

Analyse af fiskesamfundet i Vilsted Sø

JACOB K. HANSEN, LASSE H. SPANGGAARD,

THOMAS B. SØRENSEN AND MORTEN YDE

Aalborg Universitet - Institut for Kemi og Biovidenskab

30. Maj, 2017

Abstract

The relationship between piscivorous and planktivorous fish species can positively affect the ecological state of eutrophic lakes by top-down predation on planktivorous species, which predate on larger filtering zooplankton. At higher ratios of planktivorous : piscivorous fish species, establishing artificial spawning sites for piscivorous fish can prove an effective lake management strategy since selection of spawning sites can have an effect on the fitness and future reproduction of fry. This study examines fish biomass distribution of pike (*Esox lucius*), and perch (*Perca fluviatilis*), and roach (*Rutilus rutilus*) in Lake Vilsted to analyse the impact of intra- and interspecific competition. Artificial spawning sites consisting of submerged coniferous trees were evaluated as an alternative to the natural spawning habitat consisting primarily of reeds (*Phragmites australis*) and water knotweed (*Persicaria amphibia*). A relationship of 62.6 % : 37.4 % of total biomass were estimated between piscivorous and planktivorous fish in Lake Vilsted. The overall biomass of perch, and roach, and pike was evenly distributed. However, a division of the lake proved that the lower region contained a significantly higher amount of Roach biomass and lower biomass of Pike than expected with Chi²-test. In the upper region roach biomass was significantly lower and the biomass of pike was significantly higher. No differences was observed on the distribution of Perch biomass in the three regions. Interspecific competition is assumed to occur between juvenile perch and roach, since the distribution of juvenile perch were limited to the littoral zone. Proportion of planktivorous fish biomass is expected to increase in the future as an effect of their domination in juvenile generations. Perch chose to use the artificial spawning sites consisting of coniferous trees for spawning.

1 Introduktion

For at forbedre vandkvaliteten i, og aflaste Limfjorden for landbrugets udledning af næringsstoffer, blev Vilsted Sø, i forbindelse med Vandmiljøplan II, etableret som et naturgenopretningsprojekt i 2006. Forventningen var at reducere udledningen af kvælstof til Limfjorden med 207 tons pr. år (Hansen et al., 2011). Den betydelige landbrugsdrift i søens

opland betyder, at Vilsted Sø blev forventet at være en næringsrig sø, men med en god vandkvalitet grundet vandets opholdstid, og forventede udbredelse af undervandsvegetation (Anonym, 2002).

Ud over tilførsel af næringsstoffer til vandmiljøet, kan artssammensætningen af fisk i en sø have betydning for søens tilstand. For at opretholde en klarvandet tilstand, er det en fordel, at et fiskesamfund består af

høje proportioner af piscivore fisk i forhold til planktivore fisk (Perrow et al., 1999; Søndergaard et al., 2017). Dominansen af piscivore fisk påvirker søers økologiske tilstand positivt ved at top-down prædation på planktivore fisk reducerer prædation på større filtrerende zooplankton (Søndergaard et al., 2017). Derfor benyttes udsætning af piscivore fisk ofte som kortvarig biomanipulation for at forbedre vandkvaliteten (Bowszys et al., 2012).

I søer som gennemgår eutrofiering, vil der ofte ske en ændring i fiskepopulationerne, hvor populationer af aborre (*Perca fluviatilis*) og gedde (*Esox lucius*) vil falde, og populationerne af skalle (*Rutilus rutilus*) og brasen (*Abramis brama*) vil stige (Perrow et al., 1999; Jeppesen et al., 2000; Olin, 2002). Årsagen til ændringen kan blandt andet være en kombination af vandkvaliteten, gydning, fourageringshabitat og konkurrence om tilgængelige fødeemner (Perrow et al., 1999; Jeppesen et al., 2000).

Aborrrer og andre piscivore fisk anses for at være vigtige faktorer til at kontrollere tætheden af juvenile cyprinider som eksempelvis skalle og brasen (Persson, 1986; Jacobsen et al., 2002). Aborre er en effektiv rovfisk i klarvandede søer, men uklare tilstande kan have en negativ påvirkning på aborrers vækstbetingelser og medføre en reduktion i total aborrebiomasse og gennemsnitlig kropsmasse (Jeppesen et al., 2000). Derfor kræver etablering og opretholdelse af en aborrepopulation viden om fourageringsstrategi og aktivitetsmønstre for at forbedre aborrepopulationerne, så de kan være en vigtig komponent i vellykket søforvaltning (Jacobsen et al., 2002). Aborre er en opportunistisk art og gennemgår med alderen to ontogenetiske skift (Bergman, 1990; Jacobsen et al., 2002; Bowszys et al., 2012). Ved det juvenile stadie præderer aborre på zooplankton med præferencer for dafnier (*Cladocera*) (Kaemingk et al., 2012; Bergman, 1990). Derefter skifter diæten til at være domineret af bentiske makroinvertebrater, som døgnfluelarver (*Ephemeroptera*) og i sidste stadie bliver aborren primært piscivorous. Skiftet i

fødevalg kan være forbundet med både biotiske og abiotiske faktorer. Det kan være associeret med, at aborren ændrer fourageringshabitat, hvor zooplankton præderes i den pelagiske zone, og makroinvertebrater præderes fra det bentiske/littorale habitat af søer (Persson, 1987; Bergman, 1990; Persson and Grennberg, 1990). Nogle af de mest accepterede faktorer er vandtemperatur, pH, populationens densitet og fødetilgængelighed (Ceccuzzi et al., 2011). Tilgængeligheden af fødeemner har vist sig, især at have en betydning i uklare søer og søer med høj produktivitet, hvor aborre er i direkte konkurrence med skalle og brasen. Fiskenes alder betegnes ud fra at årgangene skifter ved 1. januar, det betyder at (0+) er individer fra indeværende kalenderår, (1+) er de fisk der har gennemgået en enkelt vinterperiode og (2+) er fisk der har overlevet to vintre et cetera (Schneider et al., 2000).

Interspecifik konkurrence forekommer mellem aborre og skalle på zooplankton, hvor konkurrencen er asymmetrisk, fordi skalle præderer mere effektivt på zooplankton og derudover kan udnytte blågrønalger som fødekilde (Persson, 1987). Overlappet af fødeemner mellem skalle og aborre, kan betyde at høje tætheder af skalle kan tvinge juvenile aborre til tidligere at skifte fødevalg fra zooplankton til bentiske makroinvertebrater (Persson, 1987; Bergman, 1990). Dette resulterer i en lavere vækstrate for (1+) aborreårgangen, da den interspecifikke konkurrence mellem skalle og (0+) årgangen af aborrrer øger den intraspecifikke konkurrence mellem (0+) og (1+) årgangene hos aborre. Det kan betegnes som en flaskehals, hvor ressourcebegrænsning ved juvenile faser begrænser rekruttering til den adulte fase, selv når den adulte fase ikke er ressourcebegrænset (Bergman, 1990; Persson and Grennberg, 1990). I et økosystem med flere fiskearter kan der forekomme andre interaktioner ved eksempelvis tilstedeværelse af gedden. Gedden kan have nogle væsentlige påvirkninger på byttedyrs adfærd. Gedden kan tvinge byttedyrene til at opholde sig i den pelagiske zone, når den littorale zone bliver

benyttet som opholdssted af gedden. Byttedyrs aktivitetsniveau falder, hvorved risikoen for at møde en gedde reduceres, og det kan resultere i en lavere vækstrate for byttedyrene, fordi byttedyrene ikke fouragerer optimalt. Derudover vil disse adfærdsændringer ved byttedyrene have en positiv effekt på zooplankton, da dafnier kan undgå prædation (Berg et al., 1997; Jacobsen and Berg, 1998; Jacobsen and Perrow, 1998).

