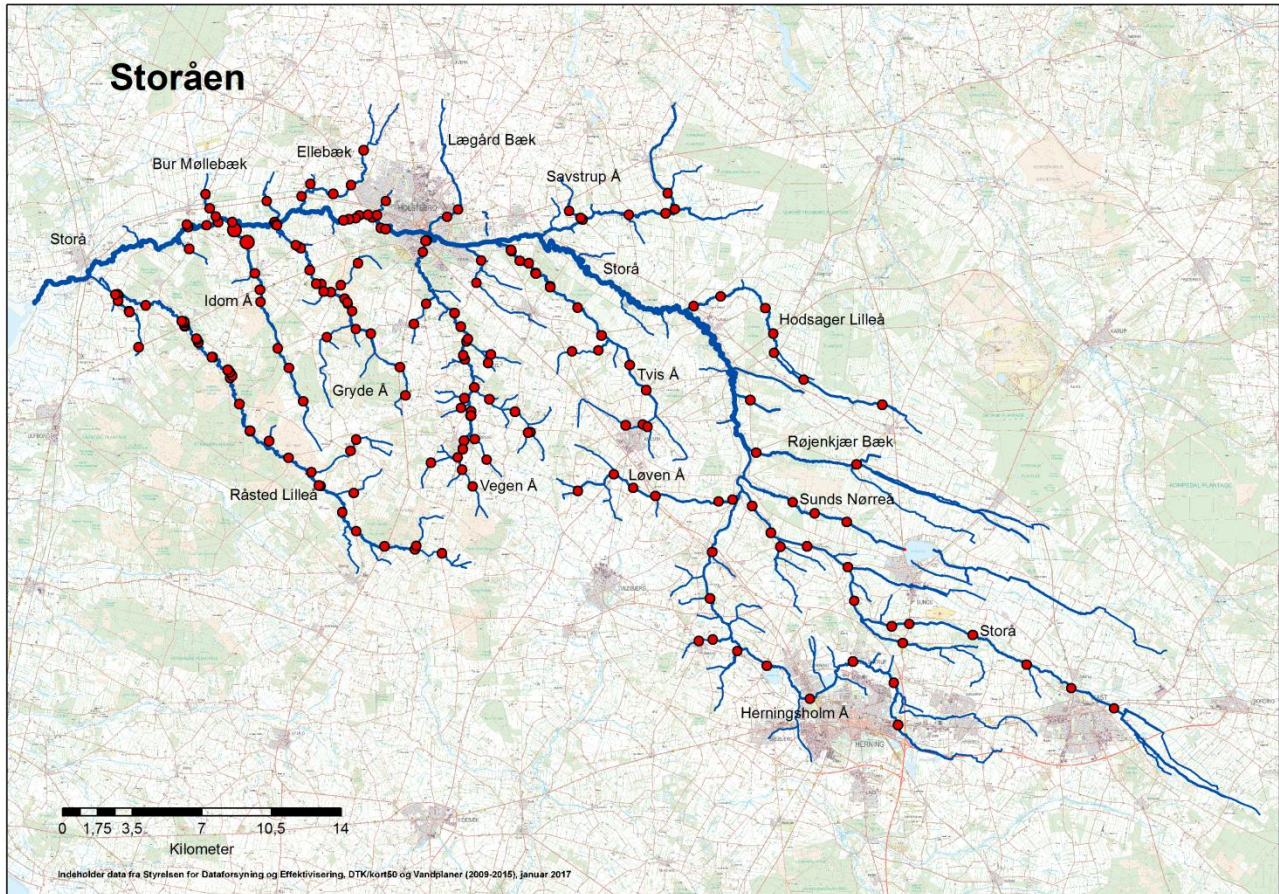
Figur 2. Observerede forekomster af sten registreret ved disse undersøgelser og ved udarbejdelse af Plan for Fiskepleje (Holm 2016).



Figur 3. Registrerede naturlige forekomster af grus (pers. comm. Jakob Larsen, Holstebro Kommune).

Bilag 3.

Placeringen af befiskede stationer.



Figur 1. Placering af befiskede stationer anvendt til opgørelser af udbredelse og tætheder af laks.

Tabel 1. Placering af befiskede stationer der indgår i analysen.

Kilde: D: denne undersøgelse, P: Plan for Fiskepleje, H: Holstebro kommune

Station	År	Kilde	Vandløb	utm x	utm y
1	2015	P	Højris å	511313	6221885
2	2015	P	Højris å	509147	6222909
3	2015	P	Højris å	506894	6224094
4	2015	P	Højris å	504175	6225591
5	2015	P	Højris å	500982	6226136
6	2015	P	Højris å	500103	6226025
7	2015	P	Højris å	498209	6227308
8	2015	P	Højris å	497881	6229002
8	2015	P	Højris å	497881	6229002
9	2015	P	Højris å	495830	6230055
10	2015	P	Højris å	494017	6230743
11	2015	P	Højris å	493071	6232089
32	2015	P	Sunds Nørreå	497833	6231278
33	2015	P	Sunds Nørreå	496222	6231704
34	2015	P	Sunds Nørreå	495123	6232259
36	2015	P	Røjen bæk	498333	6234166
37	2015	P	Røjen bæk	493271	6234758
40	2015	P	Bredvig bæk	492971	6237426
43	2015	P	Hodsager lilleå	499619	6237169
44	2015	P	Hodsager lilleå	495661	6238428
45	2015	P	Hodsager lilleå	494174	6239783
46	2015	P	Hodsager lilleå	494129	6240765
47	2015	P	Hodsager lilleå	493730	6242025
48	2015	P	Hodsager lilleå	491470	6242631
49	2015	P	Lilleå	490125	6242142
53	2015	P	Hovedløb Storå	488717	6246822
54	2015	P	Hovedløb Storå	486869	6246746
55	2015	P	Hovedløb Storå	484538	6246499
59	2015	P	Skave å	488828	6247833
60	2015	P	Skave å	489166	6247021
63	2015	P	Albæk	483860	6246925
64	2015	P	Albæk	484422	6246581
66	2015	P	Lægård	478259	6246991
67	2015	P	Lægård	477707	6246638
68	2015	P	Frøjk	474624	6247424
69	2015	P	Frøjk	474183	6246716
70	2015	P	Ellebæk	473134	6235416
71	2015	P	Ellebæk	472860	6248243
72	2015	P	Ellebæk	471972	6247800

73	2015	P	Ellebæk	470369	6247655
74	2015	P	Torp bæk	470819	6248292
75	2015	P	Ørbæk	468615	6247429
78	2015	P	Gedmosegrøft	465544	6247771
79	2015	P	Gedmosegrøft	465745	6247059
80	2015	P	Gedmosegrøft	466049	6246649
82	2015	P	Nybo bæk	500652	6225182
84	2015	P	Sikær bæk	494487	6230025
85	2015	P	Hammerum å	500415	6221059
86	2015	P	Herningsholm å	500204	6223190
87	2015	P	Herningsholm å	498149	6224255
88	2015	P	Herningsholm å	495992	6222373
89	2015	P	Herningsholm å	493802	6224031
90	2015	P	Herningsholm å	490948	6227421
91	2015	P	Herningsholm å	491060	6229761
98	2015	P	Fonvad bæk	492334	6224763
99	2015	P	Lækmose bæk	490387	6225292
100	2015	P	Lækmose bæk	491098	6225358
104	2015	P	Tæve Bæk	486099	6233676
105	2015	P	Løven å	487093	6232980
106	2015	P	Løven å	488197	6232574
107	2015	P	Løven å	492096	6232398
108	2015	P	Løven å	484298	6232839
112	2015	P	Tvis å	487722	6237907
113	2015	P	Tvis å	486896	6239176
114	2015	P	Tvis å	485471	6240671
115	2015	P	Tvis å	484270	6242078
116	2015	P	Tvis å	482887	6243078
117	2015	P	Tvis å	482172	6243770
118	2015	P	Tvis å	480914	6244976
120	2015	P	Lundby Bæk	486688	6236151
121	2015	P	Lundby Bæk	487573	6236172
122	2015	P	Tilløb Lundby bæk	487801	6236063
123	2015	P	Morre Bæk	483995	6239860
124	2015	P	Morre Bæk	485332	6239910
126	2015	P	Halgård bæk	479189	6243315
127	2015	P	Halgård bæk	479424	6244429
128	2015	P	Vognstrup bæk	478993	6233053
129	2015	P	Vognstrup bæk	478457	6233904
130	2015	P	Vegen å	478248	6234514
131	2015	P	Vegen å	478507	6234964
132	2015	P	Vegen å	478895	6236599
133	2015	P	Vegen å	478082	6241795
136	2015	P	Vegen å	476486	6244860