En strategi indenfor søforvaltning kan være at forbedre gydehabitaterne for aborrer, fordi selektionen af gydehabitaterne kan have konsekvenser for fitness (Smith et al., 2001; Čech et al., 2012). Aborrer gyder strenge af æg i april til maj måned på vegetation, trægrene og andre nedsænkede objekter (Gillet and Dubois, 1995; Smith et al., 2001). Æg på søbunden havde en højere dødelighed i forhold til æg placeret omkring nedsænket vegetation. Hvis søen har en minimal udbredelse af undervandsvegetation, kan udsætning af nåletræer forbedre gydehabitaterne, da vegetation kan hjælpe med at skjule æggene fra rovdyr, tillade en fri strøm af iltet vand omkring embryoer og mindske konkurrencen om gydepladserne blandt aborre (Smith et al., 2001). Kunstigt anlagt undervandshabitat skaber derudover bedre forhold for makroinvertebrater og zooplankton samfundet end bart sediment, fordi nåletræer virker som tilflugtssted fra prædation fra især skallen. Den øgede tæthed af makroinvertebrater har en positiv effekt på juvenile aborres vækst. Fourageringseffektivitet kan derfor i disse områder hjælpe juvenile aborrer med at gå fra at prædere på invertebrater til at prædere på fisk (Boll et al., 2012). Artiklen har til formål at belyse fiskesamfundet i Vilsted Sø og undersøge forholdet mellem planktivore og piscivore fisk, da det forventes at konkurrencenforholdene afspejler søens økologiske tilstand. Desuden vil artiklen indeholde informationer om hvorvidt nåletræer kan benyttes som alternative gydebanker for aborrer i Vilsted Sø.

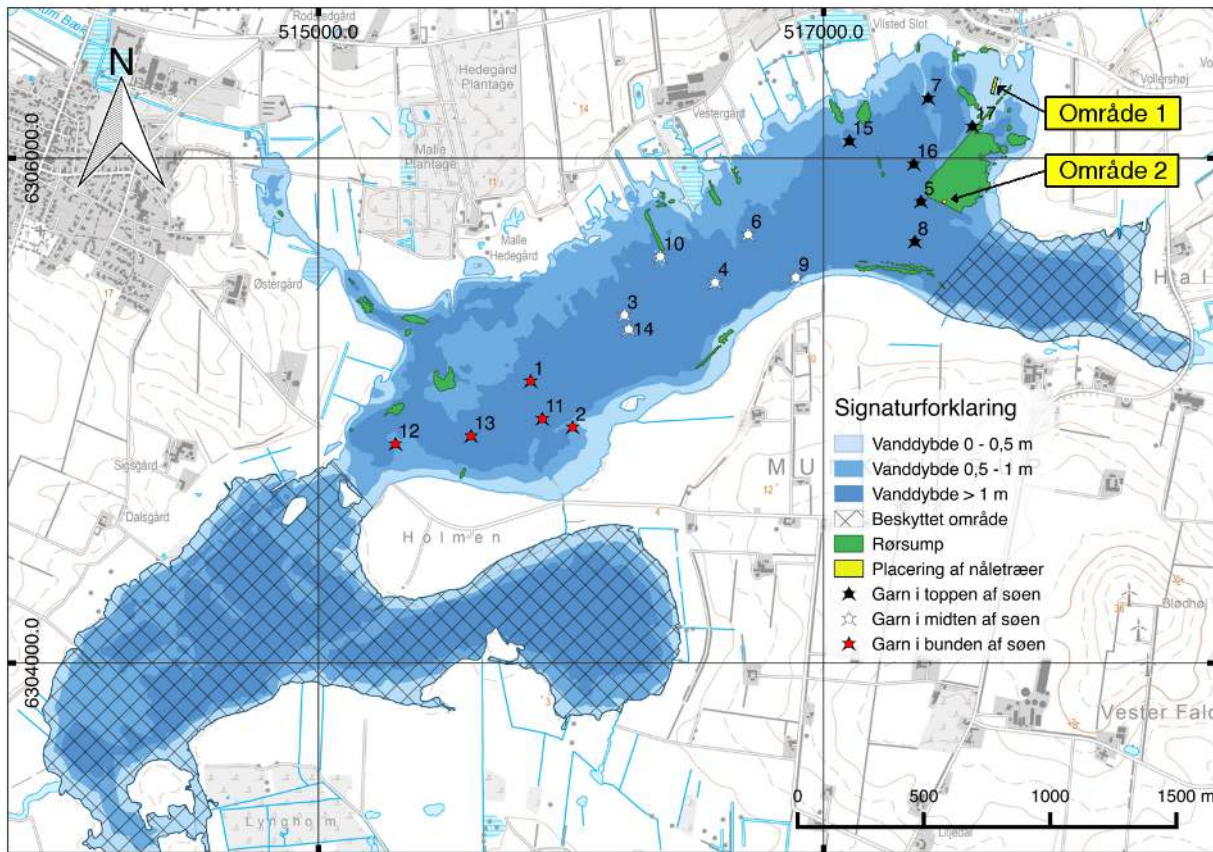
2 Metode

2.1 Lokation

Vilsted Sø (5653'12.5"N 915'42.7"E) er placeret i Nordjylland og består af 450 ha med fuglereservater. Søen har en gennemsnitsdybde på 1.5 m (maksimum dybde = 2 m). Grundet fuglereservaterne er det kun 216 ha af søen som er undersøgt (Figur 1). Vilsted Sø har tre tilløb; Herreds Bæk, Falde Å og Ranum Bæk og en udledning; Bjørnsholm Å til Limfjorden (Anonym, 2008). Vegetationen i søen bestod primært af vandpileurt (*Persicaria amphibia*), tagrør (*Phragmites australis*) og enkelte træer fra tidligere læhegn.

2.2 Garnsætning

For at undersøge fiskesamfundet i Vilsted Sø benyttes standardiserede oversigtsgarn (Lauridsen et al., 2007) bestående af 14 sektioner med forskellige maskestørrelser, angivet som halvmaske, i rækkefølgen: 85, 68, 43, 19.5, 6.25, 10, 55, 8, 12.5, 24, 15.5, 5, 15.5, 5, 35, 29 mm. Hver sektion er 2.5 m lang og 1.5 m dyb, som giver en totallængde af garnet på 35 m. Oversigtsgarnene blev udsat mellem d. 25. april og 30. april og havde en liggetid mellem 16-19 timer. Garnsætningerne foregik sen eftermiddag klokken 16-18 og blev taget op den efterfølgende dag ved formiddagstid klokken 10-13. I alt blev 17 garn sat, hvor dybden varierede mellem 1-1.5 m (Figur 1). Placering af garnene opfyldte minimumskravene fra Lauridsen et al. (2007), hvor garnene sættes på en lige linje i forhold til vindretningen. Garnene blev ikke sat tættere end 2 m fra bredden eller rørskovene og ikke i forlængelse af eller tættere end 35 m fra hinanden. Lokationen af garnene blev randomiseret i QGIS (QGIS Development Team, 2009). Randomiseringen foregik, ved at indsnævre det tilgængelige område i forhold til dybden af søen (min. dybde = 1 m), og lade QGIS programmet udvælge tilfældige punkter i dette lag.



Figur 1: Placering af garn, nåletræer og søens fysiske størrelse.