137	2015	P	Tarbæk	479705	6234403
138	2015	P	Tarbæk	479096	6235451
139	2015	P	Vejvad bæk	481896	6235800
140	2015	P	Vejvad bæk	481122	6236823
141	2015	P	Vejvad bæk	479827	6237462
142	2015	P	Tilløb Vejvad	481788	6235778
143	2015	P	Stokvad	479912	6239705
144	2015	P	Grønbæk	479770	6239287
145	2015	P	Lundbæk	476902	6234260
146	2015	P	Lundbæk	478411	6237013
147	2015	P	Ramskov	478571	6237509
148	2015	P	Røjkær bæk	476035	6241231
149	2015	P	Felding bæk	476659	6242263
150	2015	P	Felding bæk	475604	6237637
151	2015	P	Gryde Å	475325	6239054
152	2015	P	Gryde Å	473871	6240765
153	2015	P	Gryde Å	472710	6242256
154	2015	P	Gryde Å	471858	6242845
155	2015	P	Gryde Å	470779	6243947
156	2013 & 2015	P & H	Gryde Å	470339	6245057
157	2015	P	Gryde Å	469134	6246202
158	2015	P	Pilkrose	473227	6244299
159	2015	P	Pilkrose	472345	6243188
161	2015	P	Hestbjerg bæk	471645	6240572
163	2015	P	Idom	470450	6237351
164	2015	P	Idom	469722	6239024
165	2015	P	Idom	469174	6240020
166	2015	P	Idom	468276	6242949
167	2015	P	Idom	468016	6243786
170	2015	P	Hulbæk	464706	6245033
171	2015	P	Terkildsbæk	464706	6245033
172	2015	P	Terkildsbæk	477454	6229706
173	2015	P	Fuglkær å	474556	6230054
174	2015	P	Fuglkær å	473122	6230814
175	2015	P	Fuglkær å	471239	6233122
176	2015	P	Lilleå	469707	6234493
177	2015	P	Lilleå	467244	6237214
178	2015	P	Lilleå	466660	6238887
179	2015	P	Lilleå	464485	6241121
181	2015	P	Præstbjerg	476154	6230065
182	2015	P	Gilbjerg	473001	6232727
183	2015	P	Bærkær bæk	473134	6235416
184	2015	P	Bærkær bæk	472824	6234858
187	2015	P	Bavnbæk	462152	6240074

188	2015	P	Bavnbæk	461679	6241888
106a	2015	P	Løven å	491394	6232309
161a	2015	P	Simonstrup	471479	6242879
182a	2015	P	Gilbjerg	472423	6231761
184a	2015	P	Bærkær bæk	470882	6233786
69a	2015	P	Lægård	473493	6249995
D_Bavn_15_5020201	2015	H	Bavnbæk	461705	6241848
D_Bavn_15_5020205	2015	H	Bavnbæk	461705	6241848
D_Gryde_2013_13	2013	H	Gryde Å	472688	6242324
D_Gryde_2013_14	2013	H	Gryde Å	472928	6241893
D_Gryde_2013_16	2013	H	Gryde Å	461129	6242399
D_Lille_2012_1_2	2012	H	Lilleå	466887	6238627
D_Lille_2012_4_1	2012	H	Lilleå	462532	6242172
D_Lille_2012_4_2	2012	H	Lilleå	461005	6242713
D_Tvis_2014_1	2014	H	Tvis å	480964	6244903
D_Vegen_2014_1	2014	H	Vegen å	476688	6245452
D_Vegen_2014_12	2014	H	Vegen å	479084	6238078
D_Vegen_2014_13	2014	H	Vegen å	479071	6238094
D_Vegen_2015_3	2015	H	Vegen å	478687	6240373
EI01	2014 & 2015	D & H	Vegen å	478500	6234947
EI02	2015	D	Vegen å	478897	6236844
el03	2015	D	Vegen å	479068	6238054
el04	2015	D	Terkildsbæk	476079	6229907
el05	2015	D	Fuglkær å	471264	6233106
el06	2015	D	Fuglkær å	471256	6233100
el07	2015	D	Fuglkær å	471335	6233078
el08	2015	D	Lilleå	467768	6235875
el09	2015	D	Lilleå	467767	6235832
el10	2015	D	Lilleå	466668	6238926
el11	2015	D	Lilleå	465896	6239572
el12	2015	D	Gryde Å	472529	6242519
el13	2015	D	Gryde Å	473117	6240980
el14	2015	D	Gryde Å	470242	6245113
el15	2015	D	Gryde Å	470225	6245118
el16	2015	D	Gryde Å	469147	6246229
el17	2015	D	Gryde Å	469125	6246206
el18	2014	H & D	Vegen å	476617	6245438
el19	2015	D	Lilleå	476617	6245438
el20	2015	D	Lilleå	461139	6242686
el200	2015	D	Gryde Å	471374	6243243
el21	2015	D	Lilleå	461082	6242726
el300	2015	D	Gryde Å	469069	6246245
el301	2015	D	Lilleå	465848	6239584
el302	2015	D	Idom	468301	6242349

el303	2015	D	Vegen å	478381	6241119
elst01	2015	D	Hovedløb Storå	474607	6246028
elst02	2015	D	Hovedløb Storå	473726	6246737
elst03	2015	D	Hovedløb Storå	473092	6246559
elst04	2015	D	Hovedløb Storå	472474	6246464
elst05	2015	D	Hovedløb Storå	466891	6246369
elst06	2015	D	Hovedløb Storå	465602	6246200
elst07	2015	D	Hovedløb Storå	464589	6246235
Hern13	2014	H	Vegen å	478897	6236630
Hern14	2014	H	Vegen å	478558	6235364
rh123	2014	H	Vegen å	476476	6244798
rh124	2014	H	Vegen å	476509	6244876
rh125	2014	H	Vegen å	476417	6244670
rh128	2013	H	Gryde Å	470607	6244867
rh133	2014	H	Vegen å	476252	6244292
rh134	2014	H	Vegen å	476149	6244181
rh142	2014	H	Vegen å	476309	6243955
rh153	2013	H	Gryde Å	471115	6243277
rh163	2013	H	Gryde Å	470085	6245200
rh172	2012	H	Lilleå	464443	6241364
rh176	2015	H	Vegen å	478526	6239650
rh188	2014	H	Vegen å	477922	6241987
rh194	2014	H	Vegen å	478501	6240964
rh201	2015	H	Vegen å	478761	6240480
rh202	2015	H	Vegen å	478521	6239661
rh203	2015	H	Vegen å	478595	6239444
rh205	2014	H	Vegen å	478543	6240919
rh207	2013	H	Gryde Å	469051	6246155
rh215	2013	H	Gryde Å	471300	6243245
rh218	2015	D	Hovedløb Storå	469012	6246372
rh219	2015	D	Hovedløb Storå	472760	6246513
rh220	2015	D	Hovedløb Storå	474355	6246083
rh221	2015	D	Hovedløb Storå	473271	6246703
rh222	2015	D	Hovedløb Storå	473941	6246601
rh223	2015	D	Hovedløb Storå	466174	6246374
rh235	2015	D	Hovedløb Storå	464648	6246134
rh244	2013	H	Gryde Å	469139	6246217
rh248	2013	H	Gryde Å	470970	6243514
rh251	2013	H	Gryde Å	470893	6243640
rh261	2012	H	Lilleå	464338	6241386
rh262	2012	H	Lilleå	464467	6241290
rh270	2012	H	Lilleå	464475	6241166
rh279	2014	H	Tvis å	481363	6244406
rh281	2014	H	Tvis å	481825	6244308

rh282	2014	H	Tvis å	482160	6243800
rh293	2014	H	Tvis å	482885	6243139
rh68	2013	H	Gryde Å	470866	6244213
rh70	2013	H	Gryde Å	470734	6244274
rh73	2012	H	Lilleå	466749	6238796
rh76	2013	H	Gryde Å	470664	6244692
rh78	2013	H	Gryde Å	470620	6244731
rh84	2012	H	Lilleå	465171	6240321
rh86	2012	H	Lilleå	465123	6240437
rh88	2012	H	Lilleå	466782	6238520
rh92	2012	H	Lilleå	466656	6238927
rh96	2012	H	Lilleå	465074	6240505

Bilag 4.

Beregnete tætheder af laks og ørred i Storåen.

Minimum og maksimum tætheder er 95 % confidens intervaller. Minimum og maksimum er kun tilgængelige for stationer befisket i ved feltarbejdet i denne undersøgelse og fra Planer for Fiskepleje (Holm 2016).

Station	År	Vild ½ års laks (N/100 m2)			Vild ældre laks (N/100 m2)			Udsatte laks (N/100 m2)			½ års ørred(N/100 m2)			Ældre ørred(N/100 m2)		
		N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks	N	Min	Maks
1	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,2	2,1
2	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,1	1,7
4	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	4,2	8,2
5	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	0,7	0,6	0,1	1,1
8	2015	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,1	1,2
8	2015	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,1	1,2
9	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,5	2,0
10	2015	0,4	0,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,5	1,2	1,6	0,8	2,4
11	2015	0,4	0,4	0,8	0,4	0,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,8	0,5	1,1	0,5	0,1	0,9
32	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
33	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,3	1,2	0,0	0,0	0,0
34	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
36	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
37	2015	5,6	5,2	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,2	1,4	13,1	12,2	14,0
40	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
43	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
44	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
45	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
46	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,2	2,9
47	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,2	2,7

48	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
49	2015	0,0	0,0	0,0	0,7	0,2	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,1	1,8
53	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
54	2015	0,5	0,5	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
55	2015	2,1	1,1	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
59	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	6,0
60	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
63	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	143,4	140,0	146,9	0,0	0,0	0,0
64	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	13,5	14,6	4,2	3,5	5,0
66	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	79,1	77,3	80,8	10,4	8,7	12,1
67	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,4	17,0	17,8	0,5	0,3	0,7
68	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
69	2015	0,0	0,0	0,0	1,6	1,4	1,7	0,0	0,0	0,0	12,9	12,5	13,3	1,8	1,4	2,2
70	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,6	1,9	0,0	0,0	0,0
71	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,9	36,6	39,1	4,5	3,4	5,6
72	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	40,1	42,5	0,0	0,0	0,0
73	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,8	9,4	10,3	7,0	6,6	7,4	11,3	10,0	12,6
74	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,8	2,8	0,0	0,0	0,0
75	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,3	4,3
78	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
79	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,9	2,6	0,0	0,0	0,0	2,3	0,3	4,3
80	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
82	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
84	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	1,7	3,8	0,0	0,0	0,0
85	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
86	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
87	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,1	1,4
88	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
89	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
90	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,5	1,1	0,5	0,1	0,9
91	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
98	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	3,2	5,6	2,8	1,1	4,5

99	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35,9	34,8	36,9	3,2	2,4	4,1
100	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	3,7	7,2	2,3	0,3	4,3
104	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	1,0	4,0
105	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,2	2,1
106	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,8	13,4	14,1	8,8	8,0	9,5
107	2015	9,4	8,9	10,0	2,0	1,8	2,1	0,0	0,0	0,0	38,3	37,6	39,1	29,7	28,0	31,4
108	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
112	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,1	1,6
113	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	2,0	3,5	1,7	0,7	2,8
114	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3	0,9	1,4	0,6	2,3
115	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,1	1,5
116	2015	1,1	0,8	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,7	24,0	25,5	8,5	7,4	9,7
117	2015	17,5	16,4	18,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	49,8	48,6	50,9	7,6	6,4	8,8
118	2015	19,8	18,7	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	80,1	78,8	81,5	1,2	0,8	1,7
120	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	1,0	3,5	0,0	0,0	0,0
121	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,3	19,6	21,0	0,0	0,0	0,0
122	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
123	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	59,6	57,6	61,6	3,7	2,4	5,1
124	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	3,1	6,0	5,8	2,9	8,6
126	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,8	4,9	8,7	0,0	0,0	0,0
127	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,7	2,3	0,0	0,0	0,0
128	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	223,8	219,3	228,2	63,3	57,0	69,6
129	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	85,2	82,3	88,0	35,5	30,7	40,3
130	2015	0,0	0,0	0,0	1,2	1,0	1,3	0,0	0,0	0,0	49,0	47,9	50,1	41,9	39,2	44,6
131	2015	0,0	0,0	0,0	1,9	1,6	2,2	0,0	0,0	0,0	132,3	130,0	134,6	26,0	23,3	28,7
132	2015	0,0	0,0	0,0	5,9	3,8	8,1	0,0	0,0	0,0	14,0	11,4	16,6	9,9	6,1	13,7
133	2015	17,2	16,2	18,2	22,9	22,2	23,7	0,0	0,0	0,0	43,0	42,0	44,1	55,6	52,5	58,8
136	2015	57,4	55,5	59,2	14,1	13,5	14,7	0,0	0,0	0,0	26,3	25,5	27,1	10,8	9,4	12,2
137	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	101,7	99,7	103,7	2,2	1,4	3,0
138	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	101,7	92,1	111,3	3,8	0,5	7,1
139	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
140	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	115,4	113,2	117,6	15,5	13,4	17,6

141	2015	0,0	0,0	0,0	2,4	2,2	2,7	0,0	0,0	0,0	56,2	55,0	57,4	11,1	9,7	12,5
142	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
143	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
144	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
145	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,8	17,5	26,0	0,0	0,0	0,0
146	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,8	2,6	2,2	0,3	4,0
147	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
148	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
149	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	295,8	290,6	301,1	0,0	0,0	0,0
150	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
151	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,6	2,2	3,6	1,4	5,9
152	2015	0,0	0,0	0,0	1,0	0,3	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	5,4	11,2
153	2015	0,9	0,7	1,1	1,8	1,6	2,0	0,0	0,0	0,0	4,7	4,4	5,0	34,9	32,7	37,1
154	2015	11,2	10,4	12,0	14,3	13,7	14,9	0,0	0,0	0,0	9,0	8,5	9,4	29,1	27,0	31,3
155	2015	22,2	21,3	23,0	16,5	16,0	17,0	0,0	0,0	0,0	6,1	5,8	6,3	4,6	3,9	5,2
156	2015	60,5	58,6	62,3	25,1	24,3	25,9	0,0	0,0	0,0	40,7	39,7	41,7	2,6	2,0	3,3
156	2013	166			8			0			18			4		
157	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
158	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
159	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	6,2	12,0	11,5	5,8	17,3
161	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,5	25,5	27,4	7,5	6,1	8,8
163	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
164	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
165	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,2	8,9	13,5	4,1	1,6	6,5
166	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	1,0	1,3	10,9	10,0	11,9
167	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	5,5	6,0	11,9	11,0	12,8
170	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
171	2015	0,0	0,0	0,0	1,2	1,1	1,4	0,0	0,0	0,0	62,0	60,7	63,3	7,2	6,0	8,3
172	2015	0,0	0,0	0,0	9,7	9,2	10,3	0,0	0,0	0,0	66,2	64,7	67,7	20,6	18,4	22,8
173	2015	0,0	0,0	0,0	2,5	1,6	3,4	0,0	0,0	0,0	3,2	2,4	4,0	1,6	0,6	2,7
174	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
175	2015	1,2	0,3	2,1	2,9	1,9	3,8	0,0	0,0	0,0	3,0	2,3	3,8	3,1	1,8	4,4