2.3 Registrering og bearbejdning af fisk i felten og laboratorie

Fisks længde-vægt relation, og sammensætning af deres alder kan give økologiske indsigt ved at estimere tilstanden blandt fiskene og vækstrater på tværs af arter, køn, årstider og regioner (Froese, 2006; Milardi et al., 2014). Ved opsamling af garn blev individer artsbestemt og totallængden målt til nærmeste mm. For at estimere alderen af aborrepopulationen blev både skæl og øresten (otolith) benyttet. Den bedst egnede metode til at aldersbestemme aborrer benyttes til resultatbehandling. 5-10 skæl blev udtaget af aborrer (40 skælprøver + 50 hjembragte fisk) og undersøgt under stereomikroskop (Stemi 508 trino body) og fotograferet med kamera (Axiocam 105 color), hvor antallet af vinterringe (annuli) estimeres (Appendix A). 50 aborrer blev analyseret i laboratorie, hvor de sagittale

øresten blev udtaget. Efter bearbejdning blev ørestenene placeret horisontalt og stabilt i vand under stereomikroskop (Stemi 508 trino body), hvor antallet af vinterringe estimeres. Metoden for bearbejdning af skæl og øresten er beskrevet i detaljer i Appendix A. Den totale vægt af de hjembragte aborrer og rogn blev vejet til nærmest 1 g og angives i Catch Per Unit Effort (CPUE) for antal og vægt per garn. Rognene blev vejet for bedre at kunne sammenligne med resultater fra andre studier, da undersøgelser af søer primært foretages fra 15. august til 15. september som er udenfor fiskenes gydesæson (Lauridsen et al., 2007).

2.4 Databehandling

Databehandling er udført med R version 3.3.1 (R Core Team, 2016) via RStudio version 1.0.136 (<http://www.rstudio.com>). Chi²-test

blev benyttet til at belyse om der var forskelle på antallet og vægten af de forskellige arter blandt de enkelte garn, da data ikke var normalfordelte. Ved signifikante Chi^2 værdier beregnes standardiserede forskelle, hvor værdier ≤ -2 og ≥ 2 afviger signifikant fra det forventede. For at beregne vægten af aborrer, som ikke blev hjembragt og vejjet, udføres en regression på relationen mellem total længde (cm) og total vægt (g) (Froese, 2006; Petriki et al., 2011):

$$V = aL^b \quad (1)$$

V står for variabelen vægt, a og b er regressionens parametre og L er variabelen for den totale længde. Non-lineære regressioner blev illustreret med 95 % konfidensinterval ($\pm 1.96 \cdot$ standard error). Vægt-længde relation og skallebiomassen beregnes ved anvendelse af data fra Petriki et al. (2011). Geddebiomassen beregnes ved anvendelse af data fra Milardi et al. (2014). De estimerede aldre fra de analyserede øresten og skælprøver blev benyttet til at lave en lineær regression i forhold til totallængden for at estimere alderen af de aborrer, hvorfra der ikke blev udtaget en skælprøve. Lineær regression blev udført på alder og længde forholdet mellem skalle, hvor aldersgrupperne blev bestemt ud fra histogram og testet med en t -test for at beskrive om grupperingerne afveg fra hinanden (Dub et al., 2013). For alle lineære regressioner blev R^2 -værdier angivet. Aldersregressionerne for skaller og aborrer blev efterfølgende benyttet til at beskrive sammensætningen af de to populationers aldersgrupper.

2.5 Gydebanker

For at vurdere om nåletræer kan benyttes som alternative gydebanker for aborrer, placerede Naturstyrelsen Himmerland nåletræer (rødgran (*Picea abies*), sitkagran (*Picea sitchénsis*) og nordmannsgran (*Abies normanniána*)) i to områder. Område 1 (150 m^2) bestod af 14 stk 2-4 m lange nåletræer, og område 2 (50 m^2) bestod af 2-4 stk nåletræer af 2-4 m. Begge områder havde en dybde på 1-1.5 m (Figur 1).

Områderne blev observeret med kamera fra båd og undervandskamera (GoPro Hero 4) for at vurdere om nåletræerne blev benyttet af aborre til at gyde på. Vegetationen i nærområdet af gydebankerne blev ligeledes observeret og bestod af tagrør, træer og vandpileurt.

3 Resultater

3.1 Fangst

I alt blev 1052 individer registreret fordelt på fem arter; aborre, skalle, gedde, ørred (*Salmo trutta fario*) og rudskalle (*Scardinius erythrophthalmus*), med henholdsvis 136, 886, 22, 5 og 3 fanget af hver art (Tabel 1). De 5 ørreder ($12.3 \pm 1.6 \text{ cm}$) og 3 rudskaller ($18.0 \pm 2.6 \text{ cm}$), benyttes ikke i den efterfølgende databehandling på grund af det lave antal. Gennemsnitlig sigtdybde for søen i løbet af de 5 dage var $43.4 \pm 18.9 \text{ cm}$. Biomassen af aborrer, skaller og gedder svarer til henholdsvis 30.1 %, 37.4 % og 32.5 % af den samlede biomasse af registrerede fisk (Appendix B: Tabel 2).

For at belyse relationen mellem vægt og længde af aborrer blev en regression udført (Figur 2). Regresionen blev benyttet til at estimere de resterende aborrers vægt.

Lokationen af garnene medførte en opdeling med henholdsvis 6 garn i toppen af søen, 6 garn i midten af søen og 5 garn i bunden af søen, hvor topzonen ligger i den nordøstlige del og bundzonen i den sydvestlige del af søen (Figur 1). Fordelingen af biomassen i de tre områder af Vilsted Sø, viste at ved toppen af søen udgjorde biomassen af skaller, aborrer og gedder henholdsvis 26.2 %, 34.3 % og 39.5 %. I midten af søen udgjorde biomassen henholdsvis 41.6 %, 21.3 % og 37.1 %. Ved bunden af søen udgjorde biomassen af skaller, aborrer og gedder henholdsvis 54 %, 37 % og 9 % (Appendix B: Tabel 2). Totalbiomassen for skaller var signifikant større i bunden, og signifikant mindre i toppen end det forventede (Chi^2 standardiserede forskelle på henholdsvis 4.27 og -4.38), hvor det var omvendt for gedder (Chi^2

Table 1: Antal og biomasse (g) data per garn. Total er angivet for antal og vægt for hele søen, catch per unit effort (CPUE) er angivet som fangst per garn, standard error (SE), samt 95 % konfidensintervallet (KI) (gennemsnit \pm 1.96 \cdot SE) per garn.

	Art	Total	CPUE	SE	KI 95 %
Antal	Aborre	136	8.0	1.1	5.8 - 10.2
	Skalle	886	52.1	3.4	45.2 - 59.0
	Gedde	22	1.3	0.4	0.6 - 2.0
	Ørred	5	0.3	0.1	0.1 - 0.5
	Rudskalle	3	0.2	0.1	-0.1 - 0.4
Vægt (g)	Aborre	49033.1	2884.3	419.4	2045.5 - 3723.1
	Skalle	60895.6	3582.1	239.5	3103.0 - 4061.2
	Gedde	52834.0	3107.9	820.7	1466.5 - 4749.3

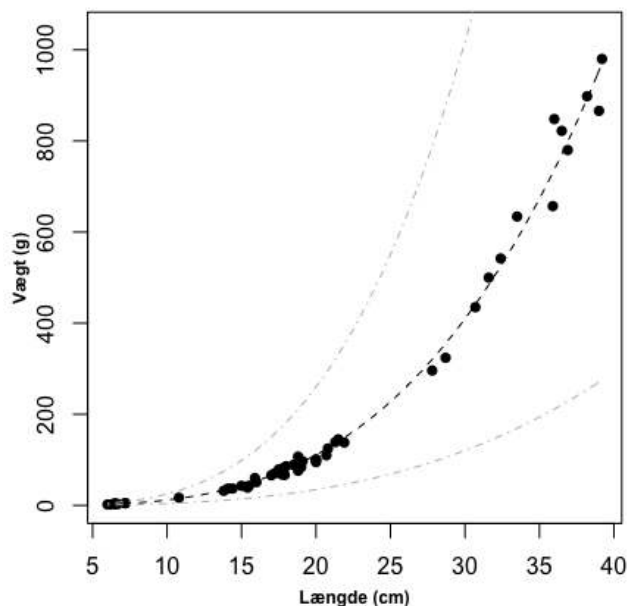


Figure 2: Regression for aborrrens længde og vægt angivet ved $V = 0.007099 \cdot L^{3.223276}$ samt 95 % konfidensinterval ($n = 50$).

standardiserede forskelle på henholdsvis -5.31 og 3.88). Placeringen af garn havde betydning for antallet af, hvilke arter garnene fangede (Chi²-test: $p = 0.02527$). Standardiserede forskelle viste, at der blev fanget signifikant flere aborrer og signifikant færre skaller i toppen i forhold til midten og bunden af søen (Chi² standardiserede forskelle på henholdsvis 2.56 og -3.13).