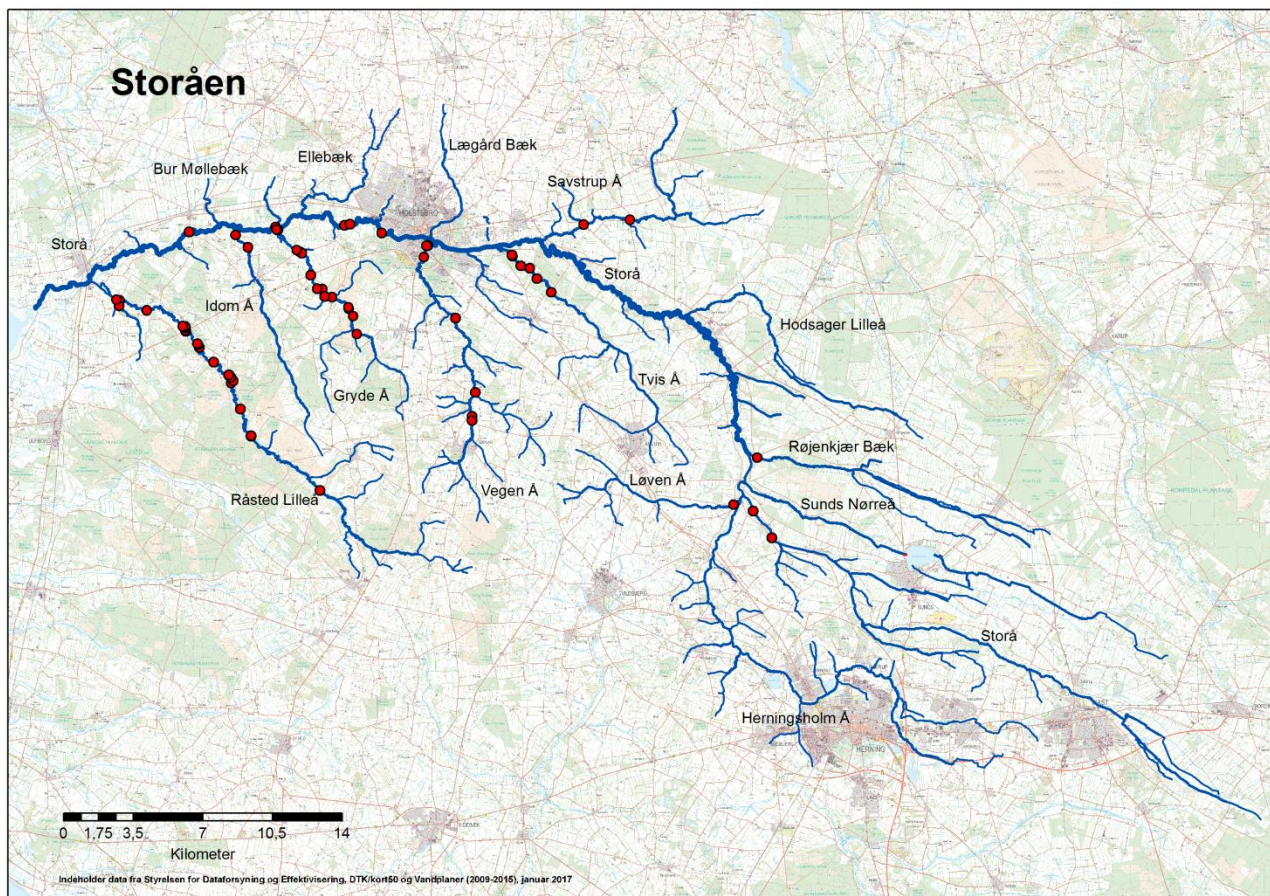
176	2015	0,0	0,0	0,0	0,6	0,2	1,1	0,0	0,0	0,0	7,5	6,2	8,7	1,7	0,7	2,8
177	2015	11,2	10,5	11,9	11,0	10,5	11,4	0,0	0,0	0,0	12,0	11,6	12,5	2,9	2,3	3,5
178	2015	45,5	43,7	47,3	21,7	20,9	22,5	0,0	0,0	0,0	30,3	29,4	31,3	0,0	0,0	0,0
179	2015	23,9	22,7	25,1	23,5	22,7	24,2	0,0	0,0	0,0	26,3	25,5	27,1	0,0	0,0	0,0
181	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,3	30,5	42,1	0,0	0,0	0,0
182	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	94,4	92,9	96,0	8,1	6,9	9,3
183	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3	5,3	9,3	0,0	0,0	0,0
184	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	66,1	64,6	67,5	0,0	0,0	0,0
187	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
188	2015	0,0	0,0	0,0	1,2	1,0	1,3	0,0	0,0	0,0	23,9	23,1	24,7	0,0	0,0	0,0
106a	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	1,6	3,6	0,0	0,0	0,0
161a	2015	1,0	1,0	2,0	1,9	0,9	2,8	0,0	0,0	0,0	1,0	0,4	1,5	9,9	6,9	12,9
182a	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	88,8	87,0	90,6	38,6	35,5	41,7
184a	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
69a	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	1,5	5,3	0,0	0,0	0,0
D_Bavn_15_5020201	2015	0,0			0,0			0,0			3,0			0,0		
D_Bavn_15_5020205	2015	0,0			0,0			0,0			9,0			2,0		
D_Gryde_2013_13	2013	15,0			10,0			2,0			2,0			21,0		
D_Gryde_2013_14	2013	62,0			6,0			1,0			21,0			13,0		
D_Gryde_2013_16	2013	1,0			18,0			0,0			32,0			0,0		
D_Lille_2012_1_2	2012	19,0			16,0			2,0			5,0			3,0		
D_Lille_2012_4_1	2012	19,0			6,0			0,0			7,0			0,0		
D_Lille_2012_4_2	2012	1,0			0,8			0,0			1,0			0,8		
D_Tvis_2014_1	2014	4,0			3,0			0,0			106,0			2,0		
D_Vegen_2014_1	2014	23,0			38,0			16,0			22,0			13,0		
D_Vegen_2014_12	2014	16,0			7,0			0,0			45,0			6,0		
D_Vegen_2014_13	2014	2,0			13,0			0,0			7,0			7,0		
D_Vegen_2015_3	2015	0,0			3,0			0,0			1,0			7,0		
EI01	2015	0,0			1,0			0,0			111,0			47,0		
EI01	2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	159,1	156,4	161,8	27,9	24,9	30,9
EI02	2015	35,9	33,3	38,4	7,0	6,3	7,8	0,0	0,0	0,0	143,4	140,2	146,7	0,0	0,0	0,0
el03	2015	5,0	4,3	5,6	6,5	6,0	7,0	0,0	0,0	0,0	8,3	7,8	8,8	13,1	11,4	14,9

Hern13	2014	46,0			17,0			0,0			11,0			4,0		
Hern14	2014	0,0			23,0			0,0			243,0			12,0		
rh123	2014	16,0			19,0			0,0			14,0			1,0		
rh124	2014	43,0			44,0			0,0			25,0			10,0		
rh125	2014	43,0			55,0			0,0			48,0			8,0		
rh128	2013	168,0			8,0			0,0			61,0			0,0		
rh133	2014	130,0			32,0			0,0			27,0			1,0		
rh134	2014	177,0			25,0			0,0			42,0			9,0		
rh142	2014	85,0			36,0			0,0			28,0			9,0		
rh153	2013	31,0			27,0			2,0			1,0			1,0		
rh163	2013	5,0			1,0			5,0			92,0			0,0		
rh172	2012	17,0			0,0			0,0			24,0			2,0		
rh176	2015	0,0			0,0			0,0			0,0			1,0		
rh188	2014	1,0			4,0			0,0			2,0			6,0		
rh194	2014	3,0			18,0			0,0			23,0			3,0		
rh201	2015	0,0			2,0			0,0			8,0			0,0		
rh202	2015	0,0			0,0			0,0			0,0			0,0		
rh203	2015	0,0			0,0			0,0			0,0			2,0		
rh205	2014	3,0			8,0			0,0			8,0			12,0		
rh207	2013	11,0			4,0			0,0			32,0			0,0		
rh215	2013	65,0			0,0			0,0			2,0			5,0		
rh218	2015	131,1	126,4	135,8	0,0	0,0	0,0	6,6	6,1	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh219	2015	30,6	30,3	30,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh220	2015	41,1	39,1	43,1	0,0	0,0	0,0	1,9	1,7	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh221	2015	0,0	0,0	0,0	4,1	0,1	8,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh222	2015	0,0	0,0	0,0	1,9	0,1	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh223	2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	1,5	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh235	2015	60,3	58,3	62,4	4,1	3,8	4,5	5,5	5,2	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
rh244	2013	23,0			6,0			0,0			8,0			0,0		
rh248	2013	11,0			0,0			0,0			0,0			0,0		
rh251	2013	83,5			2,5			0,0			0,0			0,0		
rh261	2012	5,0			5,0			0,0			7,0			0,8		

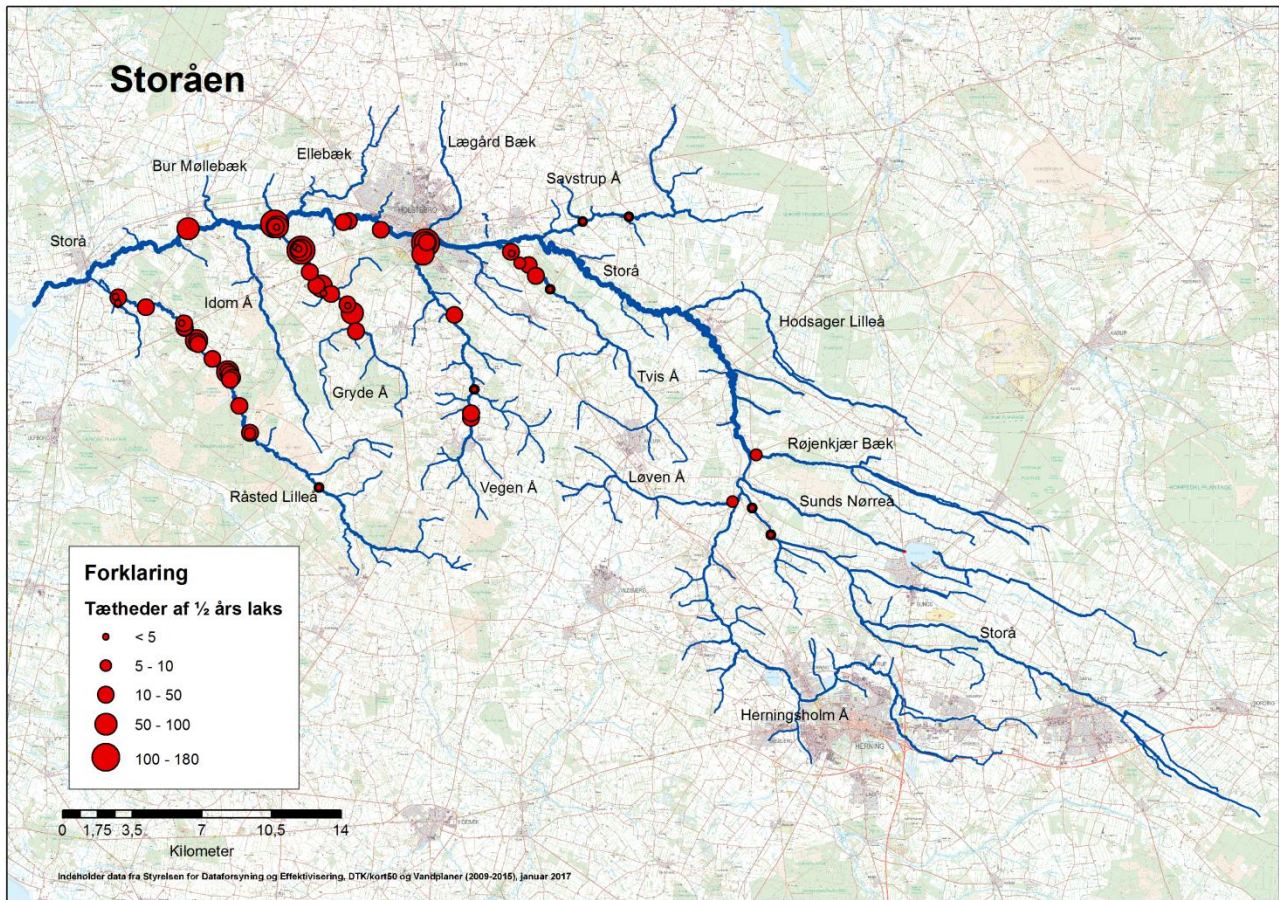
rh262	2012	21,0	6,0	0,0	15,0	0,8
rh270	2012	20,0	10,0	1,0	11,0	0,8
rh279	2014	6,0	11,0	0,0	17,0	6,0
rh281	2014	18,0	0,0	0,0	64,0	2,0
rh282	2014	0,0	2,0	0,0	54,0	8,0
rh293	2014	0,0	0,0	0,0	80,0	16,0
rh68	2013	146,0	3,0	0,0	60,0	7,0
rh70	2013	46,0	7,0	0,0	0,0	5,0
rh73	2012	35,0	7,0	1,0	25,0	2,0
rh76	2013	113,0	41,0	0,0	48,0	0,0
rh78	2013	117,0	6,0	0,0	29,0	0,0
rh84	2012	38,0	12,0	2,0	20,0	0,0
rh86	2012	43,0	7,0	0,0	24,0	0,0
rh88	2012	16,0	7,0	2,0	17,0	0,8
rh92	2012	81,0	11,0	1,0	19,0	1,0
rh96	2012	57,0	9,0	1,0	28,0	0,8

Bilag 5.