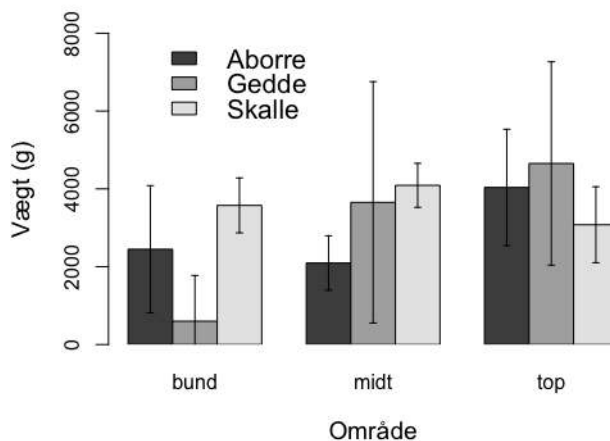


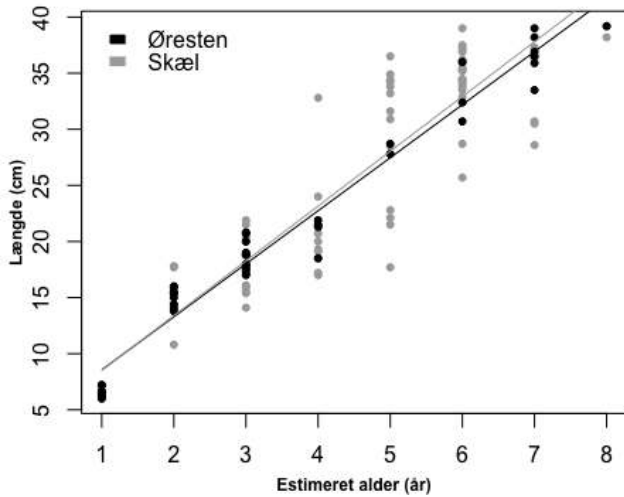
Figure 3: Fordeling af fiskearternes gennemsnitlige biomasse per garn i de respektive områder af søen. Errorbars angiver 95 % konfidensinterval.

3.2 Aldersbestemmelse

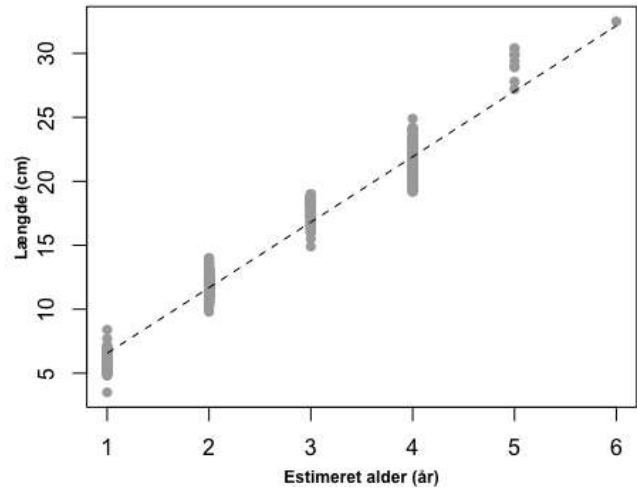
En regression blev anvendt for de aldersestimerede øresten ($n = 45$) og skæl ($n = 90$) for at belyse relationen mellem længde og alder (Figure 4).

Ved antagelse af at årgangene kan aflæses i histogram af fangede skaller (Appendix B: Figure 13), blev en regression udført for at belyse forholdet mellem længde og alder ($R^2 = 0.969$) (Figure 5). Yderligere blev en t-test udført med en Bonferroni korrektion ($p = 0.0033$), hvor gennemsnitslængden af alle aldersgrupperne var signifikant forskellige fra hinanden.

Til videregående databehandling blev længde-alder relationen fra øresten ($R^2 =$



Figur 4: Relation mellem længde og alder for abborrer for øresten (sort) givet ved $y = 4.7274 \cdot x + 3.8273$ ($n = 45$) og for skæl (grå) givet ved $y = 4.8818 \cdot x + 3.6297$ ($n = 90$) med R^2 -værdi på henholdsvis 0.965 og 0.846.

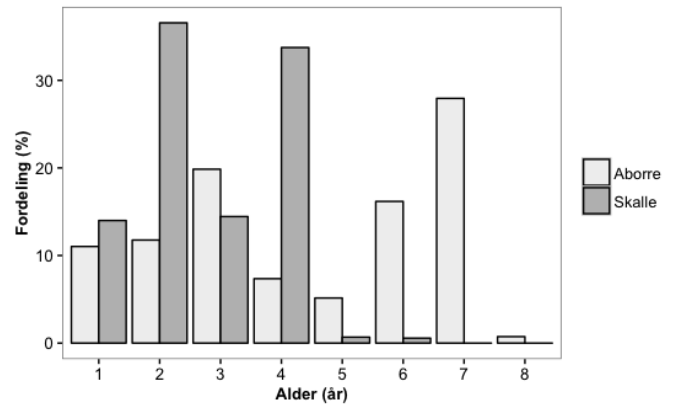


Figur 5: Relationen mellem alder og længde for skaller givet ved $y = 5.1210 \cdot x + 1.4405$ ($n = 886$).

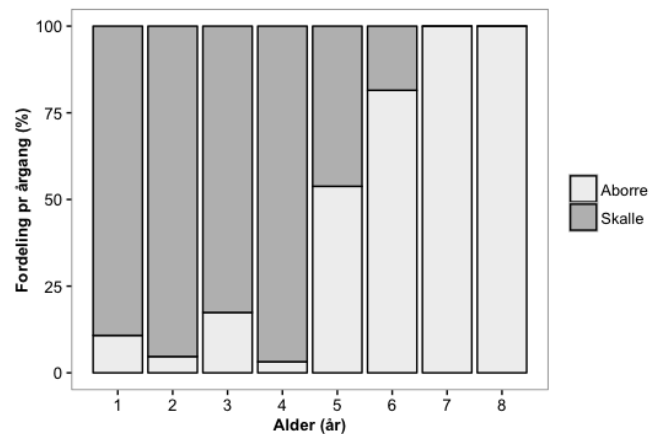
0.965) benyttet til at udregne alderen for de resterende abborrer (Figur 4). Alderen af skalle bestemmes ud fra regressionsligningen fundet ud fra længderne (Figur 5). Den procentvise fordeling af årgangene for populationen af skaller og populationen af abborrer blev beregnet (Figur 6), og den procentvise fordeling af antal skaller og abborrer på de enkelte årgange i forhold til hinanden (Figur 7).