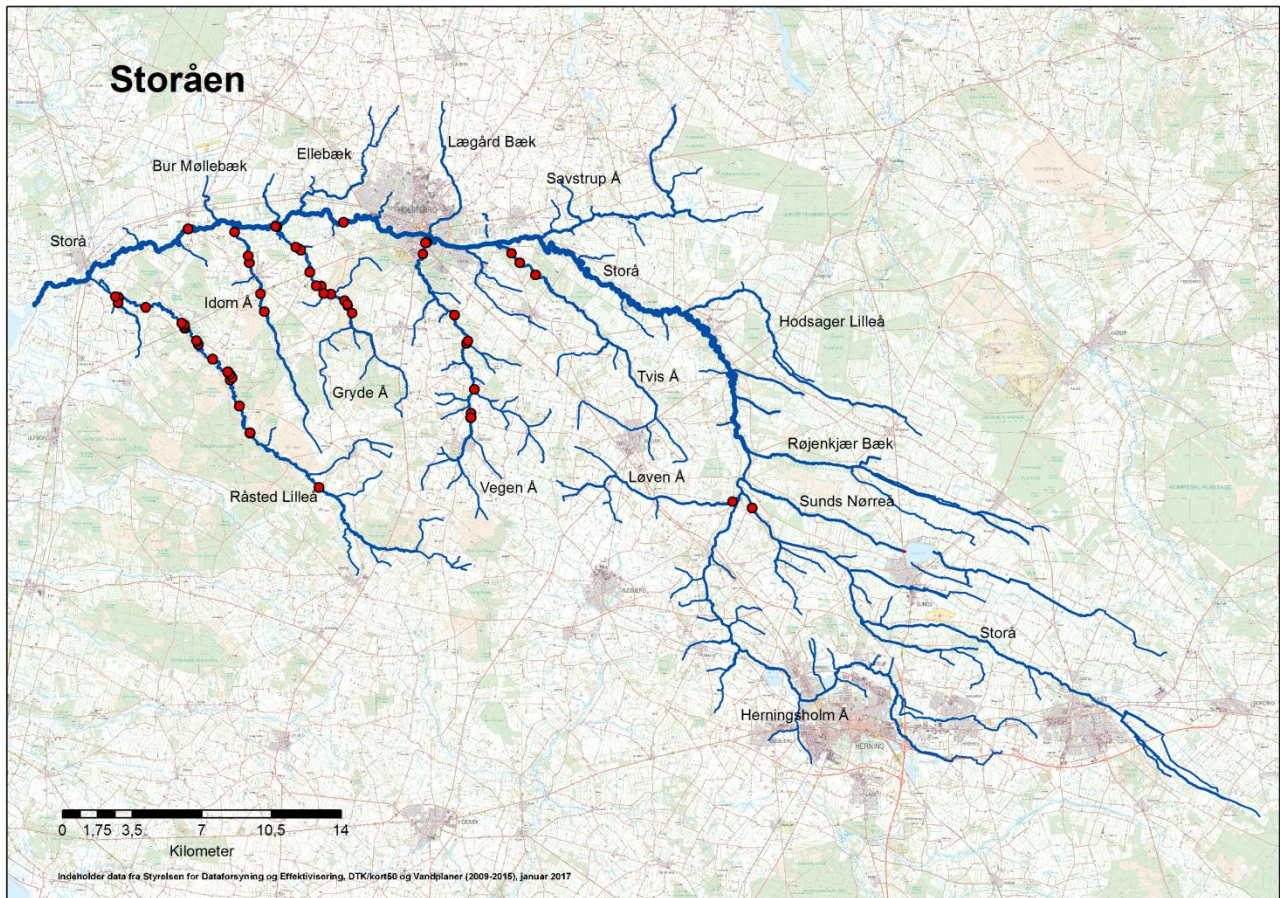
Forekomst og tætheder af laks og ørred



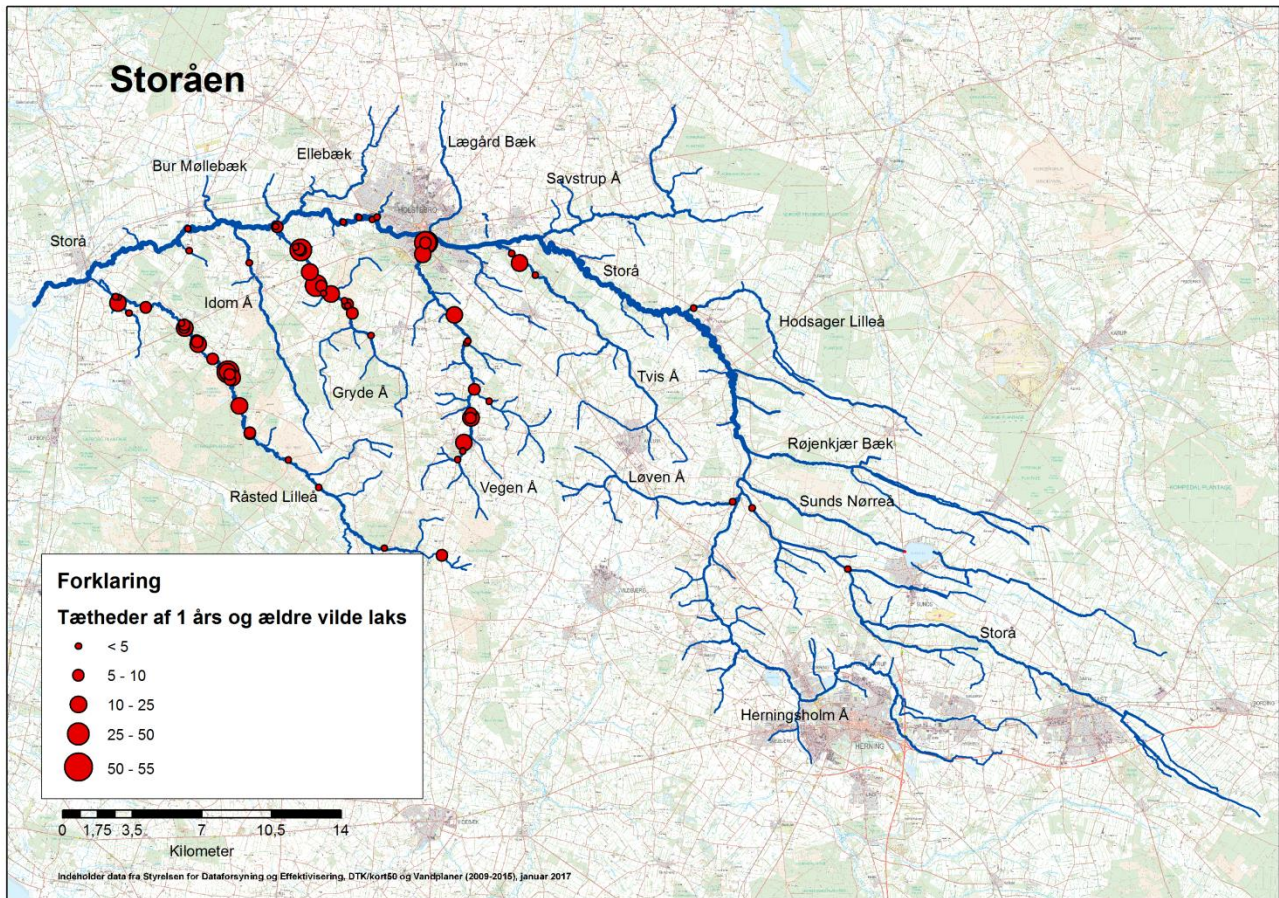
Figur 1. Elfiskede stationer hvor der er konstateret 1/2-års laks



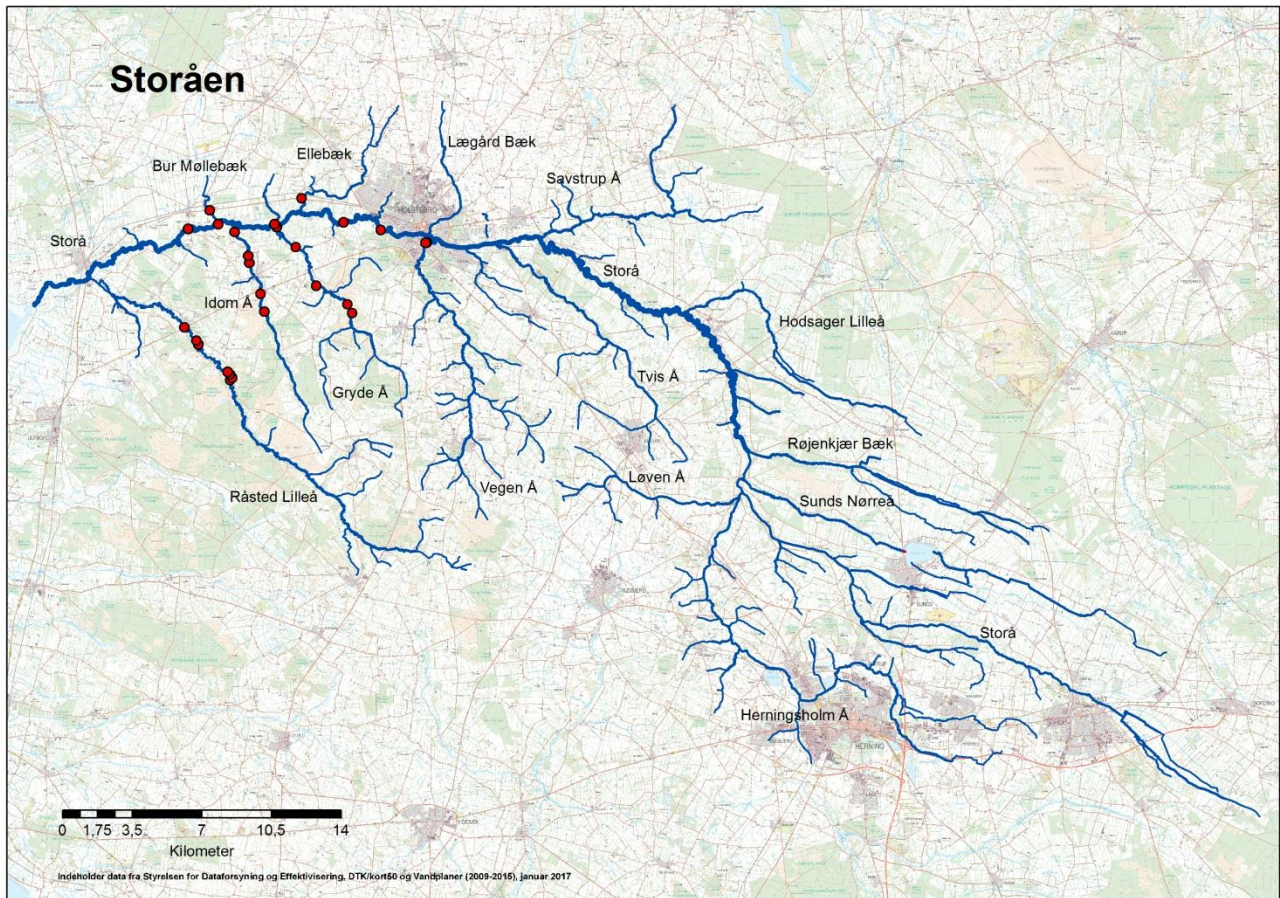
Figur 2. Observerede tætheder ($N/100m^2$) af ½-års laks



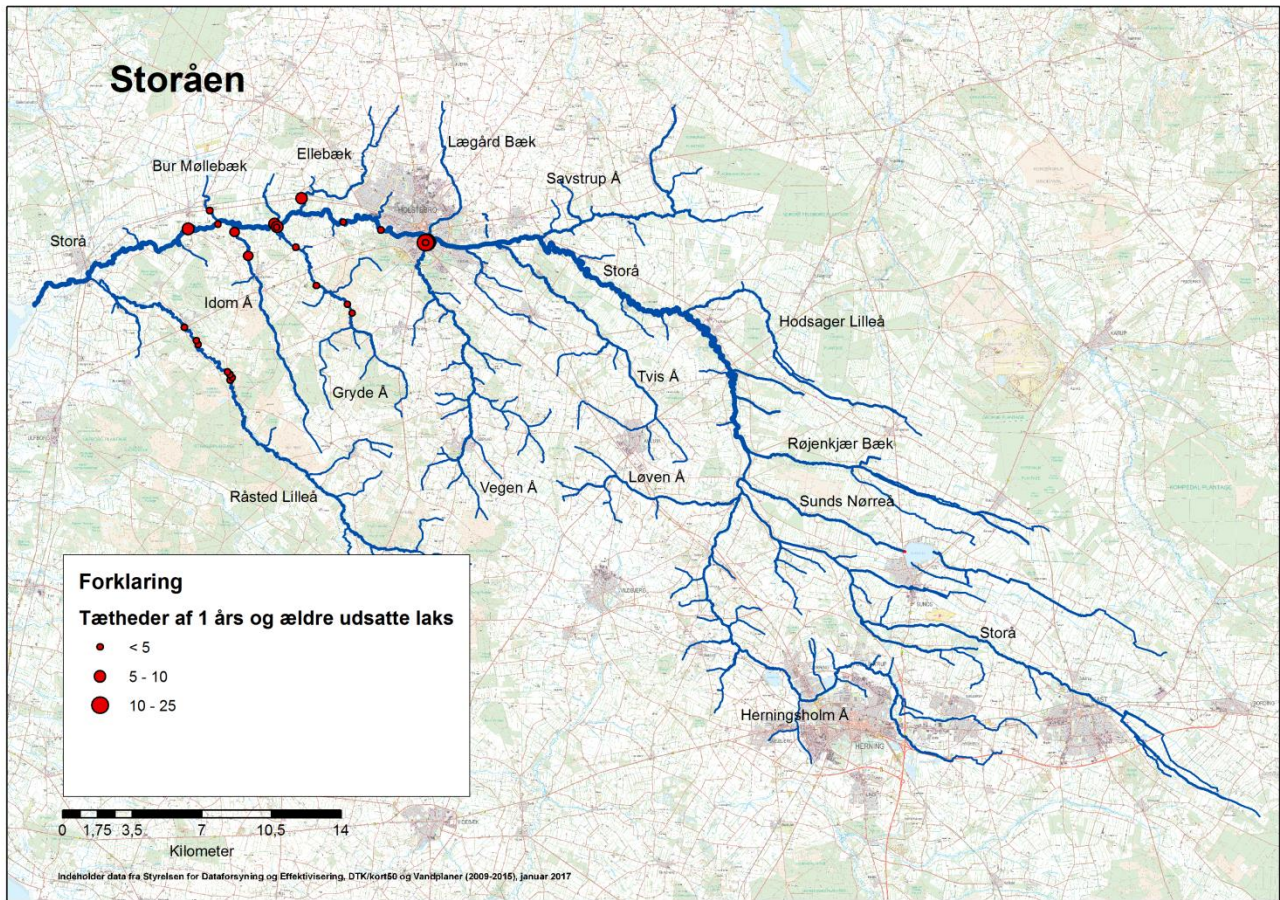
Figur 3. Elfiskede stationer hvor der er konstateret 1 års og ældre naturligt producerede laks



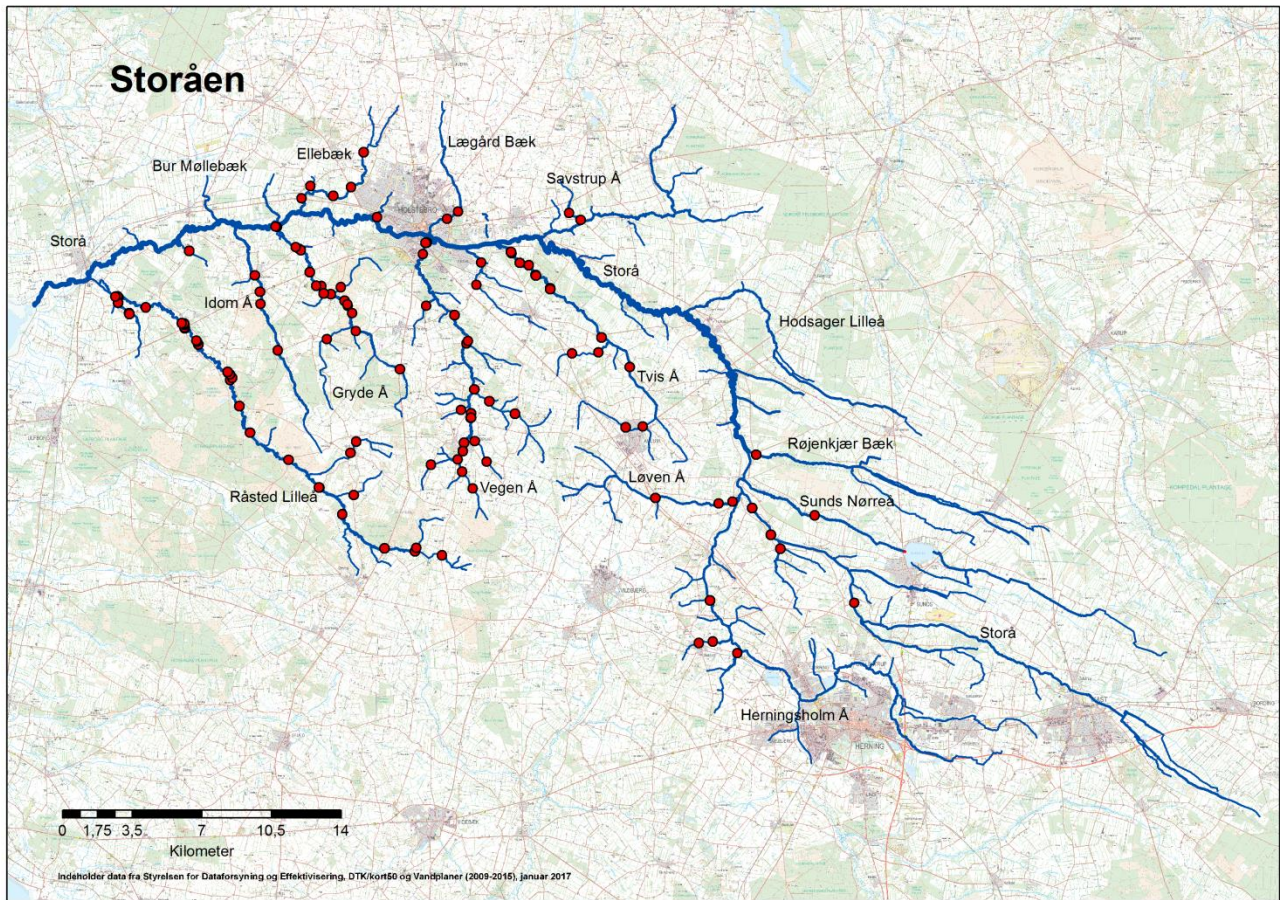
Figur 4. Tætheder ($N/100\text{ m}^2$) af 1 års og ældre naturligt producerede laks



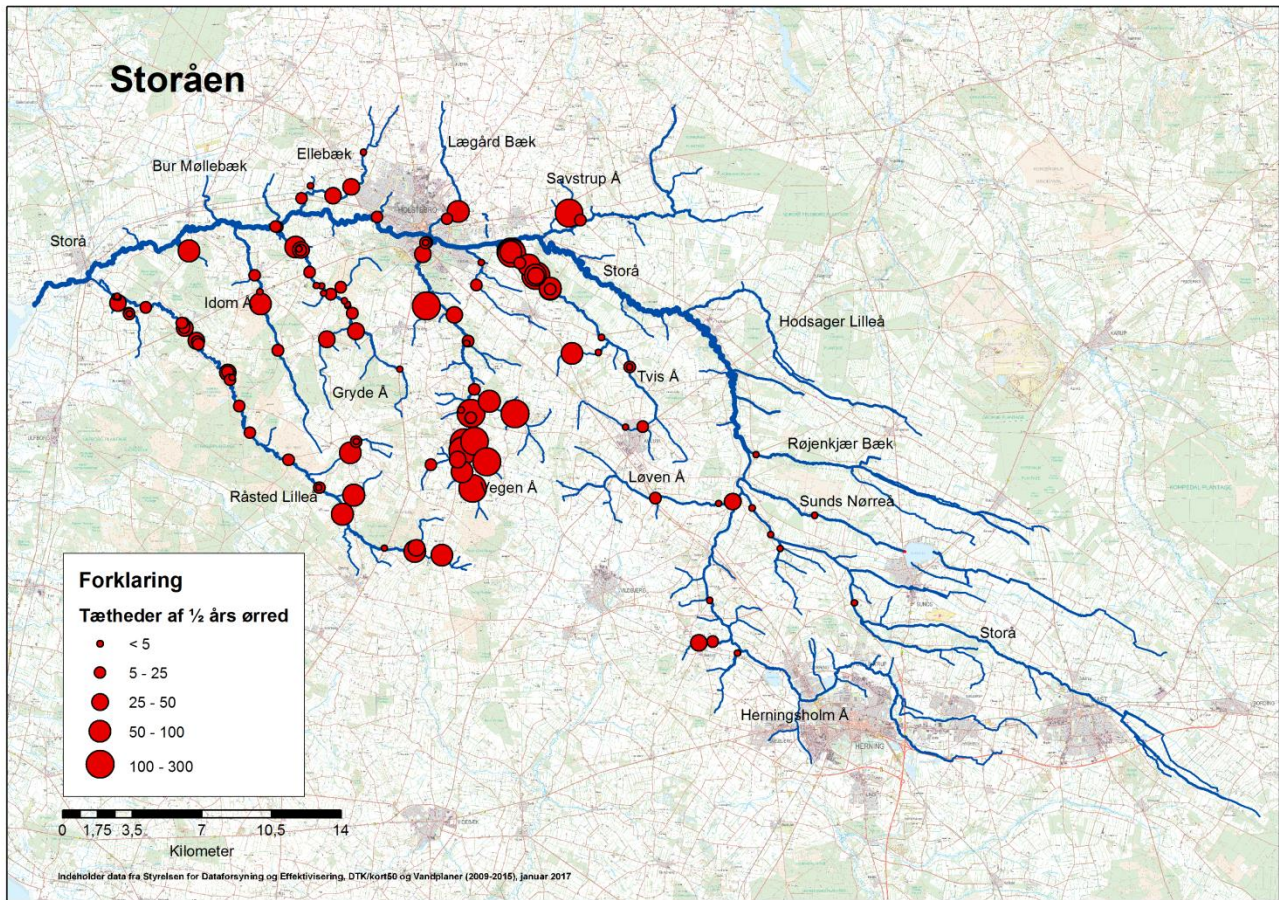
Figur 5. Elfiskede stationer hvor der er konstateret 1 års og ældre udsatte laks