3.3 Gydebanker

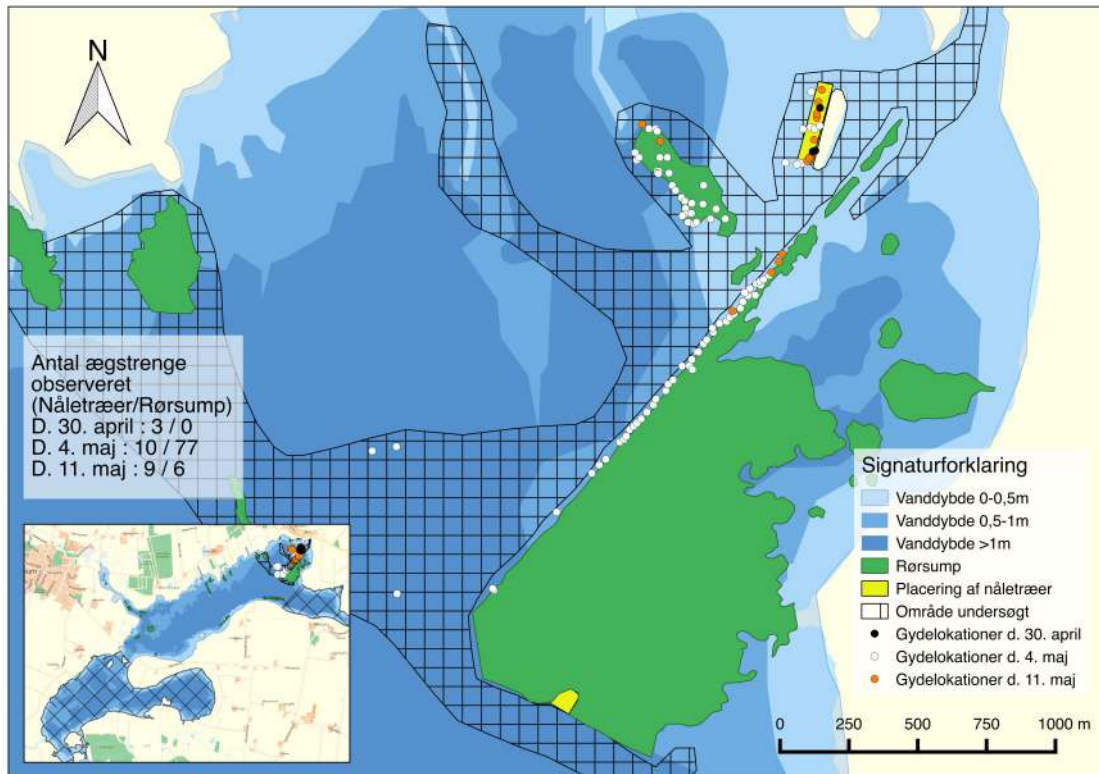
Den 30. april, 4. maj og 11. maj blev i alt 105 æg-strengte observeret i den nordlige del af Vilsted Sø ved en overfladetemperatur på henholdsvis 10.4 °C, 12.2 °C og 12.7 °C (Appendix B: Tabel 5). 30. april blev 3 æg-strengte observeret ved område 1. 87 æg-strengte blev observeret d. 4. maj, hvor 10 blev observeret ved område 1 og 77 æg-strengte ved naturlig vegetation. 11. maj blev 9 æg-strengte observeret ved område 1 og 6 æg-strengte ved naturlig vegetation (Figur 8). Æg-strengte blev ikke observeret ved område 2 i løbet af perioden.



Figur 6: Fordelingen per art af aldersgrupperne fra 1-8 år for skaller (mørk) og abborrer (lys).



Figur 7: Fordelingen per årgang af henholdsvis skaller (mørk) og abborrer (lys).



Figur 8: Observerede æg-streng ved det undersøgte område i Vilsted Sø d. 30. april, 4. maj og 11. maj.

4 Diskussion

Vilsted Sø indeholdte en høj biomasse af piscivore fisk i forhold til planktivore fisk. Denne fordeling stemte ikke overens med andre studier, hvor de i eutrofe søer observerede en større biomasse af planktivore fisk i forhold til piscivore fisk (Bergman, 1990; Persson and Grennberg, 1990; Perrow et al., 1999; Jeppesen et al., 2000; Jacobsen et al., 2015). En årsag til populationernes fordeling i biomasse kan være, at Vilsted Sø blev etableret i 2006, og med en forventet høj næringsstofstilførsel fra landbrugsoplandet kan det ikke forventes, at klarvandsstadier vil være stabile (Søndergaard et al., 2017). Hvis søen havde været klarvandet de første år efter etableringen kunne populationerne af piscivore fisk have haft muligheden for at opbygge en højere biomasse i forhold til planktivore fisk. Det kunne antages, ud fra at populationen af aborrrer indeholdte en større procentdel af (7+) aborreårgangen end (2+)

og (1+) aborreårgangene. Aldersfordelingen i aborrepopulationen var ikke en forventet fordeling, derfor kunne det tyde på en forandring af vækstbetingelserne i løbet af de sidste 7 år (Dub et al., 2013). Samtidig med en reduktion af yngre aborreindivider blev en fremgang af skallepopulationen estimeret de sidste 3-4 år. Hvis denne tendens fortsætter kan det forventes, at den samlede biomasse i søen vil bestå af en højere andel af planktivore fisk fremadrettet. Dette skyldes blandt andet, øget interspecifik konkurrence mellem aborrrer og skaller (Persson, 1986, 1987), og at antallet af den ældre aborre generation (7+) reduceres (Jeppesen et al., 2000; Ceccuzzi et al., 2011; Dub et al., 2013). En reduktion af (7+) aborrepopulationen kunne skyldes, at en maksimal levetid i naturlige habitater opnås ved denne alder.

Fordelingen af biomasse for piscivore : planktivore fisk i studiet blev begrænset til de 216 ha som var tilgængeligt. 234 ha blev ikke nærmere undersøgt. En tendens viste, at den

nederste del af de 216 ha havde en højere biomasse af skaller end toppen af søen. Det kunne betyde, at ved udsætning af garn i fuglereservatet, ville fordelingen have favoriteret planktivore fisk, skalle, yderligere.

Det blev vurderet ud fra biomasse og antal fangede aborrer, at en større andel af juvenile aborrer var i toppen af søen. Det var forventet, at søen havde en ensartet fordeling af juvenile aborrer, fordi den lavere sigtddybde ændrer byttedyrenes adfærd. Adfærdsændringen kan øge aborreynghens fourageringshabitat til at bestå af det pelagiske miljø på grund af mindre prædation (Persson and Eklöv, 1995; Andersen, 2007; Jacobsen et al., 2015). Det kunne antages, at grundet søens lave sigtddybde og ulige fordeling af juvenile aborrer, ville intraspecifik prædation på aborrer i søen forekomme. Det bekræftes, at prædation kunne forekomme, fordi biomassen af gedder udgjorde en tredjedel af fiskesamfundet i søen. Aborrer foretrækker, at prædere på individer mellem 6-8 cm, og gedder foretrækker at prædere på individer mellem 6-13 cm (Eklöv and Hamrin, 1989; Persson et al., 1996; Eklöv, 1997; Olin, 2002). Prædationstrykket fra adulte aborrer og gedder kunne forklare, hvorfor aborrepopulationen mangler individer mellem 6-13 cm. Toppen af søen indeholdte store områder af rørsump, i forhold til resten af søen, hvilket kan give bedre mulighed for skjul og hermed mindre prædation (Eklöv and Hamrin, 1989). Selvom prædation på aborrer kan forekomme, viste studier at aborrer, med sine kraftige pigstråler, er dyrt i energiforbrug at fordøje og med risiko for, at de kraftige pigstråler på rygøjler kan punktere hals eller mavesækken (Eklöv and Hamrin, 1989). Derfor vil gedder og aborrer sandsynligvis foretrække at prædere på skaller frem for aborrer, hvilket kan betyde, at prædation på aborrer ikke forekommer i samme grad, som først antaget.

Interspecifik konkurrence mellem aborrer og skaller om fødeemner, kunne også forklare fordelingen af juvenile aborrer. En større biomasse af skaller forekom i bunden og midten af søen, og det kunne betyde, at juvenile aborrer

havde indsnævret deres fourageringshabitat til den littorale zone af søen, fordi skaller fouragerer mere effektivt på pelagisk zooplankton end aborrer (Persson, 1986, 1987; Persson and Grennberg, 1990). I den littorale zone kan aborrer være mere effektiv end skaller til fødesøgning (Persson, 1987; Persson and Eklöv, 1995). Geddens prædation på skaller medfører også en opdeling af fourageringshabitat mellem aborrer og skaller, fordi skaller er mere sårbar end aborrer overfor prædation i makrofyt vegetation (Eklöv and Hamrin, 1989).

Hvis interspecifik konkurrence forekom mellem skaller og aborrer, ville det være interessant at vurdere om væksten for populationerne af aborrer blev påvirket af konkurrenceelementet. En god lineær relation mellem længde og alder for øresten blev estimeret på aborrer. Andre studier fra Tyskland og Italien havde studeret adskillige europæiske bestande af aborrer, og karakteriserede fem forskellige former for vækst ud fra alder-længde relationen (Ceccuzzi et al., 2011). Populationen af aborrer havde en moderat vækst, fordi (3+) aborreårgangen havde en længde på 18 cm. Denne længde blev beskrevet som det stadie, hvor aborrer skifter fra at prædere på makroinvertebrater til at være piscivore (Eklöv, 1997; Jacobsen et al., 2002; Ceccuzzi et al., 2011). Den moderate vækstkurve kunne være på grund af interspecifik konkurrence om fødeemnerne mellem skaller og aborrer (Persson, 1987; Bergman, 1990; Persson and Grennberg, 1990). For at bekræfte om interspecifik konkurrence kunne være årsagen til fordelingen i søen og den moderate vækst hos aborrer, ville en mere detaljeret analyse af maveindholdet på både aborre og skalle kunne belyse om de to arter havde overlappende valg af fødeemner. Dafnier er (0+) abborernes foretrukne fødevalg ved lave skalle densiteter, men ved stigende densiteter af skaller reduceres tætheden af dafnier. Den ringe tæthed af fødeemner kan tvinge (0+) aborrer til at lave et tidligt ontogenetisk skifte med lavere vækstrate som konsekvens (Persson and Grennberg, 1990). Den moderate vækstkurve kunne også skyldes

abiotiske faktorer som temperatur, fordi den optimale fysiologiske temperatur for aborrer spænder mellem 21 - 25.4 °C (Ceccuzzi et al., 2011). Hermed ville bestanden af aborrer generelt have en lavere vækstkurve i Danmark end andre sydlige europæiske lande, hvor temperaturen er mere optimal.

Selvom populationen af aborrer havde en moderat vækstkurve, kunne små usikkerheder ved aflæsning af alderen fra øresten påvirke resultaterne. Både øresten og skæl blev vurderet for aborrepopulationen, og øresten var den mest præcise til at angive alderen for aborrepopulationen, hvilket også stemte overens med andre studier (Schneider et al., 2000; Campana, 2001; Khan et al., 2011). Fejlaflysning kunne stadigvæk forekomme, især ved de gamle fisk, og subjektivitet kunne føre til under- eller overestimering af alderen ved brug af øresten (Campana, 2001).

En anden faktor som havde indflydelse på fiskesamfundets fordeling i søen, var garnenes placering. Garnene i bunden og midten af søen favoriserede fangst af større aborrer, fordi vegetation ikke forekom tæt på garnene (Ceccuzzi et al., 2011). Derfor kunne resultatet have vist forskelle i forhold til de littorale og pelagiske habitater og ikke søen som helhed, hvis studiet også havde undersøgt fiskesamfundet i den littorale zone af søen.

For at vurdere om nåletræer kunne benyttes, som alternative gydepladser for aborrer, blev antallet af æg-strengestimeret i forhold til omkringliggende vegetation. I perioden 30. april til 11. maj blev det vurderet, at aborrernes gydeperiode toppede mellem d. 30. april og d. 4. maj. Det gav en gydeperiode på 2 uger, hvilket stemmer overens med andre studier (Treasurer, 1983; Urho, 2017). Længden af gydeperioden kan variere fra år til år, derfor kan længere gydeperioder også observeres (Čech et al., 2012). Temperaturen i hele perioden var mellem 10.4 - 12.7 °C. Temperaturen vurderes til at være den primære faktor som regulerer aborrernes gydning, hvor en temperatur på 12 °C er optimalt for udviklingen af aborreæg (Treasurer,

1983; Zeh et al., 1989; Gillet and Dubois, 1995; Ceccuzzi et al., 2011; Čech et al., 2012). Andre miljøfaktorer som lys, pH og ilt kan også påvirke ægudviklingen (Zeh et al., 1989).

De kunstigt anlagte gydepladser i område 1 blev benyttet 22 gange i stedet for den omkringliggende vegetation, hvor 83 æg-strengest blev observeret. Hermed kan studiet bekræfte, at aborrer er i stand til at benytte nåletræerne som gydehabitat i Vilsted Sø. Ved område 2 blev ingen æg-strengest observeret, hvilket antyder at placeringen af nåletræerne havde betydning for, om nåletræerne benyttes. Årsagen til at ingen æg-strengest blev observeret i område 2 kan være, at området i højere grad påvirkes af vind og bølger, da aborrer vil selekttere et miljø med roligere vand (Čech et al., 2012).

5 Konklusion

Fiskesamfundet i Vilsted Sø, indeholdte aborrer, skaller, gedder, ørreder og rudskaller. Størstedelen af biomassen var piscivore fisk, aborrer og gedder, i forhold til planktivore fisk, skaller. En lige fordeling mellem hver art blev estimeret i hele søen, men opdeling af søen i tre områder gjorde, at biomassen for skaller var signifikant større i bunden og signifikant mindre i toppen af søen. For gedder var fordelingen af biomassen omvendt. Ingen ændring af biomassen for aborrer blev registreret for de tre områder. Aborrepopulationen indeholdte et højt antal af ældre individer $\geq (5+)$ i forhold til yngre individer $< (5+)$. Skallepopulationen viste det modsatte tilfælde, hvor meget få individer var ældre end $(4+)$. Dette kunne tyde på, at fremadrettet vil fordelingen af biomassen favorisere planktivore fisk i stedet for piscivore fisk. Interspecifik konkurrence forekom sandsynligvis mellem juvenile aborrer og skaller, fordi habitatudbredelsen for juvenile aborrer blev begrænset til den littorale zone. Færre skaller befandt sig i toppen af søen end bunden, hvilket også kunne skyldes prædation fra gedden og piscivore aborrer. Aborrer var

i stand til at benytte de kunstige udlagte gydebanker, bestående af nåletræer, i Vilsted Sø. Hvilke effekter de udlagte gydebanker vil have på aborrepopulationen og søens fremtidige fiskesamfund bør undersøges nærmere.

Litteraturliste

- Andersen, M. (2007). Turbiditets indflydelse på adfærd hos søfisk. Aarhus Universitet, Biologisk Institut. Technical report.
- Anonym (2002). Forslag til Regionplantillæg nr. 82 med VVM-redegørelse.
- Anonym (2008). Regulativ for Vilsted Sø. Vesthimmerlands Kommune. Technical report.
- Berg, S., Jeppesen, E., and Søndergaard, M. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 1. effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*, 342/343:311–318.
- Bergman, E. (1990). Effects of Roach *Rutilus rutilus* on Two Percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*: Importance of Species Interactions for Diet Shifts. *Oikos*, 57(2):241–249.
- Boll, T., Balayla, D., Andersen, F., and Jeppesen, E. (2012). Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal? *Hydrobiologia*, 679(1):175–186.
- Bowszys, M., Wziątek, B., and Górska, E. (2012). Feeding of small-sized European perch, *Perca fluviatilis*, in a littoral zone of a restored lake. *Ecology & Hydrobiology*, 12(3):243–251.
- Campana, S. E. (2001). Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology*, 59(2):197–242.
- Ceccuzzi, P., Terova, G., Brambilla, F., Antonini, M., and Saroglia, M. (2011). Growth, diet, and reproduction of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Varese, Northwestern Italy. *Fisheries Science*, 77(4):533–545.
- Čech, M., Vejřík, L., Peterka, J., Říha, M., Muška, M., Jůza, T., Draštík, V., Kratochvíl, M., and Kubečka, J. (2012). The use of artificial spawning substrates in order to understand the factors influencing the spawning site selection, depth of egg strands deposition and hatching time of perch (*Perca fluviatilis* L.). *Journal of Limnology*, 71(1):170–179.
- Dub, J. D., Redman, R. A., Wahl, D. H., and Czesny, S. J. (2013). Utilizing random forest analysis with otolith mass and total fish length to obtain rapid and objective estimates of fish age. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(9):1396–1401.
- Eklöv, P. (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54:1520–1531.
- Eklöv, P. and Hamrin, S. (1989). Predatory Efficiency and Prey Selection: Interactions between Pike *Esox lucius*, Perch *Perca fluviatilis* and Rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *OIKOS*, 56(2):149–156.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4):241–253.
- Gillet, C. and Dubois, J. P. (1995). A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia*, 300(1):409–415.
- Hansen, L. B., Källström, M., Jørgensen, S. L., and Hasler, B. (2011). Vadomraders omkostningseffektivitet. En erfaringsopsamling og analyse af omkostningerne ved at gennemføre vadomradeprojekter under vandmiljøplanerne VMPI og VMPII. *Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet*, (Faglig rapport fra DMU nr. 835):63 s.
- Jacobsen, L. and Berg, S. (1998). Diel variation in habitat use by planktivores in eld enclosure experiments: the effect of submerged macrophytes and predation. *Journal of Fish Biology*, 53:1207–1219.
- Jacobsen, L., Berg, S., Baktoft, H., and Skov, C. (2015). Behavioural strategy of large perch *Perca fluviatilis* varies between a mesotrophic and a hypereutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 86(3):1016–1029.
- Jacobsen, L., Berg, S., Broberg, M., Jepsen, N., and Skov, C. (2002). Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radio-telemetry study. *Freshwater Biology*, 47(12):2370–2379.
- Jacobsen, L. and Perrow, M. R. (1998). Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish*, 7(2):78–86.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., and Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and diversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45:201–218.

- Kaemingk, M. A., Jolley, J. C., Willis, D. W., and Chipps, S. R. (2012). Priority effects among young-of-the-year fish: Reduced growth of bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) caused by yellow perch (*Perca flavescens*)? *Freshwater Biology*, 57(4):654–665.
- Khan, S., Afzal Khan, M., and Miyan, K. (2011). Comparison of age estimates from otoliths, vertebrae, and pectoral spines in African sharptooth catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell). *Estonian Journal of Ecology*, 60(3):183.
- Lauridsen, T., Søndergaard, M., Jeppesen, E., and Jørgensen, T. B. (2007). *Undersøgelser i søer. NOVANA og DEVANO overvågningsprogram*. Number 25. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 164s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 25.
- Milardi, M., Lappalainen, J. L., and Juntunen, T. (2014). Variation in length, girth and weight of large northern pikes (*Esox lucius*) in Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 51(3):335–339.
- Olin, M. (2002). Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60(3):593–612.
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J. D., Leigh, S. A. C., Hinds, A. M., and Rhodes, J. D. (1999). The stability of fish communities in shallow lakes undergoing restoration : expectations and experiences from the Norfolk Broads (U . K .). pages 85–100.
- Persson, L. (1986). Effects of Reduced Interspecific Competition on Resource Utilization in Perch (*Perca Fluviatilis*) Author (s): Lennart Persson Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable. *Ecology*, 67(2):355–364.
- Persson, L. (1987). Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia*, 73(2):170–177.
- Persson, L., Andersson, J., Wahlström, E., and Eklöv, P. (1996). Size-Specific Interactions in Lake Systems : Predator Gape Limitation and Prey Growth Rate and Mortality. *Ecology*, 77(3):900–911.
- Persson, L. and Eklöv, P. (1995). Prey Refuges Affecting Interactions Between Piscivorous Perch and Juvenile Perch and Roach. *Ecology*, 76(1):70–81.
- Persson, L. and Grennberg, L. (1990). Juvenile Competitive Bottlenecks : The Perch (*Perca Fluviatilis*) -Roach (*Rutilus Rutilus*) Interaction. *Ecology*, 71(1):44–56.
- Petriki, O., Gousia, E., and Bobori, D. C. (2011). Weight-length relationships of 36 fish species from the River Strymon system (northern Greece). *Journal of Applied Ichthyology*, 27(3):939–941.
- R Core Team (2016). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schneider, J. C., Laarman, P. W., and Gowing, H. (2000). Age and growth methods and state averages. Chapter 9. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25.
- Smith, C., Douglas, A., and Jurajda, P. (2001). Oviposition site selection and embryo mortality in perch. *Journal of Fish Biology*, 58(3):880–882.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., and Jeppesen, E. (2017). Repeated fish removal to restore lakes: Case study of lake Væng, Denmark-two biomanipulations during 30 years of monitoring. *Water (Switzerland)*, 9(1).
- Treasurer, J. W. (1983). Estimates of egg and viable embryo production in a lacustrine perch, *Perca fluviatilis*. *Environmental Biology of Fishes*, 8(1):3–16.
- Urho, L. (2017). Habitat shifts of perch larvae as survival strategy. *Annales Zoologici Fennici*, 33(3):329–340.
- Walsh, C., Horn, P., McKenzie, J., O Maolagáin, C., Buckthought, D., Sutton, C., and Armiger, H. (2014). *Age determination protocol for snapper (Pagrus auratus)*. *New Zealand Fisheries Assessment Report.*, volume 51.
- Zeh, M., Ritter, E., and Ribi, G. (1989). Spawning and egg development of *Perca fluviatilis* in Lake Zürich. *Aquatic Sciences*, 51(2):100–107.

6 Appendix A

6.1 Udtagning og aldersbestemmelse af skæl

Skæl fra aborre blev indsamlet under den første rygfinne og under den laterale linje for at vurdere generationerne i aborrepopulationen. 5-10 skæl udtages, da unormale og regenereret skæl ikke indeholder circuli og vinterringe (annuli) i midten, og derfor ikke kan anvendes til aldersbestemmelsen (Schneider et al., 2000).

Aldersbestemmelsen af aborres skæl udføres ved at identificere de tydelige vinterringe der bliver dannet hver vinter, når vækstraten er lav på grund af temperatur og mangel på fødeemner (Schneider et al., 2000). Vinterringene former sig efter skællet og fremstår som tydelige tykke koncentriske riller (Figur 12).

Falske vinterringe kan forekomme i tilfælde hvor fiskens vækst er hæmmet på grund af ændringer i dens miljø (Schneider et al., 2000). De falske vinterringe kan skelnes fra de ægte vinterringe, ved at de ofte ikke kan observeres tydeligt hele vejen rundt i skællet imodsætning til de ægte vinterringe (Schneider et al., 2000). Skællende blev placeret mellem 2 objektglas for at være i stand til at fokusere korrekt på hele skællet med stereoluppen. Alle skæl blev som minimum



Figur 9: Brændt og knækket øresten

fotograferet ved 1x zoom på Zeizz stereoluppen for senere at kunne sammenligne størrelse og placering af vinterringe. Inden aldersbestemmelse blev skælprøverne sorteret efter størrelse, så de mindste skælprøver blev fotograferet og aldersbestemt først. Denne sortering udføres, da det kan være besværligt at vurdere de tidligste vinterringe på ældre fisk, så for at have et referencepunkt kan man bruge størrelsen af de små skæl fra (1+) årgangen. Omvendt kan det også være besværligt at bestemme de seneste vinterringe på de ældre årgange, fordi vinterringe kan være placeret meget tæt ved siden af hinanden. Dette medfører, at ældre skæl typisk bliver undervurderet i forhold til dens antal (Schneider et al., 2000)

6.2 Udtagning og aldersbestemmelse af øresten

Begge sacculære øresten blev udtaget fra 50 aborrer ved at gællelåget klippes fra den ventrale del af det første gællepar. Bagefter bøjes fiskehovedet bagover, så fiskens indre øre blottes. Et lille hak klippes på ydersiden af det indre øre, hvor første gællepar stadigvæk er fasthæftet. Herefter kan sacculus åbnes op ved at bøje fiskehovedet bagover. De 2 øresten kan nu findes inde i sacculus på højre og venstre side. Sten



Figur 10: Skælprøve fra aborre

nummer 2 blev brugt som erstatning, hvis den første sten bortkom eller gik i stykker. Følgende bearbejdning af ørestene tog udgangspunkt i et studie af Walsh et al. (2014). Ørestenen blev flækket midtover og den største blotlagte side af ørestenen blev filet ned for at se fødselsringen. Herefter opvarmes ørestenen over en bunsenbrænder for at tydeliggøre vinterringene. Det er meget vigtigt, at ørestenen ikke bliver placeret i den gule eller i den blå del af flammen, fordi ørestenen vil forkulle eller blive opvarmet for hurtigt og bliver porrøs. Istedet placeres ørestenen lige under den blå del af flammen, da her ingen forkulning sker og temperaturen er tilpas lav til, at ørestenen opvarmes kontrolleret (Walsh et al., 2014). Herefter blev ørestenen fikseret horisontalt i en petriskål med vand og vækstringene blev fotograferet med en stereolup (Figur 11).

7 Appendix B

Tabel 3: Standardiseret forskelle som er ≥ 2 eller ≤ -2 for Chi² test for hvert garn og arts antal. Standardiseret forskelle illustreres med fed skrift.

	Garn 1	Garn 2	Garn 3	Garn 4	Garn 5
Aborre	-0.994	0.509	-1.445	-2.918	0.209
Skalle	1.587	-0.215	1.024	1.925	-0.046
Gedde	-1.592	-0.635	0.800	1.962	-0.362
	Garn 6	Garn 7	Garn 8	Garn 9	Garn 10
Aborre	-3.667	0.118	1.922	2.494	-1.776
Skalle	3.697	-0.581	-1.652	-1.680	1.784
Gedde	-0.634	1.142	-0.362	-1.592	-0.293
	Garn 11	Garn 12	Garn 13	Garn 14	Garn 15
Aborre	-1.535	0.509	-2.828	-0.934	2.248
Skalle	2.094	0.179	3.305	1.531	-3.927
Gedde	-1.592	-1.592	-1.592	-1.592	4.418
	Garn 16	Garn 17			
Aborre	2.975	5.109			
Skalle	-2.553	-6.468			
Gedde	-0.567	4.080			

Tabel 2: Total biomasse, total antal, biomasse (%) og antal (%) for fiske arterne, aborre, skalle og gedde ved toppen, midten bunden og hele søen.

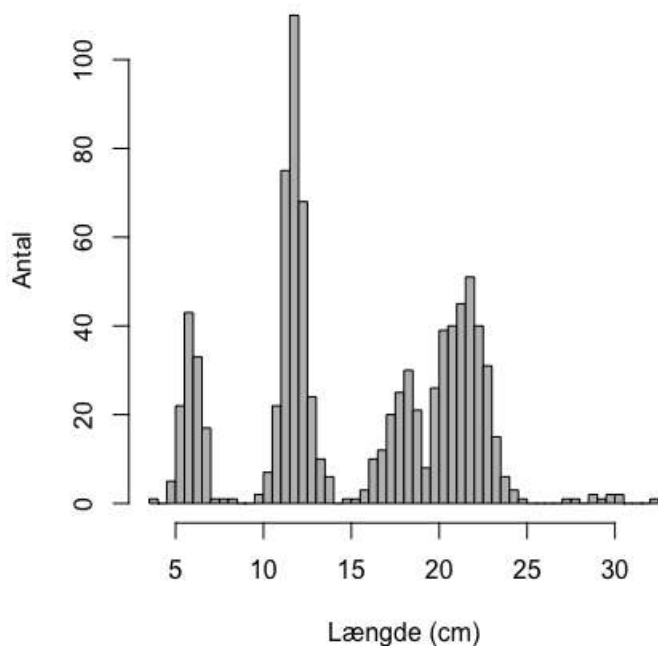
		Aborre	Skalle	Gedde
Top	Total biomasse	24233.2 g	18471.3 g	27917.6 g
	Total antal	65	244	13
	Biomasse (%)	34.3	26.2	39.5
	antal (%)	20.2	75	4
Midt	Total biomasse	12568.1 g	24545.5 g	21919.8 g
	Total antal	31	318	8
	Biomasse (%)	21.3	41.6	37.1
	Antal (%)	8.6	89.1	2.3
Bund	Total biomasse	12241.8 g	17878.8 g	2996.7 g
	Total antal	40	324	1
	Biomasse (%)	37	54	9
	Antal (%)	10.1	88.8	0.3
Hele søen	Total biomasse	49043.1 g	60895.6 g	52834.1 g
	Total antal	136	886	22
	Biomasse (%)	30.1	37.4	32.5
	Antal (%)	13.6	84.9	2.1

Tabel 4: Standardiseret forskelle som er ≥ 2 eller ≤ -2 for Chi² test for hvert garn og arts biomasse. Standardiseret forskelle illustreres med fed skrift.

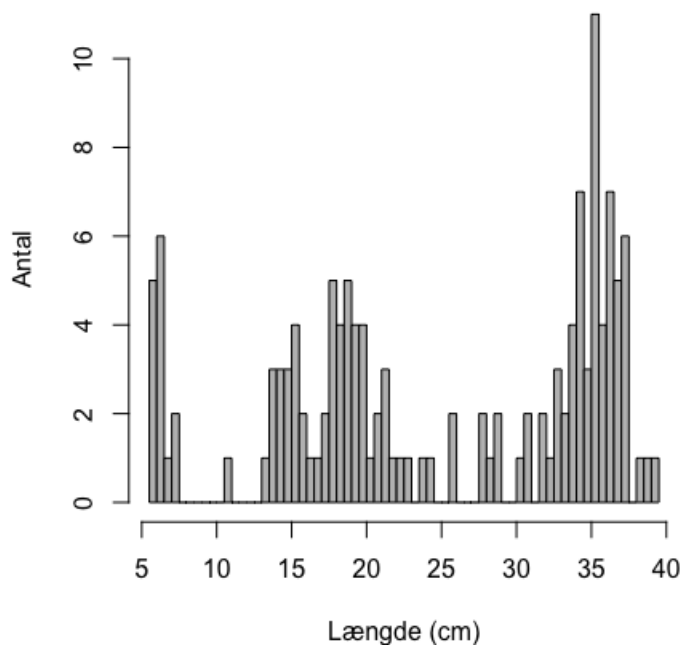
	Garn 1	Garn 2	Garn 3	Garn 4	Garn 5
Aborre	3.606	2.489	-1.446	-4.799	-0.753
Skalle	1.944	-3.000	-1.691	-3.478	-0.944
Gedde	-6.029	0.783	3.455	9.037	1.871
	Garn 6	Garn 7	Garn 8	Garn 9	Garn 10
Aborre	-4.955	-0.931	4.433	4.769	-1.988
Skalle	1.445	-0.175	-3.291	0.864	0.501
Gedde	3.597	1.185	-0.944	-6.029	1.533
	Garn 11	Garn 12	Garn 13	Garn 14	Garn 15
Aborre	-0.753	1.751	-5.581	1.192	-3.994
Skalle	5.995	3.668	10.482	4.188	-6.449
Gedde	-6.029	-6.029	-6.029	-6.029	11.568
	Garn 16	Garn 17			
Aborre	4.715	2.243			
Skalle	-3.797	-6.262			
Gedde	-0.666	4.756			

Tabel 5: Vandsøjle temperatur og observations dage ved gydebankerne.

	Dato	Temperatur (°C)
	30. April	10.4
Område 1	4. Maj	12.2
	11. Maj	12.7
	30. April	10.4
Område 2	4. Maj	12.2
	11. Maj	12.7



Figur 11: Antallet af de undersøgte skaller i de forskellige længdeintervaller.



Figur 12: Antallet af de undersøgte aborre i de forskellige længdeintervaller.