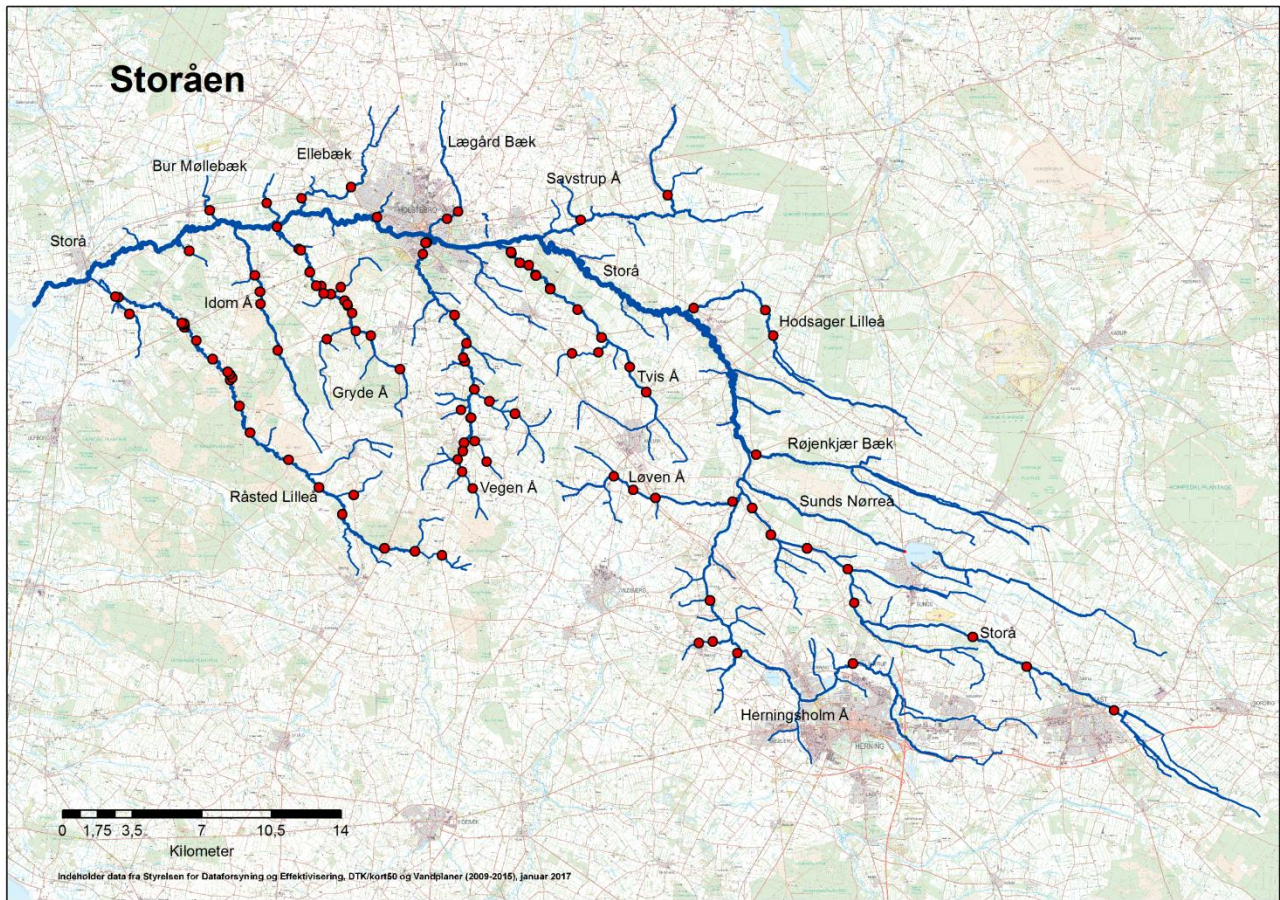
Figur 6 . Tætheder ($N/100\text{ m}^2$) af 1 års og ældre udsatte laks



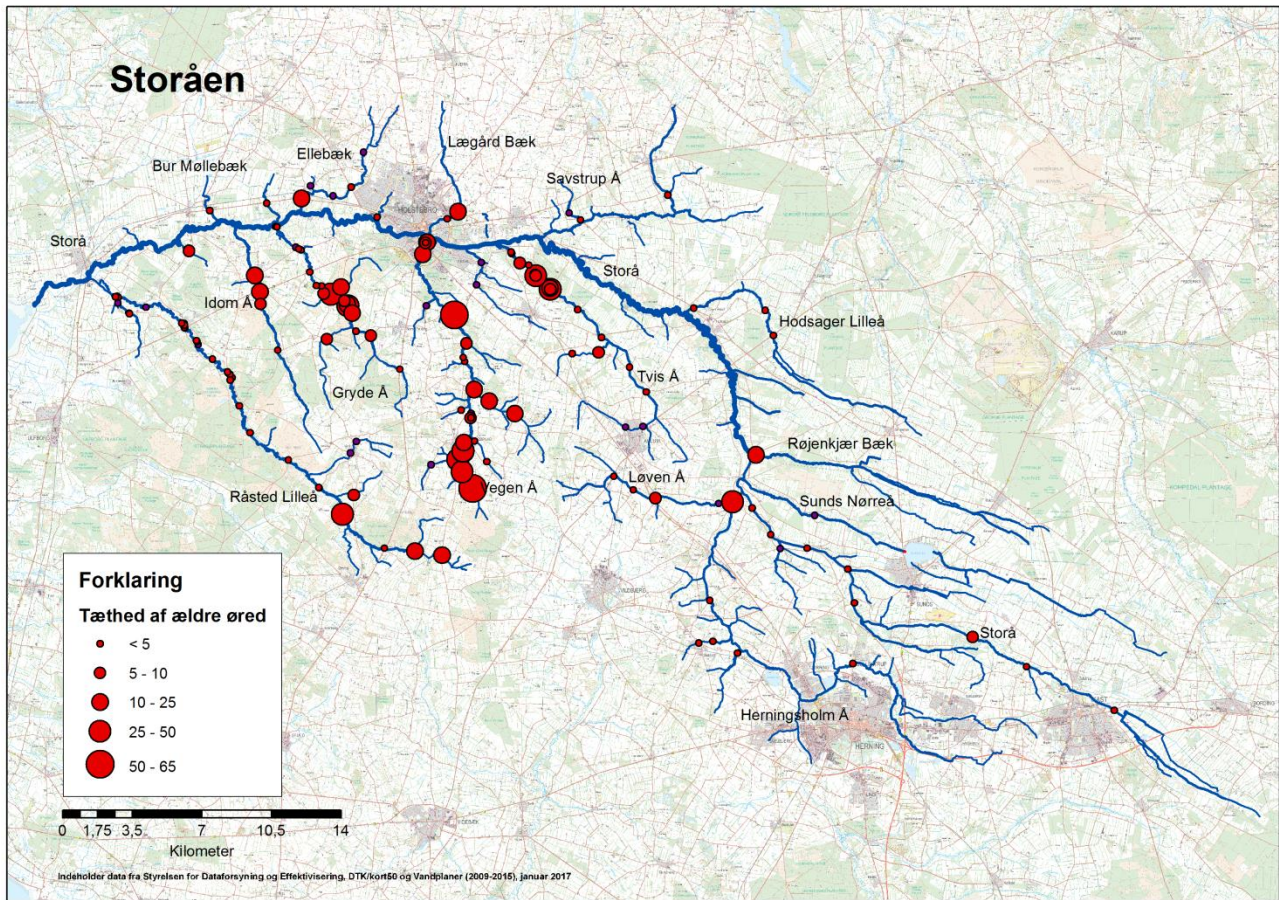
Figur 7. Elfiskede stationer med forekomst af 1/2-års ørred



Figur 8. Tætheder ($N/100 \text{ m}^2$) af ½-års ørred



Figur 9. Stationer med forekomst af 1-års og ældre ørred



Figur 10 . Tætheder ($N/100\text{ m}^2$) af 1-års og ældre øred

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk