



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021, 60 stp

Fakultetet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning (MINA)

Undersøkelse av effekter av forsuring på fiskepopulasjoner i tre skogsvann i Degernesfjella

Kristin Sandbo

Instituttet for Biovitenskap (BIOVIT), Biologi

Forord

Denne oppgaven avslutter min mastergrad i biologi ved Instituttet for Biovitenskap (BIOVIT).

Først og fremst vil jeg takke mine tre hovedveiledere for å ha hjulpet meg med å dra oppgaven i havn. Spesielt takk til min hovedveileder Thronodd Oddvar Haugen (MINA), som har stilt opp med godt humør, positivitet og brei dialekt gjennom hele studieperioden. Tusen takk for all hjelpen med feltarbeid, labarbeid og dataanalyser. Takk til Ole Håkon Heier (Generalsekretær i Midtre Degernes Grunneierlag), for all hjelpen under feltarbeidet, for at du har delt nyttig informasjon om tjerna i Degernesfjella og artene som er å finne der, og for at du har vært kjapp i replikken på Messenger, og svart på alt av spørsmål. Takk til Ruben Alexander Pettersen (NIBIO) for all hjelpen med vannkjemien, og for at du har bidratt med nyttig informasjon. Videre vil jeg takke alle tre, for at dere har hjulpet meg med ferdigstillelsen av oppgaven.

Jeg vil også takke Norsk Vannforening for økonomisk støtte til oppgaven. Takk til Jonas Dahl Torp (rådgiver innen Statsforvalteren i Oslo og Viken), for økonomisk støtte til vannprøvene. Takk til Reidar Borgstrøm (MINA) for hjelpen på lab, særlig disseksjon av gjedde. Takk til Leif Asbjørn Vøllestad (Professor, UiO) for mye nyttig info om abbor. Takk til Jørgen Ødmann Andersen, for hjelpen med å lage dybdekartene.

Sist, men ikke minst vil jeg takke to gode venner, som har blitt med på roing, bæring og bålkvelder under feltarbeidet. Samt holdt meg med selskap under lange kvelder på laben, til tross for et bredt spekter av lukter. Takk til mor og far for at dere har involvert dere i oppgaven fra begynnelse til slutt. Takk til morfar for at du kjørte inn til Holmetjernet en sein vinterkveld, for å dra løs bilen, etter at jeg hadde kjørt meg fast, samt lån av utstyr.

Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet (NMBU)

Ås, 01.07.2021.

Kristin Sandbo Student nr: 997280

Sammendrag

Den alvorligste effekten av forsurening av innsjøer i Skandinavia er tilbakegangen, eller elimineringen av naturlige fiskepopulasjoner. Mye av litteraturen handler om effektene av forsurening på laksefisk. Det er også gjort en del studier på ikke laksefisk, som abbor. Studier som ser på effektene av forsurening på abborpopulasjoner, har vist at abboren er en syretolerant, men aluminium sensitiv art. I nyere tid har fokuset skiftet til studier av forsuredde klare innsjøer på Vestlandet. I denne studien er fokuset dratt tilbake på forsuredde, humøse skogsvann på Østlandet.

Målet med oppgaven var å se på eventuelle effekter som forsurening kan ha på tre forskjellige abborpopulasjoner. Tjerna som ble undersøkt var Holmetjernet, Nordre Væhletjern og Søndre Væhletjern som ligger i Rakkestad kommune, i tettstedet Degernes. Til sammen ble det fanget 398 fisk fra de tre studietjerna. Alle fisker ble artsbestemt, veid og lengdemålt, og kjønnsbestemt samt vurdert kjønnsmodningsstadium. Seks vannprøver ble tatt i hvert av de tre tjerna, hvorav tre prøver ble tatt i milde perioder, med avrenning, og tre prøver ble tatt i tørr periode med antatt liten/ingen avrenning. pH ble logget gjennom vinteren, for å se på belastningen av lav pH over tid. En rekke vannkjemiske variabler ble målt, herunder pH, TOC, ANC og fritt labilt aluminium (Ali).

Resultatene viste at det var stor variasjon i årsklassesyrken til abbor. Det var også stor variasjon i pH mellom de tre studietjerna pH min 4,5, pH max 5,7. Etter snøsmelting steg pH i begge Væhletjerna fra pH 4,5 til pH 5,5. pH målingene og målingene av Ali fra Væhletjerna viste at det var lave pH verdier (4,5) med høye Ali konsentrasjoner ($>70 \mu\text{g Ali/L}$) over lengre tid. Det har tidligere (1988) vært observert gjedde i begge Væhletjerna, og det er sannsynlig at forsurening og det høye innholdet av labilt aluminium er grunnen til at gjedda ikke lenger er å finne i disse tjerna. I begge Væhletjerna ble det observert dårlig rekruttering, og populasjonene bestod hovedsakelig av eldre individer, over 5 vintre. Fangsten fra Væhletjerna bestod av kortvokste abbor individer. Videre viser resultatene at kortvokst abbor vil modne tidligere, ved 2 vintre, enn abboren som var lengre, og har slått om til å bli fiskespiser. Studien har ikke påvist en direkte årsakssammenheng mellom forsurening og den ujevne alderssammensetningen, men resultatene indikerer at den lave rekrutteringen kan bunne i lav overlevelse i yngel og eggstadiet, grunnet lav pH og høyt innhold av labilt aluminium. Intraspesifikk predasjon, eller en kombinasjon av de foregående.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
1. Introduksjon	6
1.2 Effekter av lav pH i innsjøer på fisk	6
1.3 Aluminiumkjemi og konsekvenser av høyt innhold av labilt aluminium i innsjøer	7
1.4 Artsinformasjon	8
1.5 Annen forskning som er gjort på forsuring.....	10
1.6 Hypotese og bakgrunnen for oppgaven	11
2. omerådebeskrivelse	12
2.1 Lufttemperatur.....	12
2.2 Informasjon om studietjerna.....	14
2.3 Holmetjernet.....	14
2.4 Væhletjerna.....	16
3. Materiale og Metode	18
3.1 Dybdekart.....	18
3.2 pH målinger	18
3.3 Vannprøver	21
3.4 Prøvefiske	22
3.5 Livshistorieparametere hos fisk.....	24
3.6 Dataanalyse og statistisk analyse	25
4. Resultater	26
4.1 Fangst.....	26
4.2 Artssamensetning	30
4.3 Aldersfordeling	31
4.4 Vekst.....	33
4.5 Kjønnsmodning.....	38
4.6 pH målinger av tjerna	43
4.7 Vanntemperatur	46
4.8 Resultat av vannprøvene.....	47
5. Diskusjon	49
5.1 Artsdiversitet	49
5.2 Aldersfordeling.....	50
5.3 Rekruttering	51

5.4 Førsteårsvekst.....	52
5.5 Voksen størrelse på abbor.....	52
5.6 Modning.....	53
5.7 Vekstforløp.....	54
5.8 Vannkjemi.....	55
6. Konklusjon	57
7. Videre forskning.....	57
8. Kilder.....	59
9. Vedlegg	78

1. Introduksjon

Forsuring av ferskvann har ført til redusert, eller tap av arter i mange norske innsjøer (Tammi et al. 2003). Forsuringen av ferskvann i Europa stammer fra utslipp av H_2SO_4 eller HNO_3 , og ammonium NH_4^+ , som startet med den industrielle revolusjonen (Dillon et al., 1984). Dette har ført til en del negative konsekvenser for akvatiske organismer i elver og innsjøer (Morabito, Ruggiu og Panzani, 2001). En betydelig del av området som er berørt av forsuring i Skandinavia tilsvarer området med det høyeste mangfoldet av fiskearter. Det var imidlertid når fisken begynte å dø ut i vassdrag i Sør-Norge at man satte i gang med forskning på temaet.

Å undersøke de biologiske effektene av aluminium har blitt et hovedfokus for vannforskning. Mye av denne interessen stammer fra arbeidet med de biologiske effektene av sur nedbør, fordi aluminium blir mer løselig og dermed potensielt mer giftig for vannbiota ved surt vann. Fra og med 1980 ble det bredt akseptert at aluminium var en viktig faktor som påvirket suksessen til vannorganismer og samfunn i sure habitater (Cronan og Schofield, 1990; Drablos og Tollan, 1980; Muniz og Levistad, 1980; Grensemer og Playle, 1999). Siden den gang har forskning på de biologiske effektene av forsuring ofte støttet påstanden om at aluminium kan være en viktig faktor som er ansvarlig for økt dødelighet og utryddelse av biotiske samfunn, særlig fiskebestander (Dillon et al., 1984; Campbell og Stokes, 1985; Schindler, 1988; Scheuhammer, 1991; Grensemer og Playle, 1999). Derfor er det av største betydning for fiskeriforvaltning og restaurering av forsurede innsjøer og bekker å vite mer om betydningen av labilt aluminium for overlevelsen av forskjellige arter som lever i disse områdene (Polèo et al., 1997).

Frem til 1990-tallet var mye av forskningen rettet mot sure skogsvann, men utover på 2000-tallet har mesteparten av forskningen i Norge fokusert på klare og ionefattige vassdrag på Sør/Vestlandet, primært pga. Tap av laks i lakseelver, omeråder med langt større økonomiske interesser enn skogssjøer på Østlandet. I denne oppgaven trekkes fokuset tilbake mot de forsurede innsjøene på Østlandet.

1.2 Effekter av lav pH i innsjøer på fisk

Det har lenge vært kjent at dystrofisk surt (pH 4,0-5,0) vann inneholder små, samlinger av fiskearter (Jewell & Brown, 1924; Freda og McDonald, 1988). Laboratorie- og felttoksisitettesting har vist at mangelen på enkelte arter i sure vann kan knyttes til ulik sensitivitet mellom arter hos embryoer, larver og voksne for stress grunnet surt vann. Abbor er en typisk fiskeart som finnes i slike vann, og voksen abbor kan overleve langvarig eksponering for pH-nivåer ned mot pH <4,0 (Dunson, Swarts & Silvestri, 1977; Dederen, et al., 1986; Gonzalez & Dunson, 1987; Freda og McDonald, 1988). Toksisiteten av surt vann stammer hovedsakelig av forstyrrelsen av ioneregulering på gjellene. Høye nivåer av H^+ påvirker hovedsakelig gjellene til fisk (Freda og McDonald, 1988).

Hovedfunksjonen til gjellene til ferskvannsfisk er utvekslingen av respirasjonsgasser. Dette krever en stor permeabel overflate. Gjellenes anatomi medfører til tap av natrium og klorid. Økte konsentrasjoner av H^+ vil medføre inhibering av aktiv ion transport av Na^+/H^+ , og Cl^-/HCO_3^- utvekslingen over gjellene, og dermed forstyrre syre-base responsen i blodet (Heisler, 1982). Videre vil de økte nivåene av H^+ stimulere slimproduksjon både på kroppsvevet og gjelle vevet. Det tykke slimlaget på gjellene vil hindre oksygenopptak, og vil dermed kunne lede til hypoksi (utilstrekkelig tilførsel av oksygen). Videre vil lav pH i innsjøer og elver gjøre aluminium mer løselig, og fører til at aluminium reagerer med gjelleslimet (Packer og Dunson 1972).

1.3 Aluminiumkjemi og konsekvenser av høyt innhold av labilt aluminium i innsjøer

Aluminium er det vanligst forekommende metallet, og står for 8% av jordskorpen, og det tredje mest forekommende grunnstoffet etter oksygen og silisium. Aluminium er sammensatt i bergarter og mineraler, hvor aluminiumsilikater som feltspat dominerer (Polèo, 1995). En av de mest økologisk signifikante konsekvensene av lav pH er økt mobilisering av fritt labilt aluminium (Al_i) fra jord til vannforekomster i konsentrasjoner som kan være giftige for vannorganismer (Ryan et al., 2012).

En reduksjon i pH vil medføre at aluminium løser seg fra TOC, og humus. Jo lavere pH en er, jo mer aluminium vil kunne løses. En rask økning i pH 5,0 til 6,0, vil medføre at toksisiteten til aluminium øker for fisk. Dette er fordi aluminiumet vil polymerisere og danne toksiske Al-hydroksider (Polèo et al., 1994; Polèo, 1995). Derfor er det under slike forhold blitt foreslått at prosessen med pågående Al-polymerisering er den viktigste årsaken til akutt Al-toksitet for fisk (Lydersen et al., 1990b; Polèo og Muniz, 1993; Polèo et al., 1991, 1994; Polèo, 1995) og ikke, som tidligere antydte, de monomere Al-hydroksidene i seg selv (Al^{3+}) (Helliwell et al., 1983; Leivestad et al., 1987; Sadler and Lynam, 1987; Polèo, 1995). Al-polymerisasjonsprosessen i seg selv, og ikke noen spesiell polymer, er den viktigste faktoren for akutt hypoksisk død i Ali-rikt vann, spesielt når fisken blir eksponert ved pH-verdier mellom 5,5 og 6,5, og ved høye temperaturer (10-20 °C) (Polèo, 1995).

Problemer med ionreguleringen ved lav pH kan også skyldes direkte toksisk effekt av positivt ladede monomere Ali-arter (Al^{3+}) bundet til strukturelle elementer i gjelleepitelet (Grensemer og Playle, 1999). Det labile aluminiumet har toksisk effekt på gjellene. Fiskegjellene er negativt ladet, og Ali vil bindes til gjellene. Dette fører til alvorlig skade på gjellene spesielt på gjelle lamellene, og fører til redusert oksygenopptak (Tietge, Johnson og Bergman, 1988), samt ioneregulerings- og / eller respirasjonsfeil (Rosseland, 1980; Neville, 1985; Wendelaar Bonga, 1997; Teien et al., 2006). Det er velkjent at Al-følsomhet kan variere mellom livshistoriske stadier i en fiskeart (Howells et al., 1990; Polèo et al., 1991; Polèo et al., 1997).

1.4 Artsinformasjon

Abbor

Abbor (*Perca fluviatilis*) er utbredt over stort sett hele Europa. I Norge er den mest utbredt på Sør og Østlandet, samt i Nord Norge. Abboren gyter i mai-juni avhengig av temperatur, og er en varmekjær art. Den tilhører Finnmarksfiskene, og var i den første innvandringsgruppa, men trolig blant de siste i denne gruppa. Abboren innvandret fra ferskvannslokaliteter i øst som er, eller var forbundet med norske vassdrag i tiden etter siste istid, til Sør-Østlandet fra Glomma som en gang rant til Vrangselva og Vänern og til Øst-Finnmark fra dagens Finland og Russland (Linløkken et al., 2016).

Abboren finnes hovedsakelig i ferskvannsinnsjøer, men den kan leve i frie vannmasser og stilleflytende elver, samt brakkvann hvor saltinnholdet er lavt (Tibblin et al., 2011). Størrelsen på fisken avhenger av de omliggende miljøforholdene. Størrelsen kan variere fra 55 cm og 3 kg, i innsjøer med mye næring og lite konkurranse, til 50g i næringsfattige innsjøer (Personlig kommentar Ole Håkon Heier). Abboren gyter på grunt vann, maksdybde på 2 m (Čech et al., 2009). Eggene blir lagt i et sammenhengende dobbel helix bånd (Gillet og Dubois, 2007). Årsyngel av abbor lever vanligvis av dyreplankton i pelagiske habitater i løpet av de første ukene av livet (Bystrom et al. 1998, Persson et al. 2000; Heibo og Vøllestad, 2005). Plankton er den viktigste næringen for abbor det første året, og deretter går de over til å spise bunndyr. Senere kan individuelle fisker gjennomgå en andre ontogenetisk nisjeskift til å bli fiskepisere. Dette nisjeskiftet er ledsaget av økt vekstrate. Hvis dette nisjeskiftet ikke forekommer, forblir abboren liten, og modnes ofte i ung alder (Heibo og Vøllestad, 2005).

Abbor rekruttering er ofte svært variabel i mange systemer og er preget av sterke, svake eller manglende årsklasser (Koonce et al. 1977; Newsome og Aalto 1987; Isermann et al. 2007; Kaemingk et al., 2014). Det er vanskelig å forutsi hvilke år som vil resultere i en sterk årsklasse uten å forstå viktige mekanismer som driver rekrutteringen av abbor. Rekrutteringsvariabilitet i abbor har blitt forklart av abiotiske faktorer i tidlige livsfaser. Dette rekrutteringsmønsteret er mest sannsynlig fordi abbor gyting vanligvis forekommer over en 5–11-d periode (Isermann og Willis 2008; Kaemingk et al., 2014); egg og unge larver kan dermed være underlagt varierende miljøforhold. For ulike livsstadier og arter av ferskvannsfisk er overlevelsen korrelert med konsentrasjonen av labilt (uorganisk) monomert aluminium med pH (Driscoll et al., 1980; Lydersen et al., 1990). I vann med lav pH, er det vanlig at alderssammensetningen hovedsakelig består av eldre fisk, som en konsekvens av mislykket rekruttering. Forgubbingen som er å finne i forsurede vann er grunnet feil ved gyting, og/eller feil ved eggmodning (Dillon et al., 1984). Rekrutteringen av abbor har vært viktig for fiskeribiologer på grunn av artenes økologiske verdi som byttedyr for andre fiskearter, og dens økonomiske betydning som en svært ettertraktet sportsfisk (H Öhne et al., 2020). I lavtliggende vann lever abboren oftest sammen med mort og gjedde (Bean og Winfield, 1995).

GJEDDE

Gjedde (*Esox lucius*) er en fiskeart i gjeddefamilien. Gjedda er fiskespiser hele livet, og spiser gjerne fisk på opptil halvparten av sin egen størrelse. Den er dermed økologisk viktig i den forstand at den påvirker bestandene av abbor og mort gjennom predasjon (Nilsson og Br Önmark, 2000). Gjedda er mer sensitiv for lav pH og høye innhold av labilt aluminium enn abbor (Almer og Dickson, 2020).

MORT

Morten (*Rutilus rutilus*) er en av våre vanligste karpefisker og lever i innsjøer og stilleflytende elver, gjerne med mye vegetasjon. Morten gyter på grunt vann eller i elver og bekker om våren (Vøllestad og Låbèe-Lund, 1987).

Sameksisterende abbor og mort konkurrerer om mat. Dyreplankton er den primære næringskilden for små abbor, samtidig er dette god næring for mort, som vil utkonkurrere små abbor, fordi den har et mer effektivt gjellegittersystem. (Bergman 1990; Persson 1990; Persson og Greenberg 1990; Persson et al. 1999, Allen 1935; Persson 1986; Treasurer 1988; Persson et al. 2000). Etter hvert som abboren vokser, vil noen bli fiskespisere, og mort blir ofte et viktig byttedyr for abboren (Diehl and Eklöv 1995; Persson and Hansson 1999). Mort er mer sensitiv for lav pH, og høye nivå av aluminium, enn abbor og gjedde. Den høyeste sensitiviteten for lav pH for mort er i larvestadiet (Vuorinen et al. 1993). Dermed kan mort bli utkonkurrert av abbor i vann med lav pH (Tammi et al. 2003).

1.5 Annen forskning som er gjort på forsuring

Litteraturen inkluderer betydelig kunnskap om effekten av aluminium på laksefisk (Howells et al., 1990; Polèo et al., 1997). Atlanterhavslaksen er rapportert å være mer følsom for surt vann (Grande et al., 1978; Polèo et al., 1997), og spesielt for surt Al-rik vann (Rosseland og Skogheim, 1984), sammenlignet med ørreten. Den relative følsomheten til flere andre ferskvannsfiskearter for forsuret vann i Skandinavia er også undersøkt (Almer, 1974; Bergquist, 1991; Polèo et al., 1997). Problemet med disse studiene er imidlertid at de er basert på feltundersøkelser der følsomheten er korrelert med vann-pH og ikke til konsentrasjonen av det viktigste giftstoffet, aluminium. Ved å kombinere resultatene fra en fiskestatusundersøkelse og en vannkjemiundersøkelse, viste Rask et al., 1995, og Polèo et al.,

1997, at konsentrasjonen av fritt labilt aluminium (Ali) var viktig for å bestemme om populasjoner av også ikke-laksefisk ble påvirket av forsurening (Rask et al., 1995, og Polèo et al., 1997).

1.6 Hypotese og bakgrunnen for oppgaven

Deler av bekke og innsjø systemene i Degernes har vært utsatt for forsurening. Midtre Degernes Grunneierlag (MDG) i Rakkestad forvalter 129 innsjøer med en diameter på mer enn 30 meter. 15 av disse innsjøene har blitt kalket siden 1980-tallet (Roseth, Roger og Johansen, NIBIO (2018)). I 2012 ble kalkingen avsluttet fordi Norsk Institutt for Vannforskning mente at det var oppnådd god nok vannkvalitet etter kalking (Garmo og Austnes, NIVA (2012)).

Vurderingen fra Norsk Institutt for Vannforskning om vurderingen av fortsatt kalningsbehov ble kun basert på antatt forureningstilstand (estimert ANC for innsjøene). Modellen ble laget på bakgrunn av vannprøver fra 50 ukalkede innsjøer, og vannprøver fra 212 kalkede innsjøer. Det ble kun tatt en vannprøve fra hvert av tjerna, og vannprøvene ble tatt seint på høsten, september til november (Garmo og Austnes, NIVA (2012)).

Vannforeskriften satt et generelt mål, om at alle vannforekomster som et minimum skal ha “God økologisk tilstand”.

Jeg valgte å undersøke tre vann i Degernesfjellet, ved og se på fiskeartssammensetningen, demografien, vekst og kjønnsmodning hos disse samt vannkjemien. Jeg valgte Nordre og Søndre Væhletjern, som begge er små og grunne vann, og fordi pH målinger som var tatt av grunneierlaget fra 2015-2019, viste at disse vannene hadde lav pH. Gjennomsnitts pH verdi for Nordre Væhletjern i perioden 2015-2021, var pH= 5,41. Gjennomsnitts pH verdi for Søndre Væhletjern i perioden 2015-2021, var pH = 5,15. Videre valgte jeg Holmetjernet, fordi tidligere målinger viste at pH en var litt høyere, gjennomsnitts pH verdi i perioden 2015-2019, var pH = 5,90, i tillegg til at var et større vann, og det var flere arter der (Tallene er gitt av Ole Håkon Heier).

Hoved hypotesen bak oppgaven var “Forsuring vil påvirke fiskepopulasjonene ved at rekruttering vil bli redusert og pH-tolerante arter øker i dominans”.

For å besvare hypotesen ble følgende spørsmål undersøkt:

- Vil forsurening føre til mindre fiskeartsdiversitet?
- Vil forsurening føre til større svingninger i årsklassestyrke?

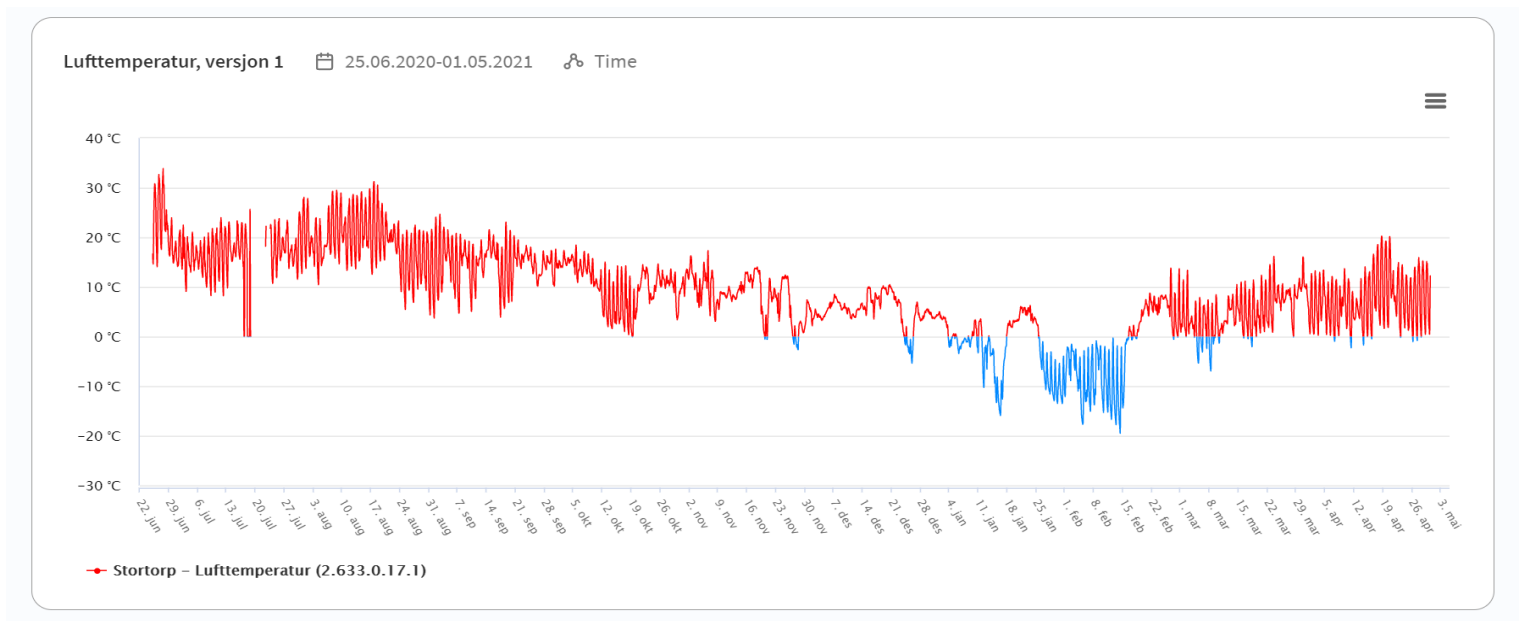
- Vil forsuring føre til dårlig rekruttering, og vil populasjonen bestå av hovedsakelig eldre fisk?
- Vil forsuring føre til lavere vekstrate, og tidlig kjønnsmodning?
- Hvordan varierer pH, og vannkjemi gjennom året i vannene?

2. Omerådebeskrivelse

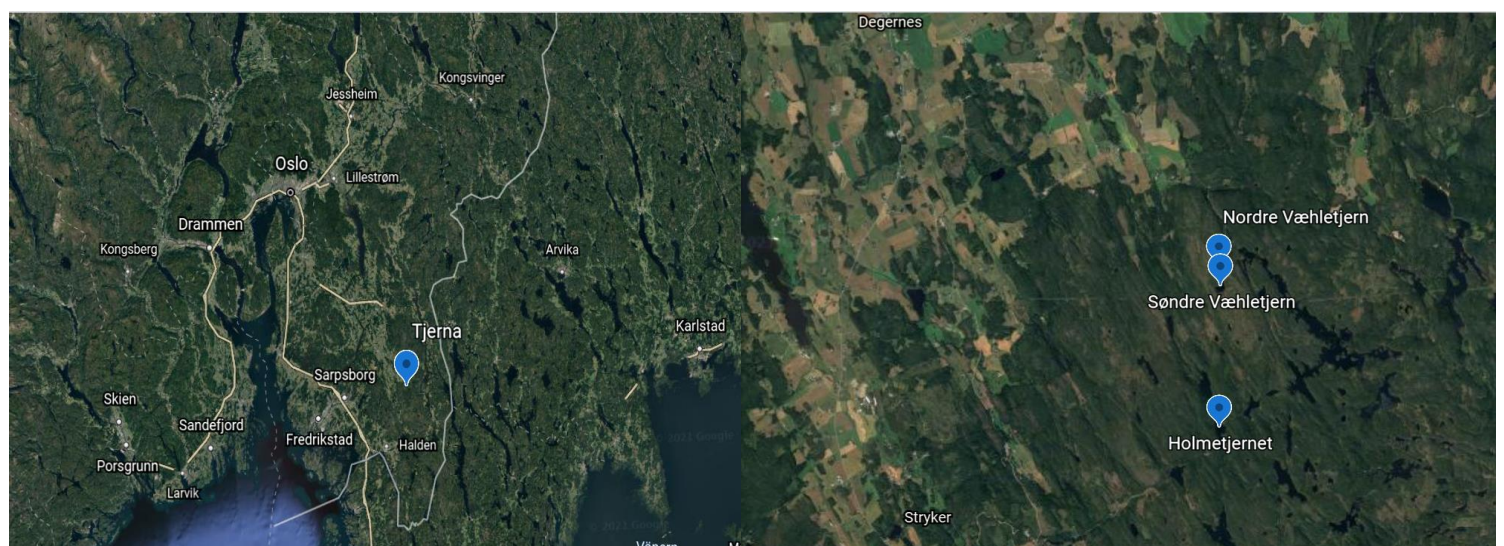
2.1 Lufttemperatur

Lufttemperaturen i studieperioden er vist i figur 1, som er hentet fra målestasjonen Stortorp, eies av Glommens og Laagens Brukseierforening, som ligger i Rakkestad Viken, Breddegrad: 59,360°, Lengdegrad: 11,518°, og ligger 114 moh. Sommertemperaturen i studieperioden lå på 10-30°C. Mot høsten sank temperaturen ned til 10-5°C. Vinteren var en av de kaldeste som har vært i løpet av 2 år, januar-februar var de kaldeste månedene som har vært de siste ti årene. Det var en lang kald periode i januar, hvorav temperaturen sank ned til -20°C. Snødekket lå på rundt 20 cm. Videre var det en smelteperiode i slutten av januar, samt en smelteperiode rundt 19 februar. Isdekket lå på ca 40 cm, smeltet helt vekk i april måned, og temperaturen steg mot rundt 5-10°C (Figur 1).

.



Figur 1: Graf over lufttemperatur i perioden juni 2020 til april 2021 fra målestasjonen Stortorp. Y akse viser lufttemperaturen i °C, X akse viser dato.



Figur 2: oversiktsbilde over studietjerna (Google Earth).

2.2 Informasjon om studietjerna

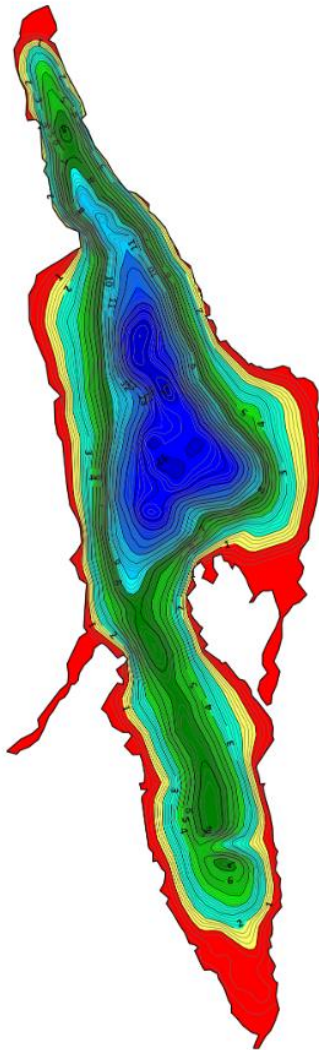
Studietjerna er lokalisert i søndre del av Rakkestad kommune, i tettstedet Degernes (Figur 2). Degernesfjella ligger i den sørøstre delen av Rakkestad kommune i Indre Østfold, og består av en rekke skogstjern over marin grense (Figur 2). Alle vassdragene i Degernesfjella ender opp i Glomma. Det omkringliggende landet er vegetert av boreal barskog, hovedsakelig gran og furu. Undervegetasjonen er dominert av lyng, mose og lav. Opprinnelig var også store deler av området dekket av myr, men i de siste 100 årene, er det drenert store myrområder via grøfting. Området består av skrinn jord, uten påvirkning fra landbruket. Berggrunnen består av migmatittisk grå biotittgneis, fin middelskornet med svart biotitt, litt brunrød granat, stedvis med bånd av amfibolitt. De tre innsjøene som ble undersøkt har lavt kalkinnhold, er næringsfattige oligotrofe og humøse innsjøer. Vannprøver (pH, alkalinitet, labilt aluminium, kalsium og farge) har blitt samlet inn fra 15 vann siden 2015. Prøvetakningen har fortsatt, mot slutten 2010 har det blitt tatt flere prøver i flere vann også mindre vann. Fra 2020 tas det årlig fast prøver fra 28 vann. Hvilke vann velges årlig ut fra tidligere resultater og resultatet av kalking. Deler av fjellvannene og elvene har vært utsatt for forsurening på 1960 og 1970-tallet, i tillegg viser tidligere vannundersøkelser at konsentrasjonen av labilt aluminium er for høyt, sammenliknet med forventet referansetilstand. (Vedlegg 5, s 85-86).

2.3 Holmetjernet

Holmetjernet dekker ett areal på 0.6 km² (Vedlegg 5 s 84) ligger 162 m.o.h, (Vedlegg 2 NEVINA) med maksdyp på 17 m (Figur 3). Gjennomsnittlig årsnedbør 888 mm, og andelen vann fra avrenning er 14,1 L/s*km² (Vedlegg 2 NEVINA) Nedbørfeltet, som dekker 1,6 km², (Vedlegg 2 NEVINA) munner ut i Elnessjøen, bare en km nedstrøms Mølledammen, hvorfra vannet renner videre til Ertevannet og via Skiselva til Rakkestadelva og videre ut i Glomma (Vedlegg 5, s 83). Barskog utgjør 86,8% av arealet, og myr utgjør 5,7% av nedbørfeltet. pH målinger tatt fra tidligere år (2015-2019), viser at pH varierer fra 5,6-6,4. Målinger av andre variabler (2017-2019) viser at alkalitet ligger på 0,03-0,05mmol/L, kalsium 1,5-1,6 mg Ca/L og fargetall varierer fra 48-86 (Tall gitt av Ole Håkon Heier).

Tidligere artsdokumentasjoner:

I Holmetjernet er det dokumentert funn av Abbor (2011), gjedde (2020), mort (2020) og ørret (1998). (Vedlegg 5, s 84).



Figur 3: Dybdekart av Holmetjernet. Fargene indikerer dybden, hvor rødt er grunne områder < 1 m.



Holmetjernet. Foto Victoria Holtet.

2.4 Væhletjerna

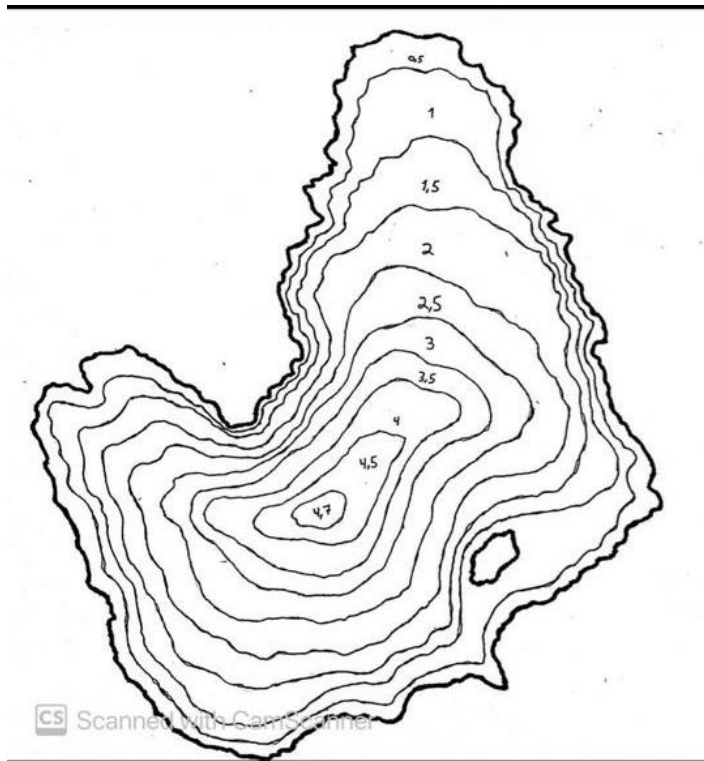
Væhletjerna ligger i et flatt område 200 m.o.h (Vedlegg 3,4, NEVINA). Tjernas tilhørende bekker renner ut i Nakkimbekken ved Væhle. Nakkimbekken munner ut i Rakkestadelva og videre ut i Glomma (Vedlegg 5, s 81). Nedbørsområde tilhørende Nordre og Søndre Væhletjern dekker ett areal på 0,3 km², hvor nedbørsområdet til Nordre Væhletjern dekker et litt større areal. Gjennomsnittlig årsnedbør 888 mm, nedbørsfeltet mottar 14.2 L/s*km² vann fra avrenning (Vedlegg 3,4, NEVINA).

Søndre Væhletjern er 0,02 km² stort (Vedlegg 5, s82, og har et maksdyp på 4,7 m (Figur 4). For tilhørende nedbørsområde består 74,5% av barskog og 16% myr (Vedlegg 3 NEVINA). Tidligere målinger viser at pH varierer fra 4,8-5,5 (2015-2020). Målinger fra 2017-2019, viser at alkalitet varierer fra 0,03-0,09 mmol/L, kalsium 0,84-0,94 mg Ca/L, og at fargetallet varierer fra 89-145 (Tall gitt av Ole Håkon Heier).

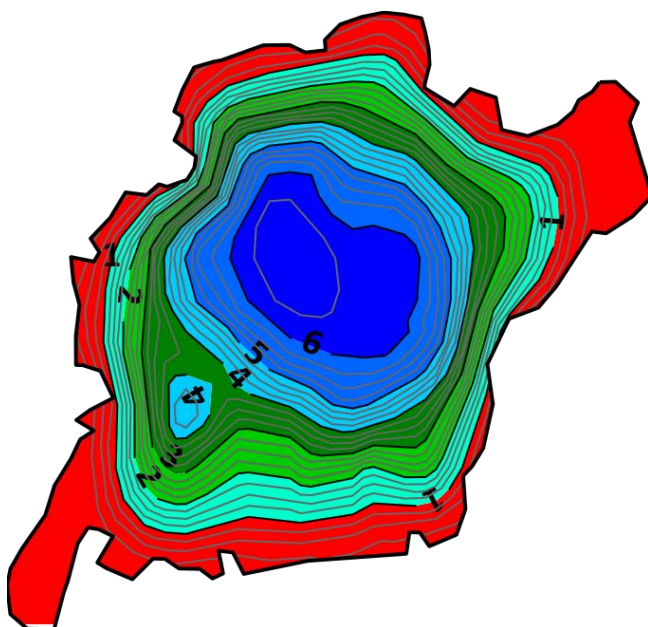
Nordre Væhletjern er 0,002 km² stort (Vedlegg 5, s 82), og har maksdyp på 6 m (Figur 5). Tilhørende nedbørfelt består av 75,4% barskog og 13,8% myr (Vedlegg 4, NEVINA). Her er det tatt pH målinger fra 2015-2020, som viser at pH ligger rundt 5,1-5,7 (Tall gitt av Ole Håkon Heier).

Tidligere artsdokumentasjoner:

For begge Væhletjerna er det dokumentert at det er abbor og ørret, som er satt ut av Midtre Degernes Grunneierlag (Vedlegg 5, s 82). Det er tidligere (1988) dokumentert gjedde i begge tjerna (Personlig meddelelse Ole Håkon Heier).



Figur 4: Dybdekart av Søndre Væhletjern.



Figur 5: Dybdekart av Nordre Væhletjern. Fargene indikerer dybden, hvor rødt er grunne områder <1 m.

3. Materiale og metode

3.1 Dybdekart:

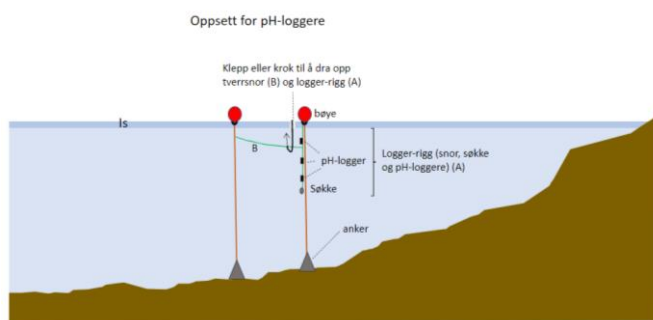
Dybdekart ble laget for alle tre vannene. Dybdekartet ble laget ved bruk av ekkolodd (Lowrance Hook 5). Svingeren til ekkoloddet var festet til en planke på siden av kanoen slik at den sto loddrett i vannet. Alle dataene ble lagret på minnebrikke i ekkoloddet. Dataene ble sendt til Jørgen Ødmann Andersen som brukte programvaren Reefmaster 2.0 til å lage kartene (Figur 3, 4).

I Søndre Væhletjern hang ekkoloddet (Lowrance Hook 5) seg opp, grunnet defekt minnekort. Der ble kartet laget ved manuell plotting ved bruk av håndholdt ekkolodd (Hummingbird fishing buddy 120) og GPS (Garmin etrex 30), videre brukte jeg disse dataene til å tegne kartet for hånd (Figur 5).

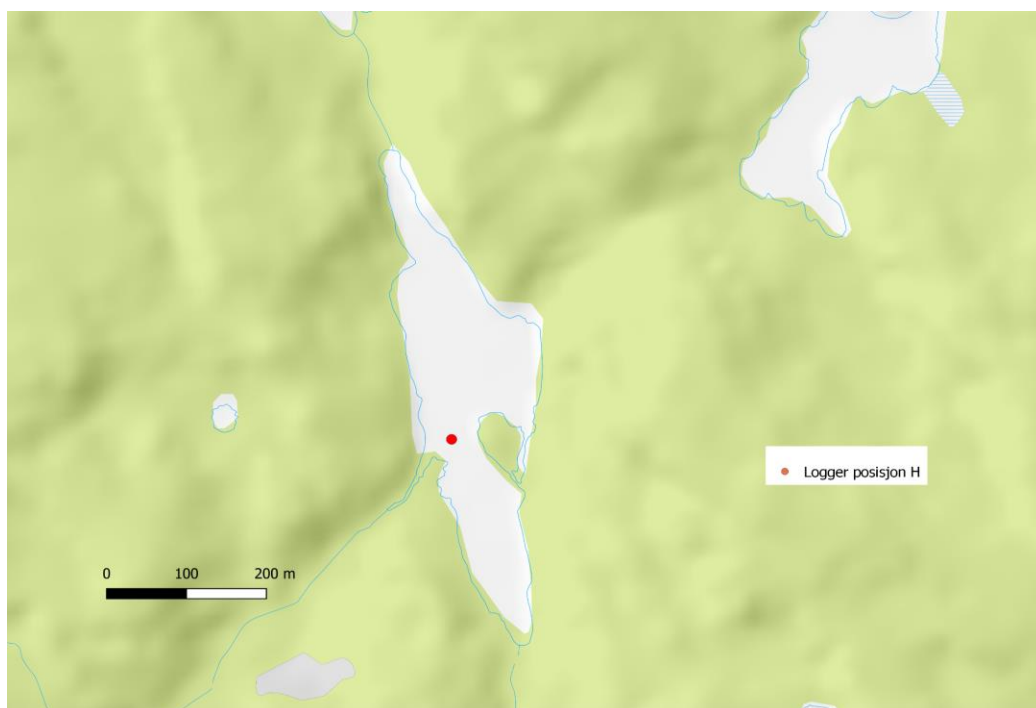
3.2 pH målinger:

Måling av pH i de tre tjerna ved bruk av pH meter WTW Multi 3510 IDS SET 1 startet 25.06.2020, og målingene ble tatt minst en gang i måneden, for å få med mest mulig av variasjoner og svingninger i pH.

Det ble det satt ut fem HOBO pH loggerne, tre i Holmetjern (Figur 7), en i Søndre Væhletjern (Figur 8), og en i Nordre Væhletjern (Figur 9). I Holmetjern ble loggerne satt ut 15.12.2020, og satt på 1, 2 og 3 meters dybde. I Søndre og Nordre Væhletjern ble loggerne satt ut 11.01.2021. Hver av loggerne ble satt på en meters dybde. Loggerne ble festet i en bøye (Figur 3), og sikret med et anker. Det ble satt en bøye med anker, et par meter nærmere land, med en line som var festet parallelt med bøyen med loggerne. Dette ble gjort for at loggerne enklere kunne hentes opp når vannet var isbelagt. Loggerne ble tatt opp av vannet 07.04.2021.



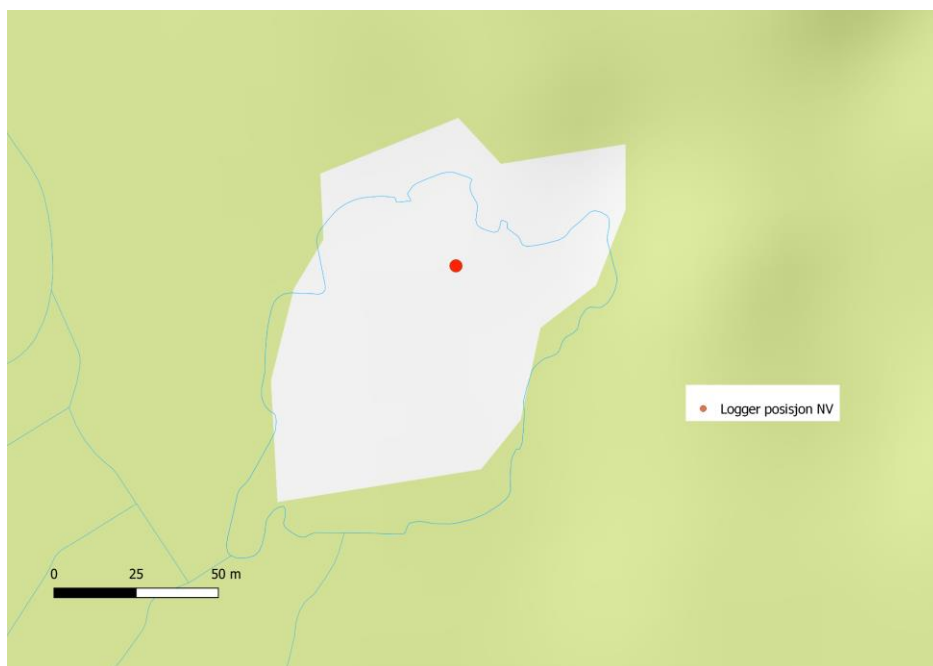
Figur 6: Oppsett for pH loggerne. Laget av Thrond Haugen



Figur 7: Logger posisjon Holmetjernet. Laget i QGIS 3.16.6.



Figur 8: Logger posisjon Søndre Væhletjern. Laget i QGIS 3.16.6.



Figur 9: Logger posisjon Nordre Væhletjern. Laget i QGIS 3.16.6.

3.3 Vannprøver:

Alle kjemiske analyser av vannprøvene ble gjort av Vestfold Lab. Denne laben er akkreditert og bruker nordiske standarder (Vedlegg 1). Til sammen ble det tatt 18 vannprøver. Seks vannprøver ble tatt i hvert av de tre tjerna, hvorav tre prøver ble tatt i milde perioder, med avrenning, og tre prøver ble tatt i tørr periode med antatt liten/ingen avrenning. Alle vannprøvene ble tatt ved bruk av sterile 0,5L flasker, som ble sendt av VestfoldLab, og vannprøvene ble hentet inn fra samme sted hver gang, for hver av de tre tjerna. Prøvene fra Holmetjernet ble tatt nær utløpet. For Væhletjerna, ble hver av vannprøvene tatt nær land, hvorav dybden var rundt 1m. Vannprøvene blir sendt til Vestfold Lab hvor de analyserte følgende variabler: pH, konduktivitet, turbiditet, alkalitet total, fargetall filtrert, kalsium, magnesium, natrium, kalium, totalt organisk karbon, klorid, nitrat, sulfat, total fosfor, total nitrogen, ANC *Beregnet, Labilt aluminium (LAl) *Beregnet, Reaktivt aluminium (RAI), Ikke-labilt Al (ILAl). Basert på måleresultatene er det beregnet ANC (Acid Neutralizing Capacity, syrenøytraliserende evne). Dette er et uttrykk for vannets bufferevne mot forsurening, og beregnes som ekvivalentkonsentrasjonen av basekationer (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} og Mg^{2+}) minus ekvivalentkonsentrasjonen av sterke syrers anioner (Cl^- , SO_4^{2-} og NO_3^-) (Reuss og Johnson 1986). Resultatene fra vannprøvene ble klassifisert etter Veileder 02:2018 "Klassifisering av

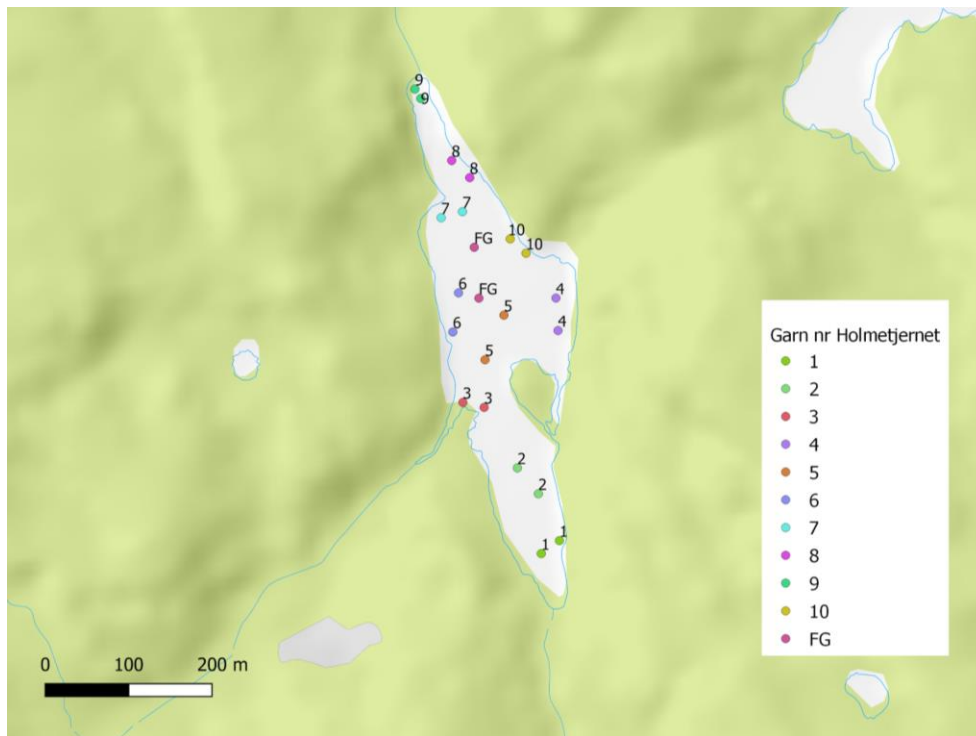
miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver”.

3.4 Prøvefiske:

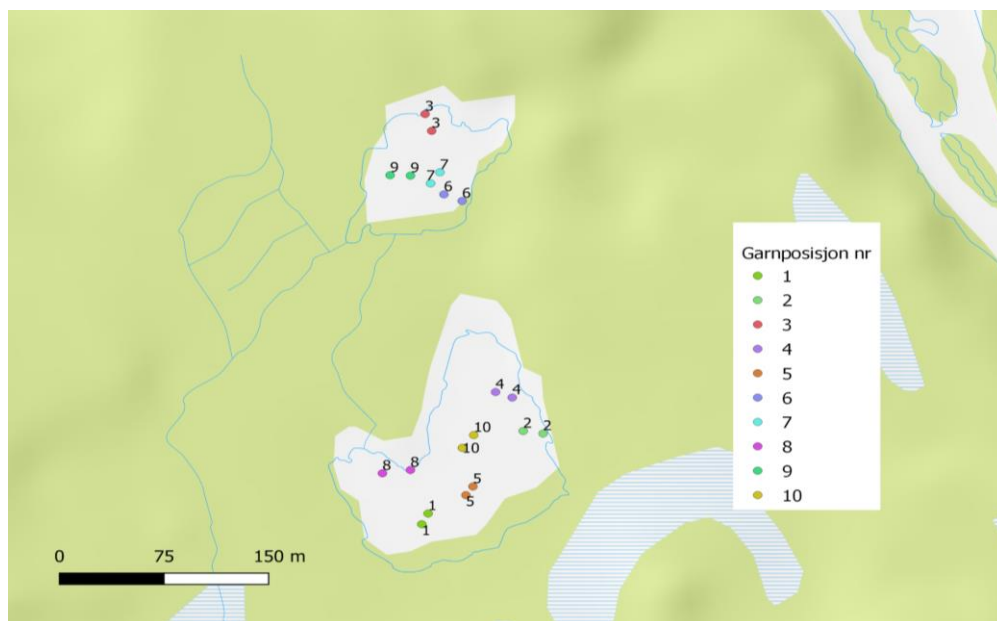
Arts- og størrelsessammensetning av fisk i innsjøene ble undersøkt med randomisert prøvefiske med Nordisk oversiktsgarn iht CEN-standard 14757. Til prøvefisket ble det benyttet seksjonerte oversiktsgarn (30 x 1,5 m). Hvert av disse garna er like og sammensatt med 2,5 m seksjoner av 12 maskevidder fra 5 til 55 mm slik at garna til sammen skal fange alle størrelsesklasser av fisk.

Prøvefiske ble gjort fra 1-3 oktober. I alle tre tjerna sto garna ute gjennom ei natt. Alle garna ble satt på tilfeldig lokalitet og med tilfeldig orientering. De ble satt vilkårlig for å få et representativt bilde av fiskebestandene i hvert av tjerna.

I Holmetjernet ble det satt 10 bunngarn likt fordelt på to dybdelag (0-6 m, >6 m). I tillegg ble et 6x30 m flytegar (oversiktsgarn) satt i dybdelaget 0-6 m i den dypeste delen av innsjøen (Figur 10) . Dagen etter ble garna rensket, og fangsten ble lagt i merkede poser for hvert av garna, fisken ble så fryst ned. Samme dag ble det satt seks bunngarn i Søndre Væhletjern (Figur 11) og fire bunngarn i Nordre Væhletjern (Figur 11) . Disse ble satt tilfeldig, men da innsjøene ikke var dypere enn 4,7 m og 6 m lot det seg ikke gjøre å stratifisere etter dybdelag. Antall garn som ble satt i hver av tjerna ble tilpasset arealet av tjerna.



Figur 10: Oversikt over garnposisjoner i Holmetjernet. Tallene viser til garn nummer. FG= flytegar. Begge endepunktene til garna er angitt for å få fram orienteringen deres. Laget i qgis 3.16.6



Figur 11: Garnposisjoner for Væhletjerna. Nordre Væhlerjern, garn nummer 3,6,7,9. Søndre Væhletjern, garn nummer 1,2,4,5,8,10. Begge endepunktene til garna er angitt for å få fram orienteringen deres. Laget i qgis 3.16.6.

3.5 Livshistorie parameter hos fisk

Alle fisker ble artsbestemt, veid og lengdemålt (totallengde) til nærmeste millimeter (Ricker 1979), og kjønnsbestemt samt vurdert modningsstadium ved å se på gonadeutvikling (Rosseland et al. 2001). Datene ble skrevet inn i Microsoft Exel for Microsoft 365 MSO (16.0.14026.20294) 64-biters.

Aldersbestemmelse ble utført ved å bruke gjellelokk, operculum, samt otolitter som støttestruktur hos abbor, og gjedde. Benstrukturene ble kokt i noen sekunder, rensset for hud og annet vev og tørket. Tilbakeberegning av vekst ble utført ved bruk av gjellelokk (abbor, mort) og vingebein hos gjedde. For å få tak i vingebeinet, gjellelokk, og otolitter hos gjedde, ble hele hodet skjært av. Hodet ble kokt i ett par minutter, deretter ble gjellelokk fjernet, og vingebein skjært ut. Hvert av gjellelokkene ble analysert ved bruk av LEICA DFC 320 lupe, og digitalt bilde ble lagret ved bruk av Leica sitt støtteprogram Image-Pro Express 6.3. Bildene ble analysert og vintersoner ble markert ved hjelp egen makro i programmet LAS VA.9 (Figur 12).



Figur 12: Gjellelokk av fire vintrer gammel mort. Ytterkant (Y) og vintersoner (V) er markert i makro i Image Pro Express 6.3.

3.6 Dataanalyse og statistiske analyser:

Den årlige veksten ble kalkulert i Excel, ved bruk av Lea-Dahl likningen, som krever at det er en direkte proporsjonalitet mellom kroppslengden, og lengden av gjellelokket:

$$L_n = (S_n/S) * L$$

L_n = Lengden av fiske i år n

S_n = Lengden av strukturen i år n

S = Total lengde av strukturen

(Dahl, K. 1910; Lea, E. 1910)

Videre analyser av fangst og vekstdata ble utført ved bruk av R Development Core Team 2020, R: a language and environment for statistical computing, Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing (<http://www.R-project.org>). ggplot2 pakken ble brukt til å lage de ulike figurene, histogram, boxplot, violin plot, og linje plot.

Catch per unit effort CPUE ble regnet ut i R version 3.6.2 (2019-12-12), som mål på den relative abundansen av artene. CPUE ble regnet ut som antall per innsatsenhet, number per unit effort (NPUE), av individene av hver art som ble fanget per 100 m² garnareale per fisketime. Garnene i Nordre Væhletjern var i gjennomsnitt i vannet i 17 timer. Garna i Søndre Væhletjern lå i vannet i 18 timer, mens de i Holmetjernet var i vannet i 21 timer.

Ved bruk av pakkene nls2, og nlstools, ble alder og vekstdataene tilpasset Von Bertalanffy vekstmodell. Modellen ble brukt for å se på forskjellen i tilbakeberegnet vekstforløp mellom hvert av de tre tjerna, samt variasjon i vekst mellom kjønn. Von Bertalanffy vekstmodell: $L = L_{\infty} [1 - \exp(-K(t - t_0))]$. L_{∞} = Maksimumlengde når teoretisk alder går mot uendelig. K = vekstraten, hvor raskt veksten nærmer seg L_{∞} . t_0 = En teoretisk parameter som sier hvor gammel fisken er ved lengde 0.

Variasjon i modning ble undersøkt for morten og abboren som ble fanget i Holmetjernet. Dette ble gjort ved å tilpasse generaliserte lineære modeller til de bionomiske modningsdataene (moden vs ikke-moden). Det ble brukt logit som link-funksjon i disse analysene (McCullagh P, Nelder J.A. 1989). Det ble ikke sett på modning av fisk i Væhletjerna, fordi det ikke ble fanget nok umodne fisk her, og det var dermed ikke nok data til å kunne lage noen modell.

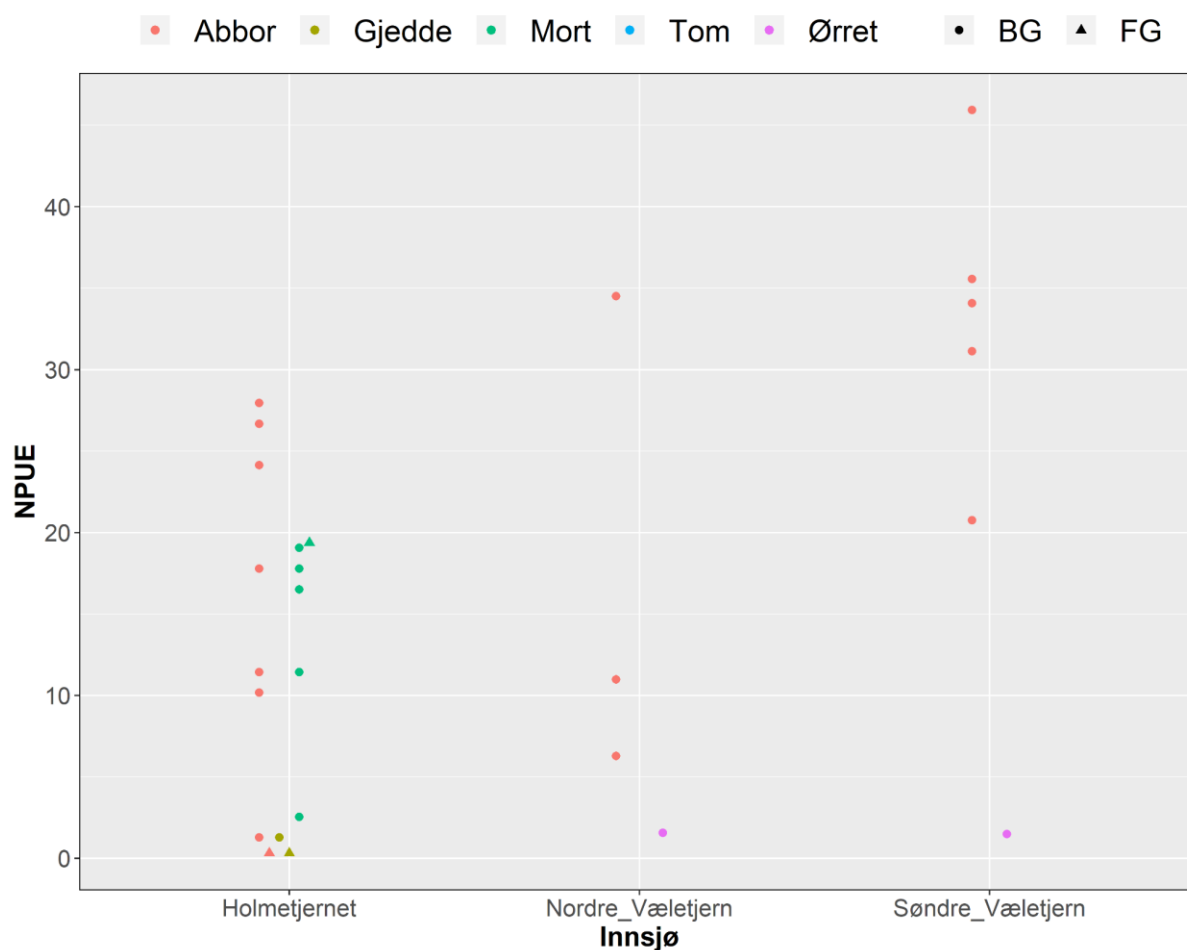
Modellseleksjonen ble gjort ved bruk av Akaike's Information Criterion (AIC) ved hjelp av R-pakken AICcmodavg. AIC er et mål på balansen mellom forklart variasjon i en modell og modellens kompleksitet (antall parametere) (Burnham et al., 2010). Modeller tilpasset samme

datasett (også kalt kandidatmodeller) som oppnår lave AIC-verdier har mest støtte i data, dvs den beste balansen mellom forklart variasjon og antall parametere.

4. Resultater

4.1 Fangst

Søndre Væletjern hadde høyest NPUE for abbor. Begge Væhletjerna hadde relativt høy NPUE for abbor på ca 40 stk abbor pr 100 m² garnareal. Holmetjernet hadde litt lavere NPUE, i underkant av 30 stk abbor pr 100 m² garnareal. Det var flere arter i Holmetjernet (3 arter, ørreten var satt av Midtre Degernes Grunneierlag), enn i Væhletjerna (2 arter) (Figur 13).



Figur 13: NPUE (antall fisk per 100 m²/natt) for hvert av de tre tjerna, og for hver art. Merk runde punkter gjelder bunngarna, og trekantete punkter gjelder flytegarnet. Rød= Abbor, Lys grønn= Gjedde, Grønn= Mort, Blå= Tomt garn, Rosa= Ørret.

I Holmetjernet bestod fangsten hovedsakelig av mort og abbor, hvor morten dominerte. Samt ble det fanget et fåtall gjedder, 5 stk. Den største andelen fisk ble fanget i garna ble satt i littoralsonen. Number per unit effort (NPUE) i garna i littoralsonen er på 40-45 individer per 100m² garn per natt. Det var også i garnene som lå inn mot littoralsonen hvor at det ble fanget gjedde. I profundalsonen ble det bare fanget mort. Flytegarntet som var satt i den dypeste delen av tjernet var dominert av mort, samt en gjedde og noen få abbor (figur 14).



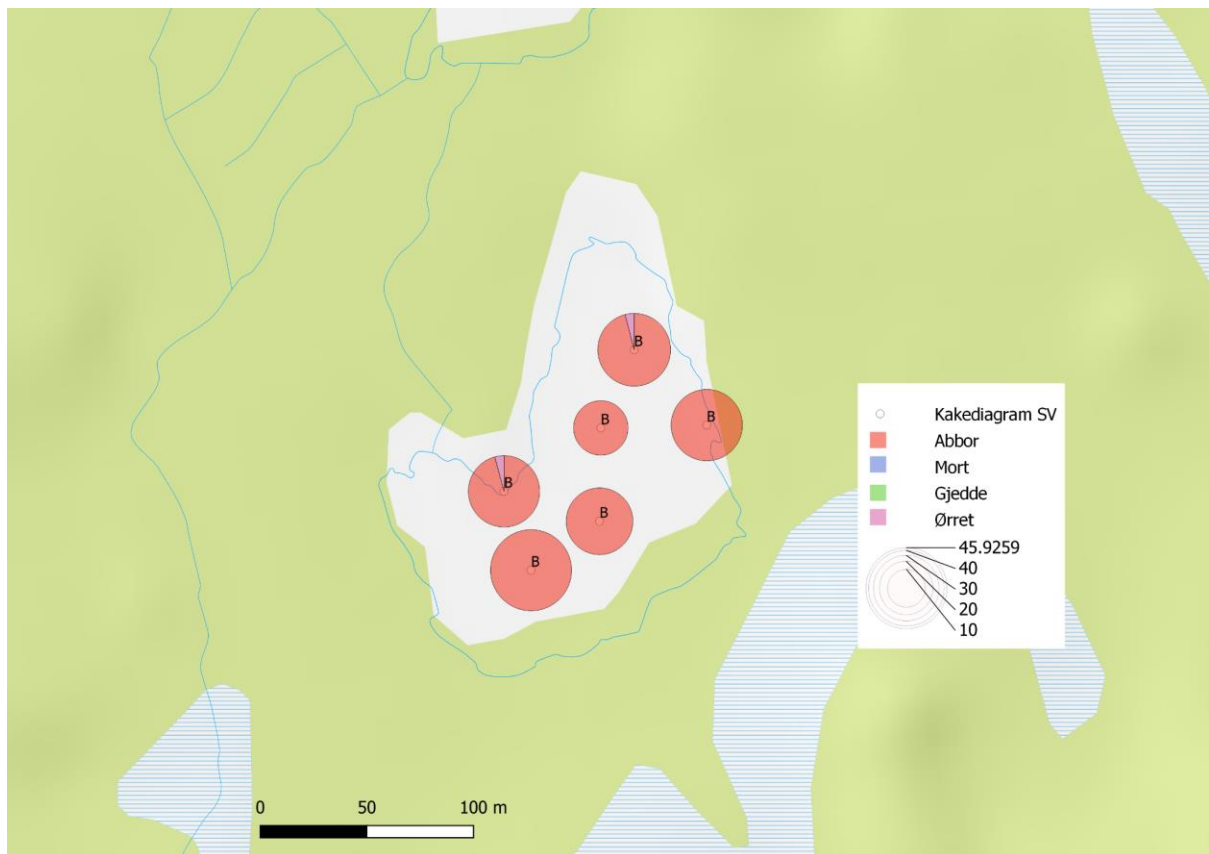
Figur 14: Kakediagram over NPUE og artssamensetning for hvert garn i Holmetjernet. Størrelsen på “kakene” reflekterer NPUE i de respektive garna. B=Bunngarn, FG=Flytegarnt. Det hvite punktet ble det ikke fanget noe fisk. Rød= Abbor, Blå= Mort, Grønn= Gjedde, Rosa= Ørret.

I Nordre Væhletjern var fangsten dominert av abbor. Det ble også fanget en ørret, i littoralsonen. Det største antallet abbor ble fanget på grunt vann inn mot littoralsonen (øverste garnet i figur 15). Her var NPUE på 4,9 individer per 100 m² garn per natt. I garnet som ble satt midt på tjernet ble det ikke fanget noe fisk (hvitt punkt, figur 15).



Figur 15: Kakediagram over NPUE og artssamensetning for hvert garn i Nordre Væhletjern. Størrelsen på “kakene” reflekterer NPUE i de respektive garna. B=Bunngarn. Det hvite punktet ble det ikke fanget noe fisk. Rød= Abbor, Blå= Mort, Grønn= Gjedde, Rosa= Ørret.

Abbor dominerte også fangsten i Søndre Væhletjern, i tillegg til to ørreter. Number per unit effort (NPUE) for alle garna lå mellom 30 og 45 individer per 100 m² garn. Garnet som ble satt midt utpå tjernet hadde lavest NPUE (Figur 16).

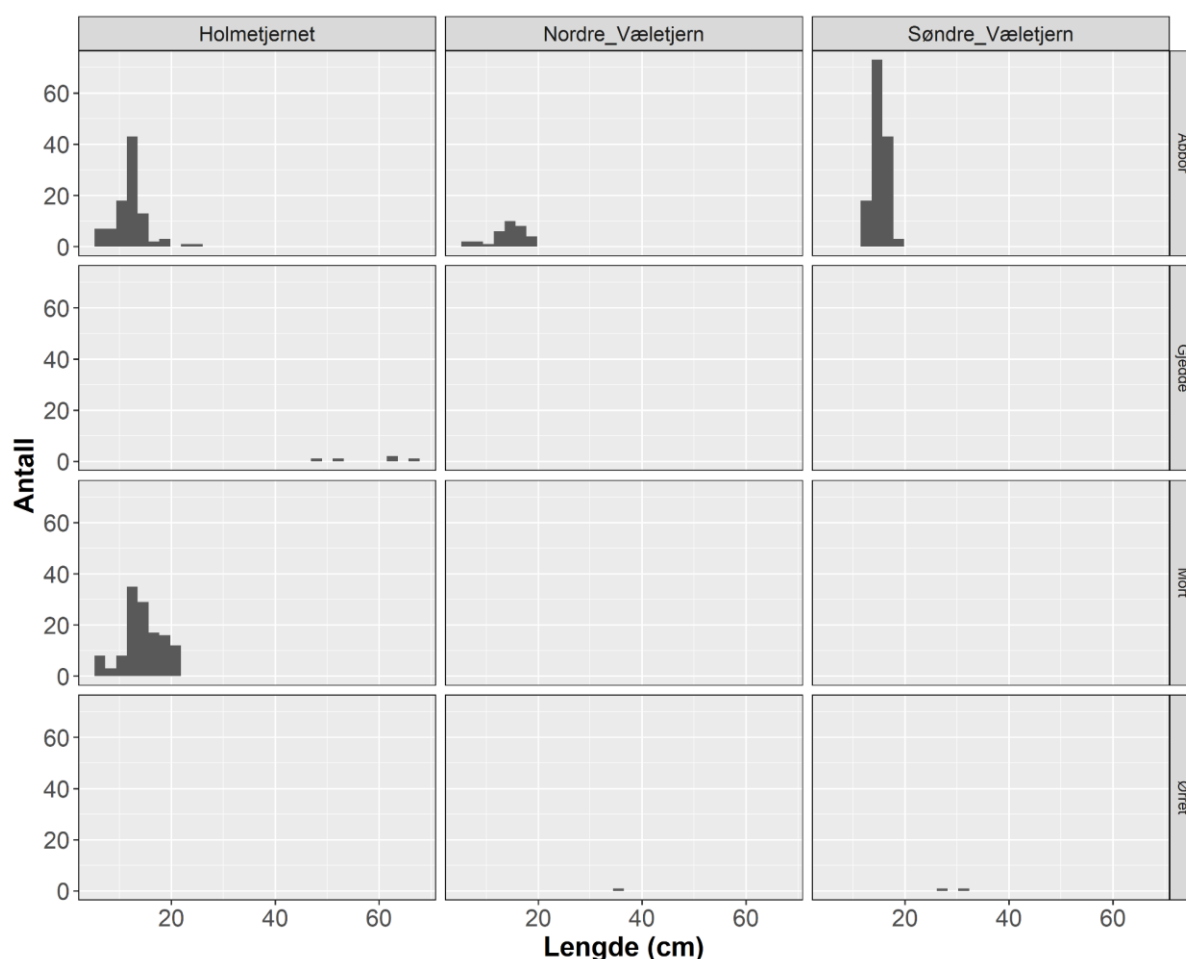


Figur 16: Kakediagram over NPUE og artssamensetning for hvert garn i Søndre Væhletjern. Størrelsen på “kakene” reflekterer NPUE i de respektive garna. B=Bunngarn. Rød= Abbor, Blå= Mort, Grønn= Gjedde, Rosa= Ørret.

4.2 Artssamensetning

Størrelsen på abboren i Holmetjernet varierte fra 6 til 24 cm, og vekt fra 2,1-161g. Det ble fanget flest individer med lengden 10-15 cm (figur 17). De fem gjeddene som ble fanget varierte i lengde fra korteste på 48cm til lengste på 66 cm, og vekt fra 0,4- 1,6 kg. Den korteste morten som ble fanget var 5,6 cm, lengste var 21,4 cm (figur 17). Vekten varierte fra 1,2 - 107 g. Hovedandelen av morten som ble fanget lå innenfor lengdeintervallet 12-16 cm (figur 17).

Størrelsen på abbor i Nordre Væletjern varierte fra 7 cm til 18,8 cm (figur 17). De fleste abborne som ble fanget hadde størrelsen 13-16 cm (Figur 17). Vekten varierte fra 3,1-65g. Det ble også fanget en ørret som var 36,5 cm, og veide 0,5kg. Abborne i Søndre Væletjern var fra 11,8 cm til 18,3 cm, hvorav de fleste som ble fanget var fra 14-17 cm lange (Figur 17). Vekten varierte fra 17,2-70,2 g. De to ørretene veide henholdsvis 222 g, og 315 g.

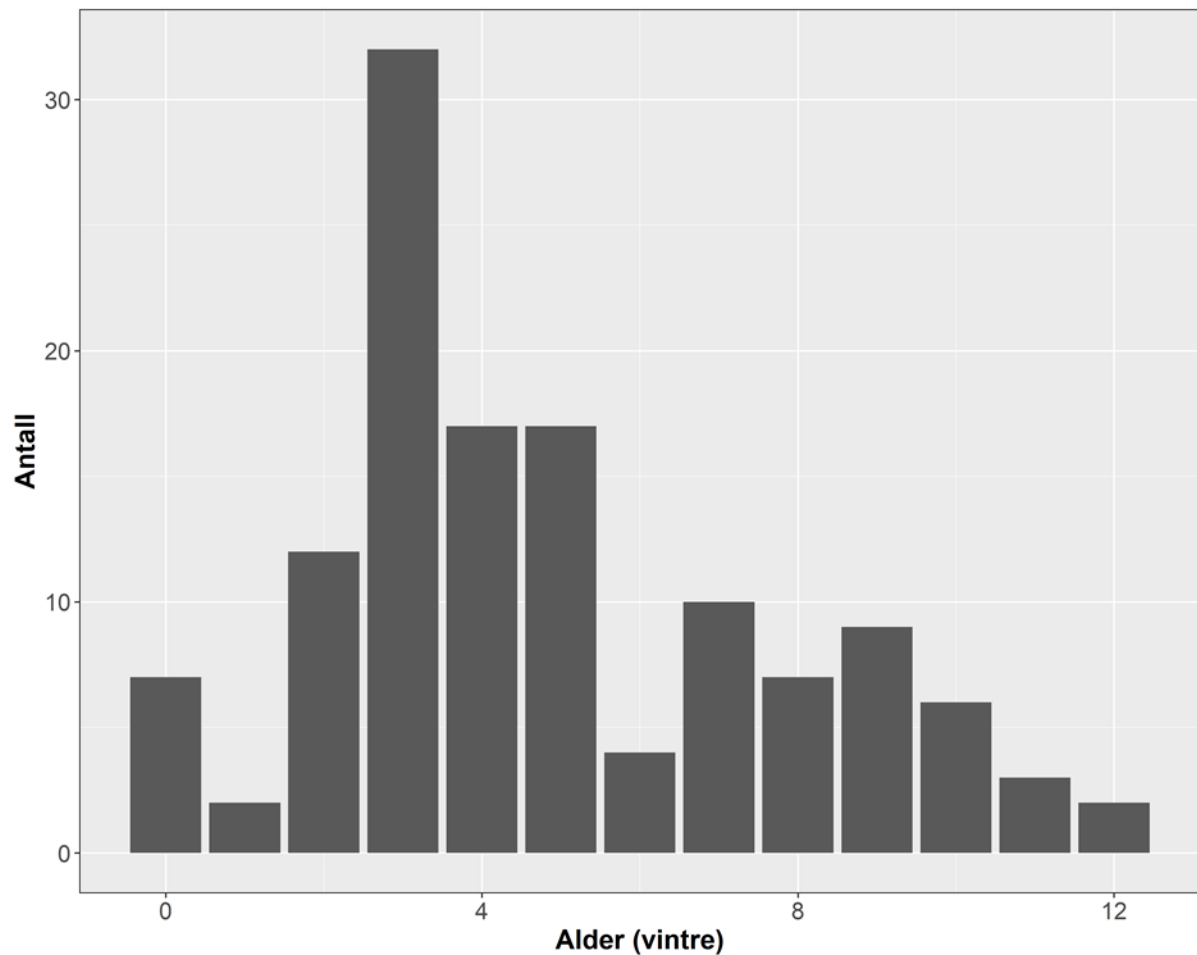


Figur 17: Histogram av lengdefordeling for alle arter og tjern som inngår i studien.

4.3 Aldersfordeling

Aldersfordeling mort

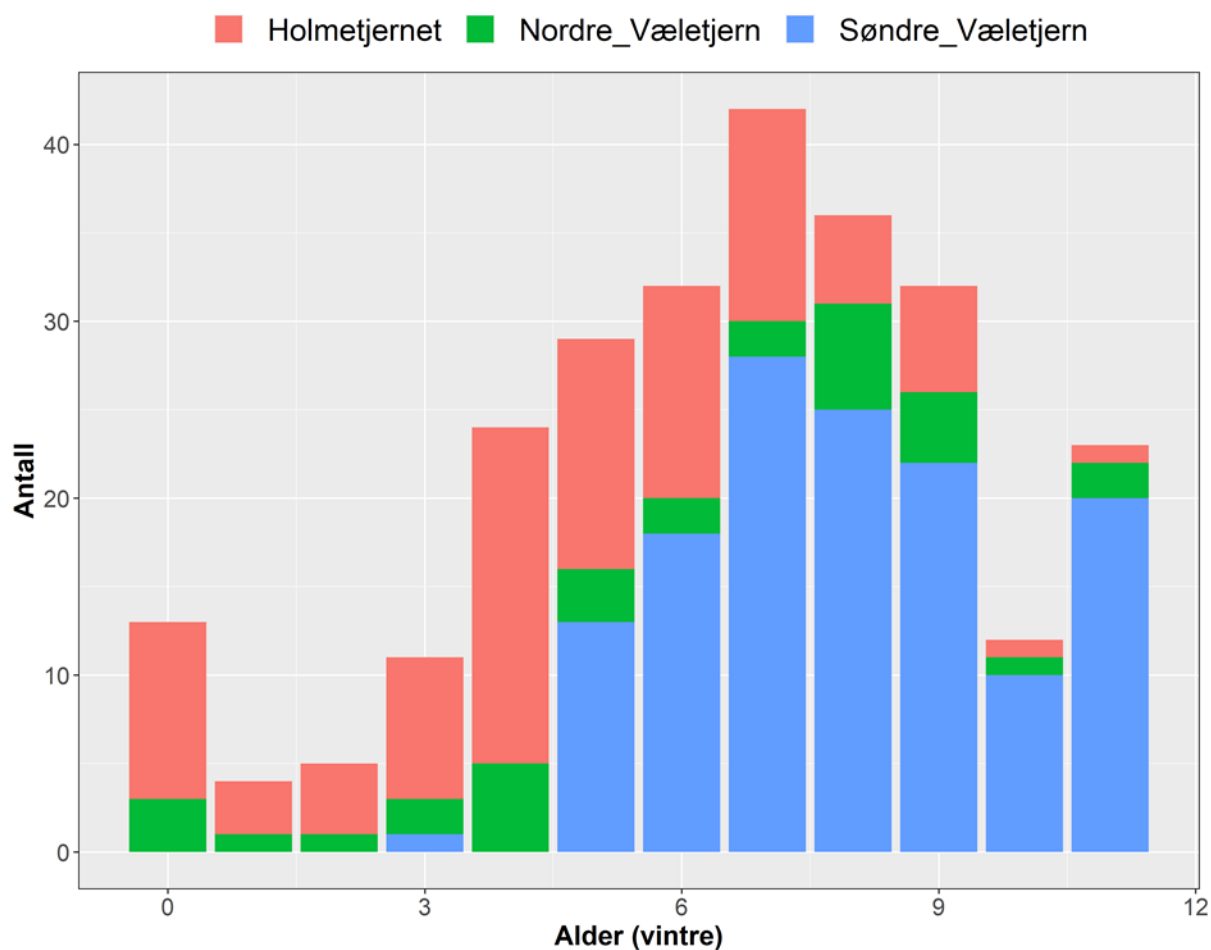
Aldersfordeling for mort i Holmetjernet varierte fra 0⁺ til 12⁺ der de fleste var 2-5 år gamle. Hovedandelen, ca 30 individer av mort var 3 vintre. Det ble ikke fanget så mange mort over 7 vintre. Det ble fanget to mort som var 12 vintre (Figur 18).



Figur 18: Histogram over aldersfordelingen av mort, fanget i Holmetjernet. X akse= alder på morten (Vintre), Y akse= Antall individer av mort.

Aldersfordeling Abbor:

I søndre Væhletjern ble det ikke fanget noen abbor som var yngre enn 3 vintre, og eldste individ var 11 vintre. De fleste som ble fanget var 7 åringer, hovedsakelig bestod fangsten av eldre fisk hvorav de fleste var fra 5 til 11 vintre gamle (Figur 19). Alderen på fisken fra Nordre Væhletjern var mer spredt. Det ble kun fanget sju individer som var yngre enn 4 vintre, og fangsten bestod hovedsakelig av fisk som var 4 til 8 vintre gamle. Samt et fåtall individer som var opp til 11 vintre. I Holmetjernet ble det fanget flere yngre individer enn for de andre tjerna, 25 individer var fra 3 vintre og yngre. De fleste av fiskene som ble fanget var 4 vintre gamle (Figur 19).

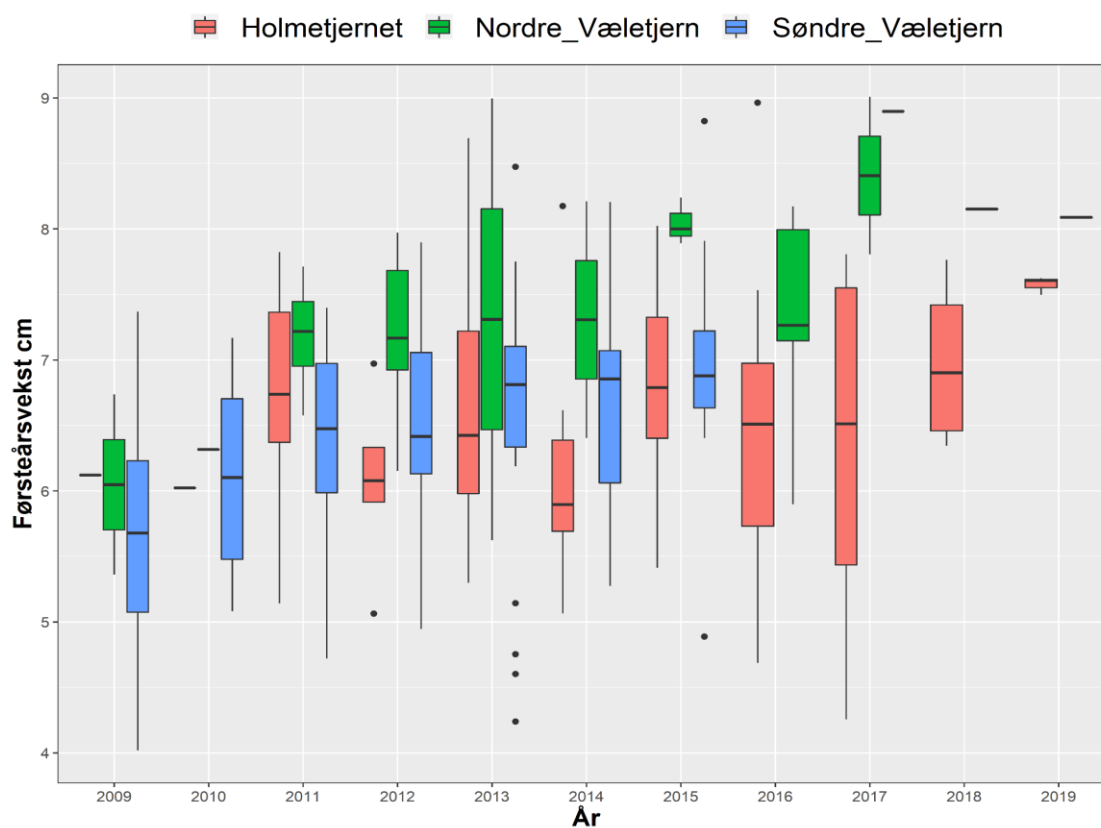


Figur 19: Histogram over alderssammensetningen av abbor som ble fanget i de tre tjerna. X akse= alder av abboren (vintre), Y akse= antall individer av abbor.

4.5 vekst

Førsteårsvekst abbor:

De fleste abborene var fra 6-7 cm lange det første året, dette gjelder alle tjerna. Abboren i Nordre Væhletjern hadde størst lengde på fisken ved ett års alder. For Nordre og Søndre Væhletjern ses en en trend, økende førsteårsvekst i nyere tid (Figur 20).



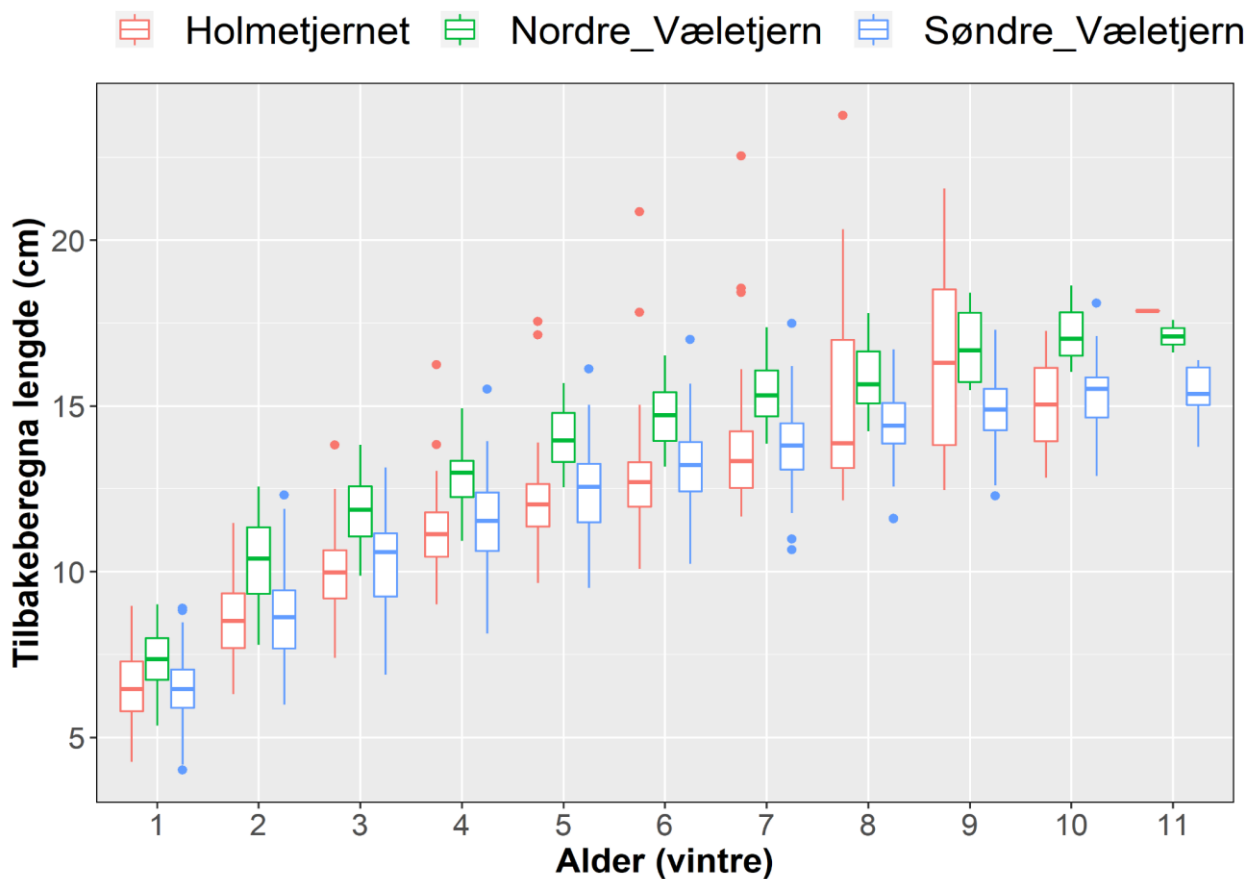
Figur 20: Boxplot som viser variasjon i tilbakeberegnet førsteårsvekst for abbor i de tre studietjerna. X-aksen viser året fisken ble født. Den svarte tykke horisontale streken inne i boksene viser middelerdien, boksene omfatter 25-75% persentilene og de vertikale linjene omfatter 10-90% persentilene.

Tilbakeberegnet vekst for abbor

Den tilbakeberegnete veksten viser at abboren har raskest vekst i Nordre Væhletjern.

Vekstmønsteret er forholdsvis likt for abboren i både Søndre Væhletjern og Holmetjernet.

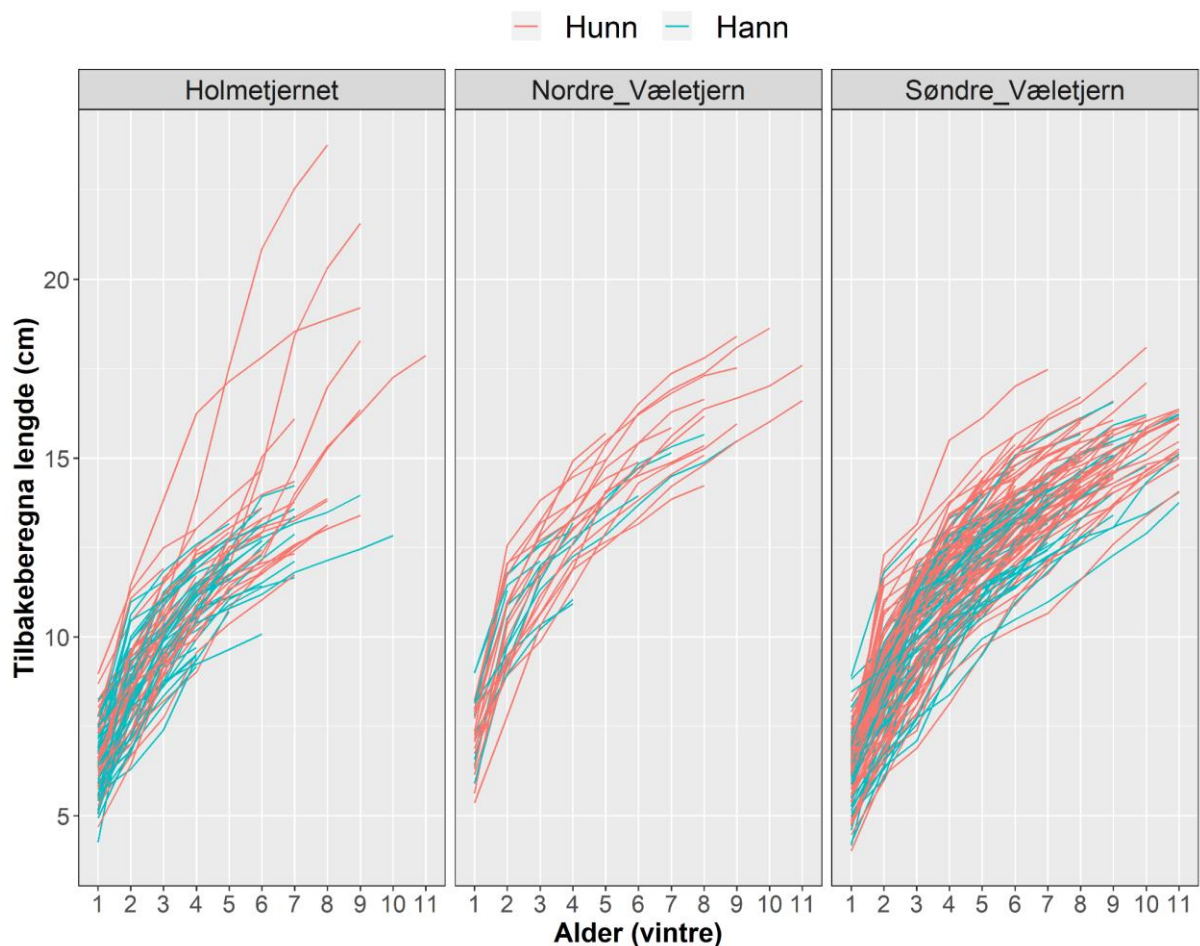
Både for Nordre Væhletjern (men langt i fra samme grad som) Holmetjernet er det noen enkeltfisker som har vokst betydelig bedre enn hovedtyngden av fiskene (Figur 21).



Figur 21: Boxplot som viser variasjon i tilbakeberegnet lengde for abbor i de tre studietjerna. X-aksen viser alderen på fisken (vintre). Den svarte tykke horisontale streken inne i boksene viser middelverdien, boksene omfatter 25-75% persentilene og de vertikale linjene omfatter 10-90% persentilene.

Tilbakeberegnet vekstforløp for abbor

For holmetjernet ser en at det er stor variasjon i individuelle vekstforløp mellom hann og hunnabbor (Figur 22). En ser også at noen hunn abbor drar avgårde og har et raskere vekstforløp, sammenliknet med de fleste andre abboene. Det går igjen i alle tre tjerna at veksten er rask de første tre leveårene, også reduseres når alderen øker over 3-4 vintre. I Nordre Væhletjern var veksten mer ensartet mellom individene. For søndre var det en hunnfisk som hadde hatt vekstomslag og det var større mellom-individvariasjon i vekstmønstre (Figur 22).



Figur 22: Tilbakeberegnet vekstforløp for abbor. Hver linje viser det tilbakeberegnete vekstforløpet til ett individ. Røde streker er individuelt tilbakeberegnet vekstforløp for hunn abbor. Blå streker er individuelt tilbakeberegnet vekstforløp for hann abbor.

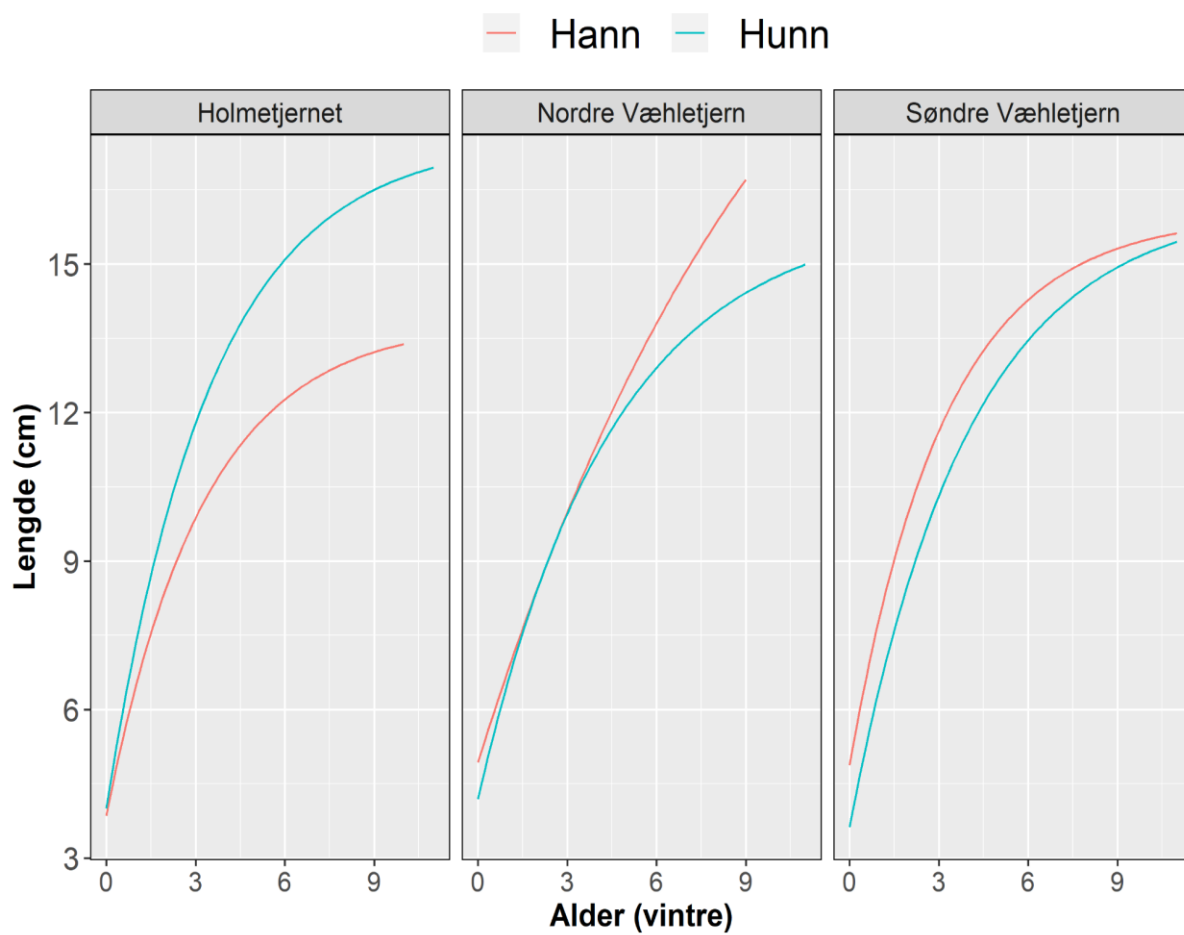
Von Bertalanffy

Tabell 1: De tilpassede Von Bertalanffy parameterestimater viste at Holmetjernet har størst variasjon i estimert maksimumlengde (Linf) mellom hann abbor og hunn abbor, med en differanse på 11, 95 cm. Maks lengden for hunnfisk i Holmetjernet ble estimert til 25,8 cm, vekstraten K var forholdsvis lav ($K=0,09$). Søndre Væhletjern hadde den minste estimerte differansen i maks lengde mellom kjønn, 0,23 cm. Den estimerte vekstraten for begge kjønn i Søndre Væhletjern var lavere ($K=0,22$, hann, $K=0,03$, hunn) enn sammenliknet med abboren i Holmetjernet ($K=0,31$, hann, $K=0,09$, hunn). For abboren i Nordre Væhletjern var differansen i estimert maksimum lengde (Linf) mellom hann abbor og hunn abbor 1,56 cm. Videre var den estimerte vekstraten høyest i Nordre Væhletjern, sammenliknet med de andre tjerna.

Innsjø	Kjønn	Parametre						
		Linf	SE		K	SE	t0	SE
Holmetjernet	Hann	13.85	0.50		0.31	0.04	-1.06	0.22
Holmetjernet	Hunn	25.80	4.90		0.09	0.03	-2.31	0.52
Søndre V	Hann	16.01	0.43		0.22	0.02	-1.36	0.19
Søndre V	Hunn	16.24	0.25		0.03	0.02	-1.00	0.12
Nordre V	Hann	15.98	0.72		0.31	0.06	-1.16	0.33
Nordre V	Hunn	17.54	0.47		0.29	0.03	-0.91	0.21

Modellert vekstforløp for hann og hunnfisk, modellert etter von Bertalanffy:

Det modellerte vekstforløpet hos abboren i Holmetjernet viste at hunnene har vokst raskere gjennom hele livet og oppnådd potensielt maks lengde som er 11,95 cm, og større enn hannene (Tabell 1 og Figur 23). Det modellerte vekstforløpet for abboren i Nordre Væhletjern viste at hann abboren hadde en høy vekstrate selv opp mot alder 9 år (Figur 23). I Søndre Væhletjern flatet vekstraten ut, med alderen på fisken. Den estimerte modellen viser at hannene vil vokse seg større enn hunnene (Figur 23).



Figur 23: Modellert vekstforløp for hunn abbor og hann abbor i de tre studietjerna. Blå streker er modellert vekstforløp for hunn abbor. Røde streker er modellert vekstforløp for hann abbor.

4. 5 Kjønnsmodning

Kjønnsmodning av mort

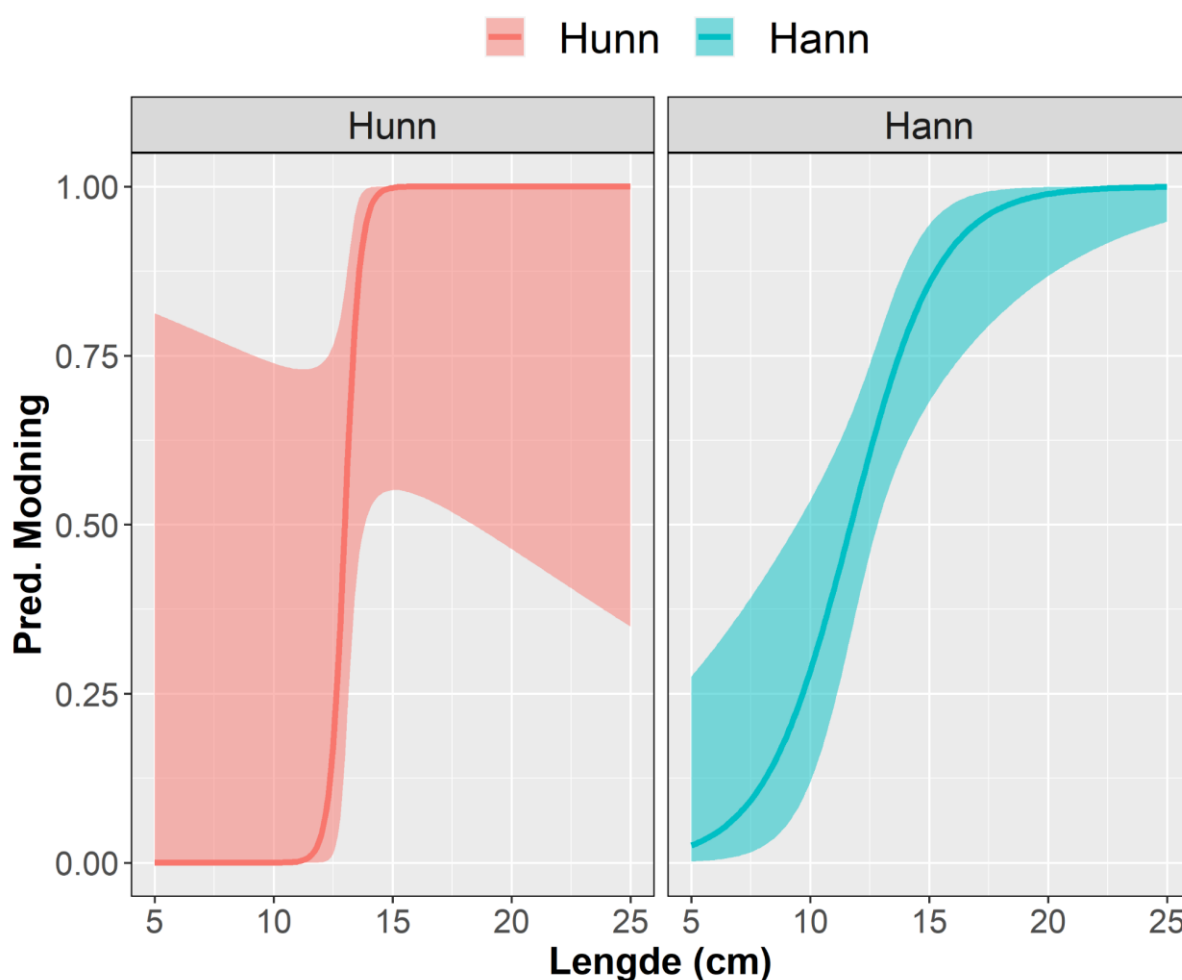
Tabell 2: AIC modellseleksjon over kandidatmodeller som modellerer sannsynlighet for å være kjønnsmoden hos mort som ble fanget i Holmetjernet høsten 2020. df= antall frihetsgrader (parametere) i modellen. Av de åtte kandidatmodellene som ble tilpasset modningsdataene hos mort i Holmetjernet oppnådde modellen med lengde*kjønn som prediktorstruktur mest AIC-støtte i dataene (Tabell 2). Denne hadde 3,88 AIC-enheter lavere verdi enn den med nest mest støtte i dataene (kun lengdeeffekt).

AIC modellseleksjon Mort			
Modell	df	AIC	
Lengde*Kjønn	4	81,01835	
Lengde	2	84,89944	
Lengde+Alder*Kjønn	5	86,30767	
Lengde+Kjønn	3	86,88820	
Alder*Lengde*Kjønn	8	87,19270	
Alder*Kjønn	4	102,84438	
Alder+Kjønn	3	110,66314	

Tabell 3: Parameterestimer og tilhørende effekttest for den utvalgte kjønnsmodningsmodellen for mort i Holmetjernet som er rapportert i tabell 2. Merk at parameterestimatene er på logit- skala.

			Mort						
Parameter estimator			Effekt test						
Begrep	Estimat	SE	Effekt	Df	Avvik	Resid Df	Resid Avvik	Pr(>Chi)	
Skjæringspunkt	41.248	0.546	NULL			125	148.892		
Lengde	3.175	0.094	Lengde	1	67.993	124	80.899	<2.2e-16	
Kjønn Hann	34.892	0.6	Kjønn	1	0.011	123	80.888	0.915586	
Lengde:Kjønn Hann	-2.633	0.891	Lengde:Kjønn	1	7.87	122	73.018	0.005027	

Modningsreaksjonsnorm for mort. Modningsreaksjonsnorm kan beskrive en fisk sin sannsynlighet for å kjønnsmodne som funksjon av størrelse. Den utvalgte modningsmodellen for mort viste at sannsynlighet for å modne økte raskt med lengde og 50 % sannsynlighet var ved lengde 12,5 cm hos hunn og 11,5cm hos hann (Figur 24 og Tabell 3). Modellen viser at hannene begynner å modne ved rundt 7 cm, men sannsynligheten for å være moden økte etter at de hadde nådd 10 cm. For hunnene steg sannsynligheten for å være moden raskere enn for hannene, men sannsynligheten steg ikke før etter de hadde nådd ca 12 cm. Modellen predikerer at hunn morten modner først etter at de har nådd 12 cm (Figur 24). Merk mye større usikkerhet for modellert modning hunn.



Figur 24: Prediksjonsplott av den utvalgte kjønnsmodningsmodellen (Tabell 3 og 4) for hann- og hunn mort i Holmetjernet. Linjene viser sannsynligheten for modning ved lengde (cm), 95% konfidensintervall for hunn- og hann mort er vist med rødt og blått felt.

Kjønnsmodning av abbor

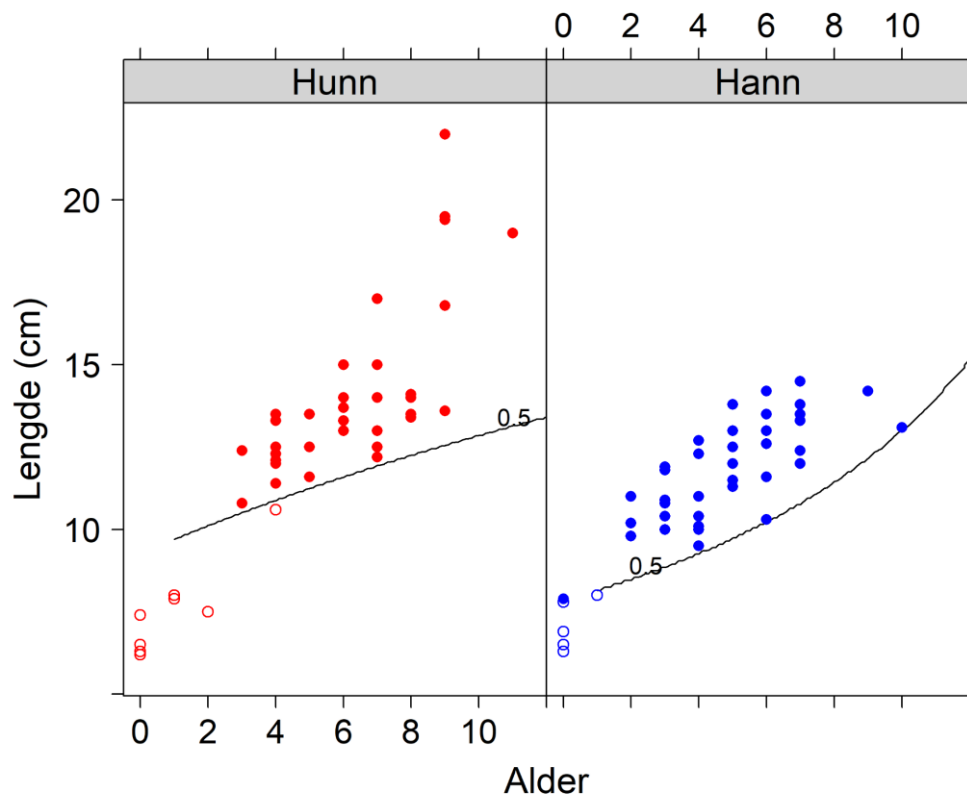
Tabell 4: AIC modellseleksjon over kandidatmodeller som modellerer sannsynlighet for å være kjønnsmoden hos abbor som ble fanget i Holmetjernet høsten 2020. df= antall frihetsgrader (parametere) i modellen. Av de åtte kandidatmodellene som ble tilpasset modningsdataene hos abbor i Holmetjernet oppnådde modellen med alder*lengde*kjønn som prediktorstruktur mest AIC-støtte i dataene (Tabell 4). Denne hadde 2,23 AIC-enheter lavere verdi enn den med nest mest støtte i dataene (alder og lengde effekt). K= antall parametere i modellen. AICcWt= er andelen av den totale mengden prediktiv kraft som tilbys av hele settet med modeller i modellen som vurderes. Den mest støttede modellen inneholder 60% av den totale forklaringen som finnes i hele settet med modeller. Cum.Wt= Summen av AICc-vektene. Her inneholder de to beste modellene 79% av den kumulative AICc-vekten. LL= log sansynlighet. Dette er verdien som beskriver hvor sannsynlig modellen er gitt dataene. AIC-poengsummen beregnes fra LL og K.

		AIC modellseleksjon Abbor				
Modell	K	AICc	Delta AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
Alder+Lengde+Kjønn	4	8,45	0	0,6	0,6	0
Alder*Lengde+Kjønn	5	10,68	2,23	0,2	0,79	0
Lengde+Kjønn	3	11,74	3,29	0,12	0,91	-2,74
Lengde*Kjønn	4	12,38	3,93	0,08	0,99	-1,96
Alder*Lengde*Kjønn	8	17,69	9,24	0,01	1	0
Lengde	2	18,91	10,46	0	1	-7,39
Alder+Kjønn	3	23,21	14,76	0	1	-8,47
Alder*Kjønn	4	25,38	16,93	0	1	-8,46
Alder	2	27,6	19,15	0	1	-11,73

Tabell 5: Parameterestimer og tilhørende effektttest for den utvalgte kjønnsmodningsmodellen for abbor i Holmetjernet som er rapportert i tabell 4. Merk at parameterestimatene er på logit- skala.

				Abbor					
	Parameter estimates			Effect test					
Term	Estimate	SE		Effect	Df	Deviance	Resid Df	Resid Dev	Pr(>Chi)
Intercept	-3149.4	366570.5		NULL			93	79.122	
Alder	-133	19603.7		Alder	1	55.656	92	23.465	8.63E-14
Lengde	336.2	38341		Lende	1	8.999	91	14.466	0.0027015
KjønnHann	510.5	1003269		Kjønn	1	14.466	90	0	0.0001427

For hunnabbor ser en at ved lengde ca 12 cm og alder 3 år, er det 50% sjanse for at fisken er moden. For hann abboren er det 50% sannsynlighet for å være moden når den er 2 vintre og ca 10 cm lang (Figur 25).



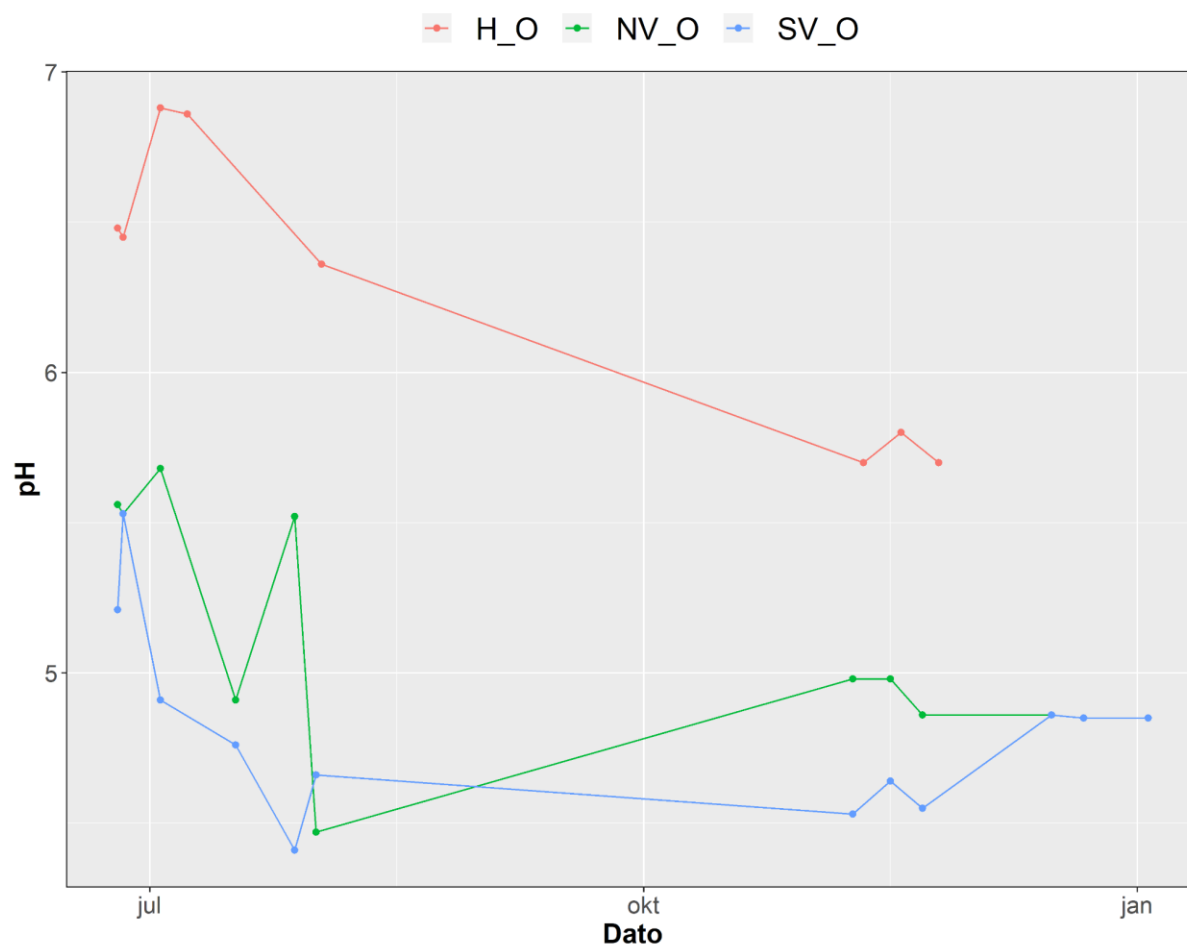
Figur 25: Prediksjonsplott av den utvalgte kjønnsmodningsmodellen (Tabell 4 og 5) for hann- og hunn abbor i Holmetjernet. Kun 50% sannsynlighetslinja for modellen er lagt inn (svart) da dette definerer kjønnsmodningshendelsen. De fylte punktene viser rådata av abbor som var modne, og de tomme punktene er abbor som ikke var modne.

4.6 pH målinger av studietjerna

pH målingene som ble tatt manuelt med pH meter , i overflatevannet i de tre tjerna, viste at Holmetjernet hadde høyest pH verdi (pH 6,5-5,5). pH verdien i Holmetjernet var høyest i juli måned, pH ca 6,7. Deretter sank pH verdien, og i slutten av desember var det lavest pH, ca 5,7 (Figur 26).

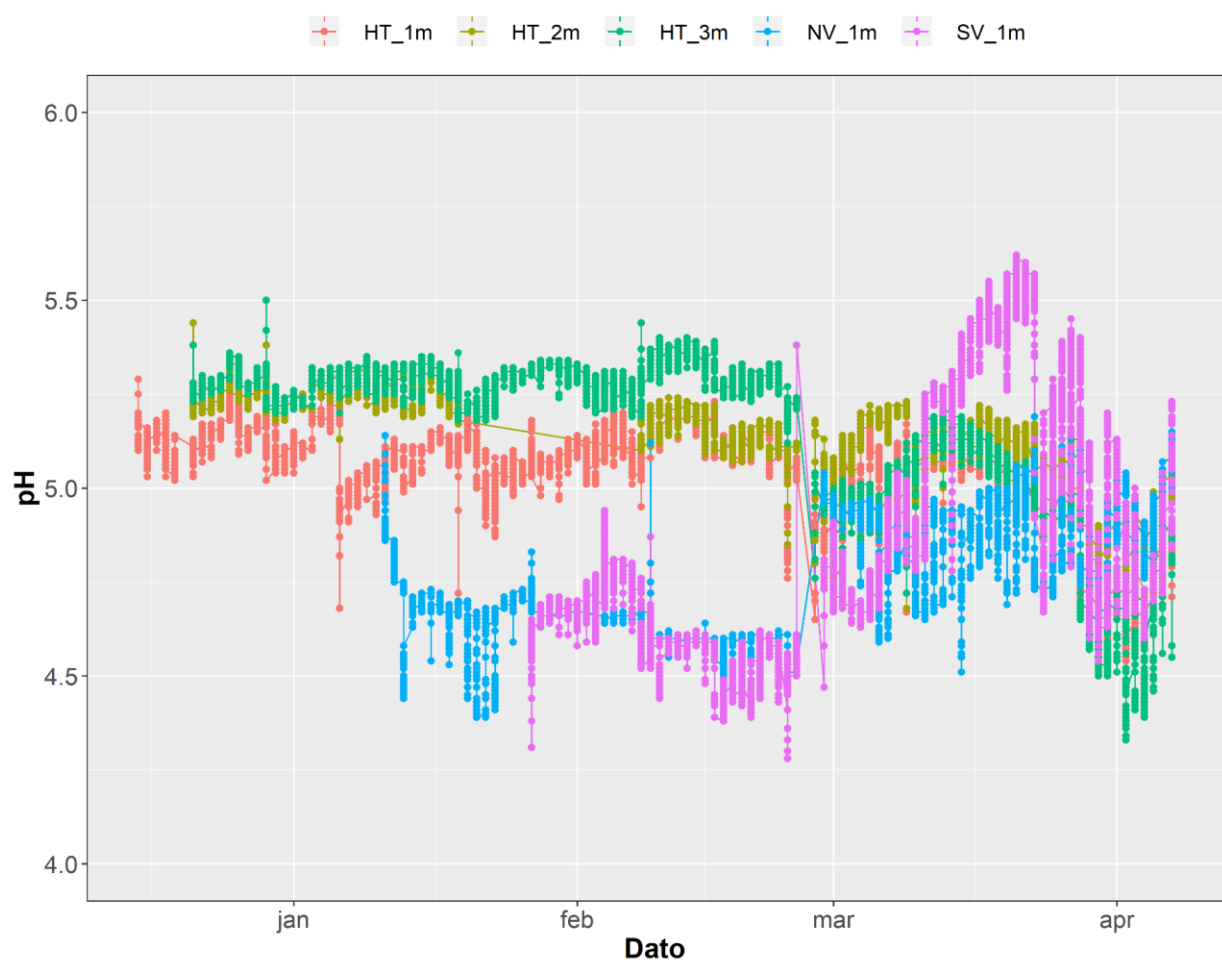
For Væhletjerna er det samme trend som for Holmetjernet, hvor pH verdien var høyest i juli (pH ca 5,5, for begge tjerna), og synker deretter gradvis mot begynnelsen av januar til pH ca 4,7. Nordre Væhletjern hadde pH verdi på rundt 5,7 ved begynnelsen av juni. I august var pH verdien varierende, med rask nedgang til pH 4,8, for så å stige igjen mot slutten av august, opp mot pH 5,5. I slutten av august/ begynnelsen av september, hadde pH sunket til ca 4,5. Deretter øker den til omlag 4,8 ved begynnelsen av januar (Figur 26).

Søndre Væhletjern hadde de laveste pH verdiene av alle tjerna. Også her ble den høyeste pH verdien målt i juni pH ca 5,5. Laveste verdi ble målt i midten av august, med pH ca 4,4. Deretter stiger pH litt mot januar pH ca 4,7, men pH verdien var fortsatt den laveste sammenlignet med målingene fra de andre tjerna (figur 26).



Figur 26: pH-målinger tatt med håndholdt pH-meter, fra Holmetjernet, Søndre Væhletjern, og Nordre Væhletjern. Målingene er tatt fra slutten av juni 2020, til begynnelsen av januar 2021. Rød linje: pH verdier fra overflatevannet i Holmetjernet. Grønn linje: pH verdier fra overflatevannet i Nordre Væhletjern. Blå linje: pH verdier fra overflatevannet i Søndre Væhletjern.

Data fra pH-loggerne viste at fra midten av desember 2020 til begynnelsen av april 2021, lå pH verdien i Holmetjernet rundt 5-5,5. Loggeren som ble satt på 1 m dyp hadde den laveste pH verdien på rundt 5,0. Loggeren på 2m, lå litt høyere i pH verdi, mens loggeren som ble satt på 3m har høyest pH verdi, på rundt 5,25. I tidsperioden mars til begynnelsen av april sank pH verdien, ned mot pH ca 4,6, hvor pH verdien som ble målt på 3m sank mest til pH 4,3. For både Nordre og Søndre Væhletjern lå pH verdien på rundt 4,7-4,3 i tidsperioden januar til mars. I begynnelsen av mars til april steg pH verdien i begge Væhletjerna. I Nordre steg pH verdien til omtrent 4,7-5. For Søndre Væhletjern steg pH opp mot 5,5 i midten av mars, for så å synke til 4,5-5 i begynnelsen av april (Figur 27). Merk ufullstendige målesett grunnet feil måling av logger rett etter kalibrering.



Figur 27: pH-målinger fra loggere i perioden desember 2020, til april 2021. I Holmetjern er det data fra loggere satt på 1,2 og 3 m dyp. For Væhletjerna er målingene tatt fra loggere på 1 m dybde. Orange linje: pH data fra logger i Holmetjernet på 1 m dyp. Gul linje: pH data fra logger i Holmetjernet på 2 m dyp. Grønn linje: pH data fra logger i Holmetjernet på 3 m dyp.

Blå linje: pH data fra logger i Nordre Væhletjern på 1 m dyp. Fiolett linje: pH data fra logger i Søndre Væhletjern på 1 m dyp.

4.7 Vanntemperatur

Vanntemperaturen lå ganske stabilt på 4 °C, for loggerne på 2-3m i Holmetjernet, og for loggerne i Væhletjerna. Loggeren som lå på 1 meters dyp i Holmetjernet viste litt mer varierende vanntemperatur, fra 4 °C i januar, til 2 °C i februar. Mot slutten av februar til begynnelsen av mars, da snøen smeltet, ble vannet kaldere, og for alle loggerne i hver av tjerna viser at vannet var ca 1 °C. Mot midten av mai til august, etter issmeltingen steg temperaturen til opp mot 6-7 °C (Figur 28).



Figur 28: Vanntemperatur målinger fra loggere i perioden desember 2020, til april 2021. I Holmetjernet er det data fra loggere satt på 1,2 og 3 m dyp. For Væhletjerna er målingene tatt fra loggere på 1 m dybde. Orange linje: Vanntemperatur målinger fra logger i Holmetjernet

på 1 m dyp. Gul linje: Vanntemperatur målinger fra logger i Holmetjernet på 2 m dyp. Grønn linje: Vanntemperatur målinger fra logger i Holmetjernet på 3 m dyp. Blå linje: Vanntemperatur målinger fra logger i Nordre Væhletjern på 1 m dyp. Fiolett linje: Vanntemperatur målinger fra logger i Søndre Væhletjern på 1 m dyp.

4.8 Resultat av vannprøver

Tabell 6: Resultatene av vannprøvene, for de ulike variablene, pH, TOC, ANC og Ali, tatt i perioden 18.01.2021-07.04.2021. Den første kolonnen til venstre viser datoen vannprøvene er tatt. Deretter om prøvene er tatt i tørr periode med antatt liten til ingen avrenning fra nedbørsfeltet, eller mild periode med avrenning fra nedbørsfeltet. Neste kolonne viser hvilken innsjø vannprøvene er fra. Videre viser de neste kolonnene resultatene fra de ulike variablene: pH, totalt organisk karbon (TOC, målt i C/L), syrenøytraliserende evne (ANC, målt i $\mu\text{eq/L}$), og fritt labilt aluminium (Ali). Fargene indikerer tilstanden for hver av variablene for hvert tjern. Blå= Svært god tilstand, Grønn= God tilstand, Gul= Moderat tilstand, Orange= Dårlig tilstand, Rød= Svært dårlig tilstand. Innholdet av Ali klassifiseres som dårlig, til svært dårlig i alle tre studietjerna. Den målte ANC verdien er varierende i alle tre studietjerna. Innholdet av TOC klassifiseres som dårlig i alle tre studietjerna, $\text{TOC} < 16 \text{ mg C/L}$.

Dato	Mild/ Tørr periode	Innsjø	pH	TOC mg C/L	ANC µeKv/L	Ali
18.01.2021	Tørr	SV	4.87	12.2	21.6	87
21.01.2021	Mild	SV	5.01	10.1	21.9	88
10.02.2021	Tørr	SV	4.7	17.7	59.4	107
16.02.2021	Tørr	SV	4.75	16.7	61	118
24.02.2021	Mild	SV	4.84	9.2	5.9	121
07.04.2021	Mild	SV	5.24	10.5	28.2	83
18.01.2021	Tørr	NV	4.88	12.9	59.4	82
21.01.2021	Mild	NV	5.27	10.8	25.3	118
10.02.2021	Tørr	NV	5.08	14.8	60.4	113
16.02.2021	Tørr	NV	4.83	14.1	56.4	116
24.02.2021	Mild	NV	4.73	11.7	17	136
07.04.2021	Mild	NV	5.35	11.3	46.6	103
18.01.2021	Tørr	H	4.99	13.7	64.7	66
21.01.2021	Mild	H	5.37	12.2	60.7	80
10.02.2021	Tørr	H	5.16	14.8	97.6	87
16.02.2021	Tørr	H	5.36	13.2	100	100
24.02.2021	Mild	H	5.66	4.6	6.7	54
07.04.2021	Mild	H	5.68	8.9	75.4	46

5. Diskusjon

Fangsten fra Væhletjerna var dominert av abbor. Holmetjernet på en annen side hadde et flerartssamfunn bestående av gjedde, abbor og mort. Årsklassestyrken av abbor var varierende i de tre tjerna, særlig i Væhletjerna. I Væhletjerna var det mangel på unge individer i fangsten, noe som kan tyde på rekrutteringsproblemer. Videre så det ut til at Væhletjerna lider av forgubbing, fordi fangsten var dominert av eldre individer. Resultatene viste ingen direkte effekt på veksten mellom de tre tjerna, som kan knyttes direkte opp mot forsuring. Modningsreaksjonsnormen (Figur 25) viser at abboren i Holmetjernet modnet ved liten størrelse, og fra 2 års alder. Resultatene fra pH målingene viste at pH en er lavere i Væhletjerna, sammenliknet med Holmetjernet. Videre ble det observert av ved snøsmelting i perioden mars til april 2021, økte pH en i Væhletjerna fra pH 4,5 til pH 5,5 (Figur 27). Innholdet av labilt aluminium var høyt i alle tjerna. Med tanke på innholdet av labilt aluminium klassifiseres tilstanden i Holmetjernet som svært dårlig. Væhletjerna på en annen side klassifiseres som svært dårlig ifølge Vannforskriftens klassegrenser (Tabell 6).

5. 1 Artsdiversitet

Holmetjernet hadde størst artsdiversitet, av de tre tjerna som ble undersøkt. Holmetjernet hadde et flerarts samfunn bestående av gjedde, abbor og mort (Figur 17). Dybdekartene, viser at det er større variasjoner i dybde og dermed også flere habitat som kan utnyttes i Holmetjernet. Fra oversikten av garnfangsten (Figur 14) ser en også at flere habitat blir brukt, hvor gjedde og abbor hovedsakelig ble fanget i littoralsonen, mens mort på en annen side dominerte i pelagialen.

Fangsten i Væhletjerna bestod av abbor. Det ble fanget et par ørret også, men disse var satt ut av grunneierlaget, og er ikke naturlig reproduserende. NPUE (Figur 13) viser at det var relativt høy tetthet av abbor i begge Væhletjerna. Dybdekartene for Væhletjerna viser at forholdene er optimale for abbor, som trives på grunt vann (Duncan et al., 2011). Videre kan tettheten forklares ved mangel på andre predator arter i vannet, unntatt fuglepredatorer (evnt storlom), og større abbor. Det lave antallet arter kan også skyldes den lave pH en, og høye innholdet av labilt aluminium (Harvey, 1975; Rask, M. 1984). Det at mort og gjedde ikke er å finne i Væhletjerna, kan være fordi forholdene ikke er optimale for disse artene, ved at pH en som ble observert i februar-mars 2021 var lav, pH 4,5. Både mort og gjedde er mer sensitive for lav pH, enn abbor (Almer og Dickson, 2020, Vuorinen et al. 1993). Det har tidligere (1988) vært observert gjedde i begge Væhletjerna, og det er foreslått at forsuring og det høye

innholdet av labilt aluminium er grunnen til at gjedda ikke lenger er å finne i disse tjerna (Personlig kommentar Ole Håkon Heier).

5. 2 Aldersfordeling

Det var stor variasjon i årsklassestyrke hos abbor i alle tre tjerna (Figur 15).

Slike svigninger i årsklassestyrke er typisk for abborbestander (Thorpe, 1977; Hesthagen et al., 1992), og kan være forårsaket av vanntemperaturen under klekking eller av inter- og intraspesifikk konkurranse og kannibalisme (Craig & Kipling, 1983; Persson, 1983; Mills & Hurley, 1990; Hesthagen et al., 1992).). Variasjonene i årsklassestyrke i Holmetjernet kan indikere variasjon i reproduksjon. Den svake representasjonen av ung fisk kan forklares ved at, yngelen blir utsatt for predasjon av både gjedde, og av større abbor som har slått om til å bli fiskespisere. Videre kan det være interspesifikk næringskonkurranse med mort. Den primære matkilden for små abbor er zooplankton, som også er viktig næring for mort. (Allen 1935; Bergman 1990; Persson 1990; Persson et al. 1999, Persson 1986; Persson og Greenberg 1990; Persson et al. 2000).

Rekruttering er ofte regulert av høye dødelighetsrater som virker på tidlige livsstadier (Hjort 1914; Weber et al., 2011). Eggene blir lagt på grunt vann, hvor vannkjemien er mer stabil. Mens lengre ut på dypet, vil vannet sirkulere, både på høsten og om våren, og vannkjemien vil dermed endre seg som følge av dette. Dødeligheten av larver overstiger ofte 99%, fordi abberen har lengre pelagisk periode enn mange ferskvannsarter (30–40 dager i små innsjøer) (Whiteside et al. 1985; Houde 1989, 2006; Weber et al., 2011). Det langvarige oppholdet i pelagialen i tidlige livsstadier, gjør yngelen mer utsatt for predasjon, samt at de blir utsatt for en annen vannkjemi (Nielsen 1980; Hartman og Margraf 1993; Rudstam et al. 1996; Weber et al., 2011). Som følge av det langvarige oppholdet i pelagialen, vil yngelen dermed bli utsatt for lave pH verdier i Væhletjerna pH 4,5, og høyt innhold av Ali, som ble observert i alle studietjerna. Videre er abbor yngel mer utsatt for høyt innhold av Ali enn voksen abbor (Neville og Campbell, 1988; Ščančar og Milačič, 2006; Ryan et al., 2012).

Det var større variasjon i årsklassestyrke for abberen i Væhletjerna, enn i Holmetjernet. Fangsten fra Væhletjerna bestod hovedsakelig av eldre fisk (Figur 19). I Søndre Væhletjern var kun ett individ yngre enn 3 vintre, og hovedandelen av fangsten var over 5 vintre. Den samme trenden var det også for fangsten fra Nordre Væhletjern, hvor et lavt antall yngre fisk

ble fanget (Figur 19). Grunnet den høye tettheten, kan det lave antallet yngre fisk være grunnet intraspesifikk konkurranse om næring (Hanson og Legget, 1985). Samtidig kan eldre abbor spise egg og yngel av annen abbor. Resultatene fra figur 19 viser at det har vært dårlig rekruttering i alle tre vanna over flere år. En eller flere sterke årsklasser kan holde yngre årsklasser nede gjennom alle de årene den er sterk, spesielt siden det er observert at flertallet av abbor i studietjerna vokser lite fra år til år, og ikke kan bytte til noen enda større, eller andre fødeemner enn egen rogn, yngel og ettåringer (Byström et al., 2012).

5.3 Rekruttering

Fangsten fra Væhletjerna bestod hovedsakelig av eldre individ, og indikerer at det er dårlig rekruttering i vanna (Figur 19). Årsaken til reproduksjonssvikten i Væhletjerna, og også delvis Holmetjernet, kan være den lave pH en (Figur 27), som fører til nedsatt funksjon av kjønnsceller (Rask, M. 1984; Howels, G. 1990), feil i utviklingen av befruktede egg eller i larvestadiet fram til klekking (Peterson et al., 1980; Rask, M. 1984), eller deformert yngel (Runn et al., 1977; Rask, M. 1984) eller opphør av gyting (Beamish og Harvey, 1972; Rask, M. 1984). Væhletjerna har store svigninger i pH (figur 27), rundt tidspunktet abborer gyter, på våren etter ismelting, ligger pH på ca 4,5-4,7. Som funnet i andre forsøk (Milbrink & Johansson, 1976; Rask, 1983, 1984; Rask, M., Vuorinen, P.J og Vuorinen, M., 1990; Hesthagen et al., 1992), kan den lave pH verdien føre til at egg og yngel dør, videre viser de til at dette er en av hovedårsakene til reduksjon og tap av abborbestander i sure vann, med pH under 5.0.

Surt vann kan også indirekte påvirke rekruttering gjennom lengre utviklingstid (Rask, 1983; Hesthagen et al., 1992), forsinket gyting (Rask, M., Vuorinen, P.J og Vuorinen, M., 1990; Hesthagen et al., 1992) og redusert fruktbarhet (Valtonen & Laitinen 1988). Beamish et al., 1975 fant at om populasjonen hovedsakelig består av eldre individer, tyder det på at yngre individ er mer sårbar for lav pH, enn eldre (Beamish et al., 1975). Noe som stemmer overens med mine resultater, hvorav en ser at abbor populasjonene i særlig Væhletjerna er utsatt for “aldring”. Dette er særlig tydelig i Søndre Væhletjern hvor, til tross for den høye NPUE en (Figur 13), det ikke ble fanget noen individer på 1-2 år og kun ett individ på 3 år, og fangsten var dominert av individer fra 7-11 år (Figur 19). I Nordre Væhletjern ble det også fanget et lite antall unge individer, dog det ble fanget færre fisk her generelt, men også her besto fangsten hovedsakelig av abbor som var eldre enn 4 år (Figur 19). pH kan være en faktor som

påvirker rekrutteringen, men det kan ikke elimineres at predasjon fra større abbor utgjør en viktig årsak til at flere årsklasser mangler.

5.4 Førsteårsvekst

Analysene av vekstforløpene hos abbor peker ikke i retning av noen åpenbare effekter av pH på individ veksten (Figur 20). Det er ikke noen tydelig forskjell i vekst i yngelfasen mellom de tre innsjøene. Vekst av abbor påvirkes av mengden mat tilgjengelig (Le Cren 1958; Raitaniemi, Rask, M. Og Vuorinen, P.J. 1988), lengden på vekstsesongen, og mest sannsynlig også av type diett. I ett annet forsøk (Rask, M. 1984) fant at abbor og mort hadde økt vekst i sure vann, grunnet fravær av konkurranse om mat. På en annen side er det gjort forsøk som har vist at surt vann vil medføre redusert tilgang på mat, og føre til økt fysiologisk stress, noe som vil føre til redusert vekst (Beamish 1976; Mills et al. 1987; Sadler og Turnpenny 1986; Sadler og Lynam 1987; Hesthagen et al., 1992). Det at første årsveksten virker upåvirket, kan skyldes den høye yngel dødeligheten, som gjør at det blir mindre intraspesifikk konkurranse om tilgang på næring. Selv om førsteårsveksten virker å være god, flater veksten ut etterhvert som fisken blir eldre.

5.5 Voksen størrelse på abbor

Det var imidlertid stor forskjell mellom tjerna i voksen størrelse blant abborpopulasjonene (Figur 21, 22), noe som stemmer overens med observasjoner fra to andre studier (Claessen et al. 2000; Heibo og Vøllestad, 2005). Forskjellen i vekst mellom årsklasser i fiskepopulasjoner kan skyldes endringer i populasjonstetthet, mengder egnet mat, abiotiske faktorer osv. (Goldspink og Goodwin 1979; Hartmann 1975; LeCren 1958; Rask, M., 1984). For Holmetjernet fant jeg at et større antall av hunn abboren har slått om til å bli fiskespisere. Fangsten fra Væhletjerna var dominert av individer av liten størrelse, tusenbrødre. Grunnen til at fangsten fra Væhletjerna var dominert av kortvokste fisk kan være grunnet den høye tettheten av fisk, som kan føre til nærings begrensning, og dermed hindre kroppsvekst.

To mulige årsaker for kortvoksthet av abbor ble foreslått av Ylikarjula et al. 1999: Ressurs begrensning og størrelse eller alder avhengige overlevelsessannsynligheter (Ylikarjula et al. 1999). Mortalitet er ofte størrelseavhengig hos abbor (Bystrom et al. 1998; Bystrom et al. 2003; Heibo og Vøllestad, 2005), og hos andre ferskvannsfisker (Beverton 1992; Chambers

og Trippel, 1997). Små endringer i miljøforhold, som endringer i vannkjemien, kan føre til brå overganger i optimale livshistorier når størrelses avhengig dødelighet er tilstrekkelig sterk (Taborsky et al. 2003). Dermed kan en populasjon variere midlertidig mellom to forskjellige livshistorier. Men om forholdene er stabile over tid, vil en distinkt fenotype dominere i populasjonen, enten en tidlig modnet kortvokst populasjon, eller en seint modnet piskivor fenotype (Heibo og Vøllestad, 2005). For Væhletjerna dominerer den kortvokste fenotypen. Dette kan skyldes at det å leve i sure vann fører til at mye energi går til gonadeutvikling på sensommeren, og at dette overgår energiresursene til abbor (Rask, M., 1984). Dette trenger imidlertid ikke å være tilfelle. Redusert vekst i surt vann er rapportert og kan forklares med redusert tilgang på matorganismer (Beamish 1976; Mills et al. 1987) eller av fysiologisk stress induisert av surt vann (Sadler og Turnpenny 1986; Sadler og Lynam 1987; Hesthagen et al., 1992). I Holmetjernet finner en begge fenotypene, som tyder på at endringer i miljøforhold ikke er stabile nok til at det har blitt selektert for en av de to fenotypene. Dette gjelder for øvrig i alle de næringsfattige skogsvanna i Østfold, kun et mindretall av abborene går over på fiskeføde. Muligens er dette fordi det ikke er nok små mort i slike næringsfattige vann til å produsere mengder med passende byttfisk (Personlig kommentar Ole Håkon Heier).

5.6 Modning

Den relativt lave pH en i Holmetjernet (pH 5,0-5,5, figur 27) kan være en faktor som gjør at flere individer av abbor modner ved lav alder (Figur 25). Dette stemmer overens med en studie gjort av Linløkken et al. 1991, som fant at abbor i sure innsjøer vil modne tidligere (Linløkken et al. 1991). Dette er også vist i andre studier, som fant kortvokste fenotypen modner ved yngre alder og ved mindre størrelse enn piscivore fenotyper (Roff, 1992; Heibo og Vøllestad, 2005). Noe som korrelerer med modningsreaksjonsnormen (Figur 25), som viser at noen abbor modner ved 2 års alder, og ved liten størrelse. Med lav forventning for videre vekst og fertilitetsøkning, kan tidlig modning være optimalt for kortvokste populasjoner. Dette har også blitt funnet i andre fiskearter hvor kortvokste populasjoner finnes (Heibo og Vøllestad, 2005). Etter modning vil individene bevilge energi til reproduksjon, på bekostning av videre somatisk vekst. Dette genererer en trade off mellom umoden vekst og livstidsvekst for individer av samme alder (Stearns, 1992; Gislason et al., 2018). Ifølge klassisk livshistorieteori (Gadgil and Bossert, 1970), vil individer som modner

tidlig også ha høy reproduktiv produksjon. Dette vil føre til en høy kostnad ved reproduksjon, og økt dødelighet.

På en annen side vil abboren som har slått om til å bli fiskespisere, modne ved større størrelse og ved høyere alder, dermed vil økt vekst føre til utsettelse av modningen (Heibo og Vøllestad, 2006).

5.7 Vekstforløp

For abbor blir hunnene vanligvis større enn hannene, men dette stemmer ikke overens med resultatene i figur 23. For Væhletjerna viser det modelerte vekstforløpet at hannene vokser i fra hunnene, dette er tydeligst for figuren for Nordre Væhletjern, hvor hannene har betydelig større vekstrate enn hunnene (Figur 23). Modellene er basert på Von Bertalanffy parameterestimater, hvor modellene kan bli usikre om alle årsklasser ikke er godt representert. Dette er tilfellet fra fangsten fra de tre tjerna. Men ved å se på Von Bertalanffy parameterestimater, er det ikke en stor differanse i lengden for hann og hunn (Tabell 1). Om en ser på estimatene fra Holmetjernet er det større differanse i lengdevæksten mellom kjønn, sammenliknet med Væhletjerna. Videre for Søndre Væhletjern tilsier estimatene at hannene vil bli større enn hunnene (Tabell 1).

Noe som kan forklare det at hunnene ikke virker å klare å vokse seg større enn hannene, kan være grunnet at reproduksjon krever mye energi av hunnen, og at det dermed ikke er nok energi igjen til kroppslig vekst. Reproduksjonssyklusen krever mye energi, og hunnene er dermed avhengige av gode habitatforhold. Videre vil dårlige habitatforhold, som lav matforsyning eller dårlige vekstforhold på sommeren kan forstyrre utviklingen av gonadene (Collingsworth og Marshall, 2011). Fangsten fra Væhletjerna var dominert av små individer, noe som kan tyde på at reproduksjon krever mye av hunnene. Dette har videre konsekvenser for yngelen. Abborens overlevelse i tidlige livsfaser knyttet til den energiske tilstanden til hunnene før reproduksjon (Solemdal, 1997; Trippel, Kjesbu & Solemdal, 1997; Collingsworth og Marshall, 2011). Hunn abbor som har god energisk tilstand vil ofte være mer fertile og produserer større egg og avkom enn de i dårlig tilstand. Videre er den energiske tilstanden til hunnen vist seg å påvirke total eggproduksjon og i sin tur rekrutterings suksess. Samtidig har størrelsen på hunnene påvirkning på eggstørrelse (Hislop, 1988; Kjesbu et al., 1996; Johnson & Leggett, 2002), energitettheten til eggene (Bunnell, Scantland & Stein, 2005), andelen egg, og vekten av egg (Kjesbu et al., 1992; Collingsworth og Marshall,

2011). Ifølge dette vil eggene fra Væhletjerna, og også endel fra Holmetjernet være av dårligere kvalitet, og det vil også være mindre andel av egg, grunnet dominansen av små individ (Beacham & Murray, 1985; Chambers & Legget, 1992; Solemdal, Kjesbu & Fonn, 1995; Chambers & Waiwood, 1996; Kjesbu et al., 1996; Marteinsdottir & Steinarsson, 1998; Heyer et al., 2001; Clemmensen et al., 2003; Collingsworth og Marshall, 2011).

5.8 Vannkjemi

Vanna er klassifisert som kalkfattige og humøse vann, og i studien til Polèo et al., 1997 fant de at abboren er vel distribuert i slike vann, til tross for lav pH (Polèo et al., 1997). Dette er ikke noe nytt, og det er velkjent at abboren er en syretolerant fisk, sammenliknet med andre fiskearter (Almer, 1974; Rask, 1983; Bergquist, 1991; Vuorinen et al., 1992; Rask et al., 1995).

Oversikten over resultatene fra vannprøvene tabell 6 viser at tilstanden for aluminium ligger på “svært dårlig”, til “dårlig” for alle vanna. Den lave pH en i Væhletjerna, pH 4,5, gjør at treverdig aluminium (Al^{3+}), kan frigis fra sur jord. I tillegg vil aluminium bli ført inn i vanna fra nedbørsfeltet via TOC (Nierop, Jansen og Verstraten, 2002). Gjennom kontrollerte eksperimentelle studier, viste Polèo et al., 1997, for første gang at aluminium er en viktig faktor i toksisiteten av surt vann for abbor, og at abbor er mer sensitiv for surt Al-holdig vann, enn tidligere poengtert (Polèo et al., 1997). Videre fant de at abboren var syre tolerant, men aluminium sensitiv. Dette korresponderer også bra med funn gjort av Rask et al., 1995, at konsentrasjonen av labilt aluminium er essensiell i bestemmelsen av om abborpopulasjonen i en sur innsjø er påvirket (Rask et al., 1995). I humøse vann, er aluminium allerede bundet til humøse substanser, og det er vel kjent at organisk bundet aluminium ikke er toksisk for fisk (Baker and Schoefield, 1980; Driscoll et al., 1980; Witters et al., 1990; Polèo et al., 1991; Polèo et al., 1997), dette er tilfellet dersom pH verdien er stabil pH >5,0. Ved lav pH vil aluminium løse seg fra hummøse stoffer, jo lavere pH desto mer aluminium vil løse seg fra TOC (Nierop, Jansen og Verstraten, 2002).

pH målingene og målingene av Ali fra Væhletjerna viste at det var lave pH verdier med høy Ali over tid (Figur 28, Tabell 6). Den vedvarende lave pH en og høye innholdet av Ali, selv ved kalde temperaturer når fisken bruker lite energi, vil gjøre at abboren etter hvert vil dø, eller bruke masse energi for å bli kvitt Ali på gjellene (Personlig kommentar Ruben Alexander Pettersen).

Av figur 28, ser en at pH en økte, særlig i Søndre Væhletjern, etter snøsmeltingen til pH 5,5. Når en får en kraftig økning i pH, som etter snøsmelting, smelter lavmolekylære Al-former sammen og danner Al-polymerer med høy molekylvekt (Hem og Roberson, 1967; Polèo et al., 1997). Graden av pågående Al-polymerisering er den viktigste faktoren for aluminium toksisiteten. Til støtte for dette har flere forfattere dokumentert dødeligheten av fisk som finner sted umiddelbart etter en økning i pH (f.eks. Kalking og snøsmelting) (Dickson, 1978; Baker og Schofield, 1980, 1982; Hutchinson et al., 1989; McCahon et al., 1989; Polèo, 1995). I følge litteraturen kan Al-akkumulering i gjeller forekomme i henhold til flere mekanismer; binding av positivt ladede Ali-arter i vann til negativt ladede steder på gjellene (Neville, 1985; Exley, C., Chappel, J. Og Birchall, J., 1991; Wilkinson og Campbell, 1993; Teien et al., 2006), polymerisering av Ali på grunn av høyere pH i gjelle miljøet enn i vannet, noe som fører til utfelling (Playle og Wood, 1989; Dietrich og Schlatter, 1989) eller polymerisering av Al (Bertsch, 1987; Pole´o, 1995; Teien et al., 2006) på gjeller. Abbor i egg og yngelstadiet er særlig utsatt for høye nivåer av Ali, ved at eggklekkingen blir inhibert og yngelen er mindre tolerant enn eldre fisk (Ščančar og Milačič, 2006; Neville og Campbell, 1988; Ryan et al., 2012).

Det lave innholdet av TOC i vanna ($\text{TOC} < 16 \text{ mg C/L}$), kan være både positivt og negativt for vannmiljøet (Tabell 6). TOC kan binde toksiske stoffer, slik som aluminium. I vann med lav $\text{pH} < 5,0$ på en annen side vil toksiske stoffer kunne løse seg fra TOC, og dermed kunne bli skadelige for fisk. For Væhletjerna betyr dette at høye innhold av TOC ikke vil være positivt grunnet den lave pH en. For Holmetjernet på en annen side, som har $\text{pH} > 5,0$ vil TOC kunne binde og uskadeliggjøre toksiske stoffer, som Ali.

ANC verdien som er målt er svært varierende. Målingene som er tatt 24.07.21 viser at ANC en kan bli veldig lav, $\text{ANC} < 10$, men dette kan også skyldes at vannprøvene er tatt av smeltevann fra snøen (Tabell 6). Dersom bufferkapasiteten i vanna hadde vært lav, ville en kunne forvente enda større svingninger i pH, noe som ville ha medført enda større fysiologisk stress for fisken, samt større grad av aluminium polymerisering (Lydersen, Larssen, Field, 2004).

6. Konklusjon

Gjennom denne studien er det sett på flere aspekter ved særlig abborens liv som muligens kan bli påvirket av forsuring. Undersøkelsen av de tre tjerna viste at forsuring muligens vil ha flere ulike negative konsekvenser på fiskepopulasjonene. Først og fremst vil lav pH føre til at syre sensitive arter ikke vil kunne overleve i tjerna. Forsuring kan dermed være årsaken til at det bare ble fanget abbor i Væhletjerna, og at gjedda døde ut i disse vanna.

Resultatene viste at det var stor variasjon i årsklassesyrken til abbor. Årsaken til dette er vist i andre forsøk å kunne være grunnet svingninger i pH, som vil kunne påvirke rekrutteringen fra år til år. Den største konsekvensen av forsuring er den negative påvirkningen på rekrutteringen. Rekrutteringssvikten var særlig tydelig i Væhletjerna, hvor det ser ut til at rekrutteringen har vært dårlig i flere år, og populasjonene hovedsakelig består av eldre individer. Som følge av dette kan abborpopulasjonene i de to Væhletjerna dø ut, dersom denne trenden fortsetter. Svingningene i pH, og det høye innholdet av labilt aluminium kan være en mulig årsak til den ujevne alderssammensetningen, som er observert i de tre tjerna, særlig Væhletjerna. Studien har ikke vist en direkte årsakssammenheng mellom forsuring og den ujevne alderssammensetningen, men istedet påpekt at denne skjevfordelingen kan bunne i:

- 1) Forsuringen, og høyt innhold av labilt aluminium, kan føre til dårlig overlevelse på yngel og eggstadiet.
- 2) Intraspesifikk predasjon i et morfologisk ensformig tjern (Nordre og Søndre Væhletjern).
- 3) En kombinasjon av de foregående, småabboren presses ut blant de større abboene som følge av periodevis dårlig vannkvalitet nær overflaten og på grunnere vann.

Videre undersøkelser trengs for å vise om de største abboene faktisk spiser sine egne eller ikke, i Væhletjerna. Fra høsten 2021 settes det igang med kalking av Søndre Væhletjern, det har vært planlagt og forberedt gjennom vannprøvetakingen, og supplert med dybdekartene som er blitt laget, og ytterligere underbygget med denne oppgaven.

7. Videre forskning

Stabile isotoper, spesielt de av karbon og nitrogen, kan brukes til å undersøke diettene til fisk fra små vevsprøver. Stabile karbon- og nitrogen isotopforhold i fiskevev reflekterer kostholdet. Stabile isotopanalyser av nitrogen og karbon kan dermed brukes for å undersøke endring i nisjebruk, som følge av endring i inter/ intraspesifikk konkurranse om næring, for mort og abbor (Peterson og Fry, 1987; Syväranta og Jones, 2008).

For å kunne se hvor stor påvirkning inter og intraspesifikk konkurranse har på næringstilgang, må en se på sammensetningen av dyreplankton, hvilke arter det er, og tettheten.

Variasjonen i rekrutteringen trenger videre oppfølging ved å se på hva som skjer før, under og etter gytetiden. Videre må det undersøkes om det gytes hvert år, og overlevelsen til den befruktede rognen, yngelen og ungfisken. Det bør gjøres videre eksperimenter med abbor egg utsatt for Al-kjemi. Det bør også være detaljer oppfølging av pH, og aluminiumskjemi.

Kilder

Allen KR (1935) The food and migration of perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. *J Anim Ecol* 4: pp. 264–273

Alm, G. (1946). Reasons for the occurrence of stunted fish populations. *Medd Statens Undersoka, Forsoksanst. Soivattenfisket Stockh*, 25, pp. 1-46.

Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E., & Miller, U. (1974). Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio;(Norway)*, 3.

Almer, B. & Dickson, W., 2020. The discovery and early study of acidification of lakes in Sweden. *Ambio*, 50(2), pp.266–268. doi.org/10.1007/s13280-020-01439-0

Baker, J. P. and Schofield, C. L. (1980) Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. In *Ecological Impact of Acid Precipitation*, ed. D. Drablss and A. Tollan, pp. 292-293. SNSF Project, Sandefjord, Norway.

Baker, J.P. & Schofield, C.L., 1982. Aluminum Toxicity to Fish in Acidic Waters. *Long-Range Transport of Airborne Pollutants*, pp.289–309. doi.org/10.1007/978-94-009-7966-6_21

Beacham, T.D. & Murray, C.B., 1985. Effect of Female Size, Egg Size, and Water Temperature on Developmental Biology of Chum Salmon (*Oncorhynchus keta*) from the Nitinat River, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(11), pp.1755–1765. doi.org/10.1139/f85-220

Beamish, R.J., 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 6(2-4), pp.501–514. doi.org/10.1007/BF00182888

Beamish, R.J., Lockhart, W.L., Van Loon, J.C. & Harvey, H.H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *Ambio* 4:pp. 98–102.

Beamish, R.J. & Harvey, H.H., 1972. Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and Resulting Fish Mortalities. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29(8), pp.1131–1143. doi.org/10.1139/f72-169

Bean, C.W. & Winfield, I.J., 1995. Habitat use and activity patterns of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), rudd (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. *Ecology of Freshwater Fish*, 4(1), pp.37–46. doi.org/10.1111/j.1600-0633.1995.tb00025.x

Bergquist, B. C. (1991). Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic journal of freshwater research*. Drottningholm, (66), pp.50-62.

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: pp. 241–249.

Bertsch, P.M., 1987. Conditions for Al₁₃ Polymer Formation in Partially Neutralized Aluminum Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 51(3), pp.825–828. doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100030046x

Beverton, R.J.H., 1992. Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *Journal of Fish Biology*, 41(sb), pp.137–160. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb03875.x

Bonga, S.E.W., 1997. The stress response in fish. *Physiological Reviews*, 77(3), pp.591–625. doi.org/10.1152/physrev.1997.77.3.591

Bunnell, D.B., Scantland, M.A. & Stein, R.A., 2005. Testing for Evidence of Maternal Effects among Individuals and Populations of White Crappie. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134(3), pp.607–619. doi.org/10.1577/T04-094.1

Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Huyvaert, K.P., 2010. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), pp.23–35.
doi:10.1007/s00265-010-1029-6

Bystrom, P. et al., 2003. Size- and density-dependent habitat use in predators: consequences for habitat shifts in young fish. *Journal of Animal Ecology*, 72(1), pp.156–168.
doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00681.x

Byström, P., Persson, L. & Wahlström, E., 1998. Competing Predators And Prey: Juvenile Bottlenecks In Whole-Lake Experiments. *Ecology*, 79(6), pp.2153–2167.
doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2153:CPAPJB]2.0.CO;2

Byström, P., Huss, M. & Persson, L., 2012. Ontogenetic constraints and diet shifts in Perch (*Perca fluviatilis*): mechanisms and consequences for intra-cohort cannibalism. *Freshwater Biology*, 57(4), pp.847–857. doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02752.x

Campbel, P.G.C. & Stokes, P.M., 1985. Acidification and Toxicity of Metals to Aquatic Biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(12), pp.2034–2049.
DOI:https://doi.org/10.1139/f85-251

Claessen, D., de Roos, A. M., & Persson, L. (2000). Dwarfs and giants: cannibalism and competition in size-structured populations. *The American Naturalist*, 155(2), pp. 219-237.

Čech, M. et al., 2009. Distribution of egg strands of perch (*Perca fluviatilis* L.) with respect to depth and spawning substrate. *Hydrobiologia*, 630(1), pp.105–114. DOI
10.1007/s10750-009-9783-z

Chambers, R.C. & Trippel, E.A., 1997. Early life history and recruitment: legacy and challenges. *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*, pp.515–549.
doi.org/10.1007/978-94-009-1439-1_19

Chambers, R. & Leggett, W., 1992. Possible causes and consequences of variation in age and size at metamorphosis in flatfishes (pleuronectiformes): An analysis at the individual, population, and species levels. *Netherlands Journal of Sea Research*, 29(1-3), pp.7–24. doi.org/10.1016/0077-7579(92)90004-X

Chambers R.C. & Waiwood K.G. (1996) Maternal and seasonal differences in egg sizes and spawning characteristics of captive Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, pp. 1986–2003.

Clemmesen, C. et al., 2003. Variability in condition and growth of Atlantic cod larvae and juveniles reared in mesocosms: environmental and maternal effects. *Journal of Fish Biology*, 62(3), pp.706–723. doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00060.x

Collingsworth, P.D. & Marschall, E.A., 2011. Spatial and temporal patterns in maternal energetic traits of yellow perch (*Perca flavescens*) in Lake Erie. *Freshwater Biology*, 56(12), pp.2500–2513. doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02675.x

Craig, J.F. & Kipling, C., 1983. Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology*, 22(6), pp.713–727. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb04231.x

Cronan, C.S. & Schofield, C.L., 1990. Relationships between aqueous aluminum and acidic deposition in forested watersheds of North America and northern Europe. *Environmental Science & Technology*, 24(7), pp.1100–1105. DOI: 10.1021/es00077a022

Dahl, K. 1910, Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl. Kristiania, Landbruksdepartementet (in Norwegian).

Dederen, L.H.T. et al., 1986. Biology of the acid-tolerant fish species *Umbra pygmaea* (De Kay, 1842). *Journal of Fish Biology*, 28(3), pp.307–326. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1986.tb05168.x

Dickson, W., 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. SIL Proceedings, 1922-2010, 20(2), pp.851–856. doi.org/10.1080/03680770.1977.11896609
Diehl, S. & Eklov, P., 1995. Effects of Piscivore-Mediated Habitat Use on Resources, Diet, and Growth of Perch. Ecology, 76(6), pp.1712–1726. doi.org/10.2307/1940705

Dillon, P.J. et al., 1984. Acidic deposition: Effects on aquatic ecosystems. C R C Critical Reviews in Environmental Control, 13(3), pp.167–194. doi.org/10.1080/10643388409381706
Direktoratsgruppa vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Dietrich, D. & Schlatter, C., 1989. Aluminium toxicity to rainbow trout at low pH. Aquatic Toxicology, 15(3), pp.197–212. doi.org/10.1016/0166-445X(89)90036-2
Drablos, D. and Tollan, A. (Eds.) 1980. Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of an International Conference, Sandfjord, Norway, March 11–14, 1980. Oslo, Norway, SNSF Project

Duncan, J.M., Marschner, C.A. & González, M.J., 2011. Diet partitioning, habitat preferences and behavioral interactions between juvenile yellow perch and round goby in nearshore areas of Lake Erie. Journal of Great Lakes Research, 37(1), pp.101–110. doi.org/10.1016/j.jglr.2010.11.015

Dunson, W.A., Swarts, F. & Silvestri, M., 1977. Exceptional tolerance to low pH of some tropical blackwater fish. Journal of Experimental Zoology, 201(2), pp.157–162. doi.org/10.1002/jez.1402010202

Driscoll, C.T. et al., 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. Nature, 284(5752), pp.161–164. doi.org/10.1038/284161a0

Exley, C., Chappell, J. & Birchall, J., 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. Journal of Theoretical Biology, 151(3), pp.417–428. doi.org/10.1016/S0022-5193(05)80389-3

Freda, J. & McDonald, D.G., 1988. Physiological Correlates of Interspecific Variation in Acid Tolerance in Fish. *Journal of Experimental Biology*, 136(1), pp.243–258.
doi.org/10.1242/jeb.136.1.243

Gadgil, M., & Bossert, W. H. (1970). Life historical consequences of natural selection. *The American Naturalist*, 104(935), pp. 1-24.

Garmo, Ø., & Austnes, K. (2012). “Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Østfold”. NIVA Rapport (2012).

Gensemer, R.W. & Playle, R.C., 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), pp.315–450. /doi.org/10.1080/10643389991259245

Gillet, C. & Dubois, J.P., 2007. Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *Journal of Fish Biology*, 70(4), pp.1001–1014. doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x

Goldspink, C.R. & Goodwin, D., 1979. A note on the age composition, growth rate and food of perch *Perca fluviatilis* (L.) in four eutrophic lakes, England. *Journal of Fish Biology*, 14(5), pp.489–505. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1979.tb03547.x

Grande, M., Muniz, I.P. & Andersen, S., 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 20(3), pp.2076–2084.
doi.org/10.1080/03680770.1977.11896821

Gonzalez, R. J., & Dunson, W. A. (1987). Adaptations of sodium balance to low pH in a sunfish (*Enneacanthus obesus*) from naturally acidic waters. *Journal of Comparative Physiology B*, 157(5), pp. 555-566.

Gíslason, D. et al., 2018. Rapid changes in age and size at maturity in Lake Erie yellow perch (*Perca flavescens*) are not explained by harvest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(2), pp.211–223. doi.org/10.1139/cjfas-2016-0211

Hanson, J.M. & Leggett, W.C., 1985. Experimental and Field Evidence for Inter- and Intraspecific Competition in Two Freshwater Fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(2), pp.280–286. doi.org/10.1139/f85-035

Hartman, K.J. & Margraf, F.J., 1993. Evidence of predatory control of yellow perch (*Perca flavescens*) recruitment in Lake Erie, U.S.A. *Journal of Fish Biology*, 43(1), pp.109–119. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1993.tb00414.x

Hartman, J. 1975: Der Barsch (*Perca fluviatilis*) im eutrophierten Bodensee. — *Arch. Hydrobiol.* 76: pp. 269-286.

Harvey, H.H., 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 19(3), pp.2406–2417. doi.org/10.1080/03680770.1974.11896324

Heibo, E., Magnhagen, C. & Vøllestad, L.A., 2005. Latitudinal Variation In Life-History Traits In Eurasian Perch. *Ecology*, 86(12), pp.3377–3386. doi.org/10.1890/04-1620

Heibo, E., & Vøllestad, L. A. (2006). An analysis of life-history invariants in Eurasian perch, *Perca fluviatilis*. *Evolutionary Ecology Research*, 8(1), pp. 51-62.

Heisler, N., 1982. Transepithelial ion transfer processes as mechanisms for fish acid–base regulation in hypercapnia and lacticidosis. *Canadian Journal of Zoology*, 60(5), pp.1108–1122. doi.org/10.1139/z82-155

Hem, J.D. and C.E. Roberson (1967) Form and stability of aluminum hydroxide complexes in dilute solutions. Geological Survey Water-Supply Paper 1827-A. Government Printing Office, Washington, DC, 55 pp.

Helliweli, S. et al., 1983. Speciation and toxicity of aluminium in a model fresh water. *Environmental Technology Letters*, 4(3), pp.141–144. doi.org/10.1080/09593338309384184

Hesthagen, T. et al., 1992. Abundance and population structure of perch (*Perca fluviatilis* L.) in some acidic Norwegian lakes. *Environmental Pollution*, 78(1-3), pp.97–101. doi.org/10.1016/0269-7491(92)90015-3

Heyer, C.J. et al., 2001. Maternal effects as a recruitment mechanism in Lake Michigan yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(7), pp.1477–1487. doi.org/10.1139/f01-090

Hislop, J.R.G., 1988. The influence of maternal length and age on the size and weight of the eggs and the relative fecundity of the haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, in British waters. *Journal of Fish Biology*, 32(6), pp.923–930. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05435.x

Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions, Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 20: pp. 1–13.

Houde, E.D., 2006 (Først publisert 1989). Subtleties and episodes in the early life of fishes. *Journal of Fish Biology*, 35, pp.29–38. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03043.x

Howells, G. et al., 1990. Eifac Water Quality Criteria for European Freshwater Fish: Report On Aluminium. *Chemistry and Ecology*, 4(3), pp.117–173. doi.org/10.1080/02757549008035972

Hutchinson, N. et al., 1989. Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H and Al to lake trout and brook trout. *Aquatic Toxicology*, 15(1), pp.1–25. doi.org/10.1016/0166-445X(89)90002-7

Höhne, L. et al., 2020. Environmental determinants of perch (*Perca fluviatilis*) growth in gravel pit lakes and the relative performance of simple versus complex ecological predictors. *Ecology of Freshwater Fish*, 29(4), pp.557–573. doi.org/10.1111/eff.12532

Isermann, D.A. & Willis, D.W., 2008. Emergence of larval yellow perch, *Perca flavescens*, in South Dakota lakes: potential implications for recruitment. *Fisheries Management and Ecology*, 15(4), pp.259–271. doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00610.x

Isermann, D.A. et al., 2007. Yellow Perch in South Dakota: Population Variability and Predicted Effects of Creel Limit Reductions and Minimum Length Limits. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(3), pp.918–931. doi.org/10.1577/M06-222.1

Jewell, M., & Brown, H. (1924). The Fishes of an Acid Lake. *Transactions of the American Microscopical Society*, 43(2), 77-84. doi:10.2307/3221993

Johansson, N. & Milbrink, G., 1976. SOME EFFECTS OF ACIDIFIED WATER ON THE EARLY DEVELOPMENT OF ROACH (*Rutilus rutilus* L.) AND PERCH (*Perca fluviatilis* L.). *Journal of the American Water Resources Association*, 12(1), pp.39–48. doi.org/10.1111/j.1752-1688.1976.tb02637.x

Johnston, T.A. & Leggett, W.C., 2002. Maternal And Environmental Gradients In The Egg Size Of An Iteroparous Fish. *Ecology*, 83(7), pp.1777–1791. doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1777:MAEGIT]2.0.CO;2

Kaemingk, M.A., Graeb, B.D.S. & Willis, D.W., 2014. Temperature, Hatch Date, and Prey Availability Influence Age-0 Yellow Perch Growth and Survival. *Transactions of the American Fisheries Society*, 143(4), pp.845–855. doi.org/10.1080/00028487.2014.886622

Kjesbu, O.S. et al., 1992. Buoyancy variations in eggs of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in relation to chorion thickness and egg size: theory and observations. *Journal of Fish Biology*, 41(4), pp.581–599. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02685.x

Kjesbu, O.S. et al., 1996. Variation in annual egg production in individual captive Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(3), pp.610–620. doi.org/10.1139/f95-215

Koonce, J.F. et al., 1977. Factors Influencing Year-Class Strength of Percids: A Summary and a Model of Temperature Effects. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(10), pp.1900–1909. doi.org/10.1139/f77-256

Lea, E. 1910. On the methods used in the herring investigations. *Publications de circonstance. Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* 53:7-25.

Le Cren, E. D. (1958). Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. *The Journal of Animal Ecology*, Vol. 27, No. 2: pp. 287-334.

Lester, N.P., Shuter, B.J. & Abrams, P.A., 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1548), pp.1625–1631. doi.org/10.1098/rspb.2004.2778

Linløkken, A., Kleiven, E. & Matzow, D., 1991. Population structure, growth and fecundity of perch (*Perca fluviatilis* L.) in an acidified river system in Southern Norway. *Hydrobiologia*, 220(3), pp.179–188. doi.org/10.1007/BF00006574

Linløkken, A. N., Båttstad, K. R., & Sannes, P. E. 2016. Rekruttering og vekst hos abbor i et fjellvatn. *Fauna* 69 (3–4) pp. 98–99.

Lydersen, E. et al., 1990. The effects of naturally occurring high and low molecular weight inorganic and organic species on the yolk-sack larvae of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to acidic aluminium-rich lake water. *Aquatic Toxicology*, 18(4), pp.219–229. doi.org/10.1016/0166-445X(90)90003-8

Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E., 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of The Total Environment*, 326(1-3), pp.63–69. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.005

Marteinsdottir, G. & Steinarsson, A., 1998. Maternal influence on the size and viability of Iceland cod *Gadus morhua* eggs and larvae. *Journal of Fish Biology*, 52(6), pp.1241–1258. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb00969.x

Mccahon, C. et al., 1989. Effects of acid, aluminium and lime additions on fish and invertebrates in a chronically acidic welsh stream. *Water, Air, and Soil Pollution*, 45(3-4). doi.org/10.1007/BF00283463

McCullagh, P., & Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models II*. London Chapman og Hall.

Mills, K.H. et al., 1987. Responses of Fish Populations in Lake 223 to 8 Years of Experimental Acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(S1). <https://doi.org/10.1139/f87-287>

Mills, C.A. & Hurley, M.A., 1990. Long-term studies on the Windermere populations of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Freshwater Biology*, 23(1), pp.119–136. doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00257.x

Morabito, G., Ruggiu, D. & Panzani, P., 2001. Trends of phytoplankton characteristics and their communities in pre- and post-liming time in Lake Orta (1984-1998). *Journal of Limnology*, 60(1). doi.org/10.4081/jlimnol.2001.91

Muniz, I. P. and Leivstad, H. 1980. Acidification — effects on freshwater fish. In: *Ecological Impact of Acid Precipitation: Proceedings of an International Conference*, Sandfjord, Norway, March 11–14, 1980, pp. 84–92. (Drablos, D. and Tollan, A., Eds.) Oslo, Norway, SNSF Project.

Neville, C.M., 1985. Physiological Response of Juvenile Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*, to Acid and Aluminum — Prediction of Field Responses from Laboratory Data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(12), pp.2004–2019. doi.org/10.1139/f85-248

Neville, C. & Campbell, P., 1988. Possible mechanisms of aluminum toxicity in a dilute, acidic environment to fingerlings and older life stages of salmonids. *Water, Air, and Soil Pollution*, 42(3-4). doi.org/10.1007/BF00279276

Newsome, G.E.(B. & Aalto, S.K., 1987. An Egg-Mass Census Method for Tracking Fluctuations in Yellow Perch (*Perca flavescens*) Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(6), pp.1221–1232. doi.org/10.1139/f87-145

Nielsen, L.A., 1980. Effect of Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) Predation on Juvenile Mortality and Recruitment of Yellow Perch (*Perca flavescens*) in Oneida Lake, New York. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), pp.11–19. doi.org/10.1139/f80-002

Nierop, K.G., Jansen, B. & Verstraten, J.M., 2002. Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: precipitation induced by metal/carbon ratio, pH and competition. *Science of The Total Environment*, 300(1-3), pp.201–211. doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00254-1

Nilsson, P.A. & Brönmark, C., 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88(3), pp.539–546. doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880310.x

Packer, R.K. & Dunson, W.A., 1972. Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 41(1), pp.17–26. DOI: 10.1016/0300-9629(72)90028-X

Persson, L., Byström, P. & Wahlström, E., 2000. Cannibalism And Competition In Eurasian Perch: Population Dynamics Of An Ontogenetic Omnivore. *Ecology*, 81(4), pp.1058–1071. doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1058:CACIEP]2.0.CO;2

Persson, A. & Hansson, L.-A., 1999. Diet shift in fish following competitive release. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(1), pp.70–78. doi.org/10.1139/f98-141

Persson L, Bystrom P, Wahlstrom E, Andersson J, Hjelm J (1999) Interactions among size-structured populations in a whole-lake experiment: size- and scale-dependent processes. *Oikos* 87: pp.139–156.

Persson L, Greenberg LA, 1990. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 59: pp. 97–106

Persson, L., 1990. A field experiment on the effects of interspecific competition from roach, *Rutilus rutilus* (L.), on age at maturity and gonad size in perch, *Perca fluviatilis* L. *Journal of Fish Biology*, 37(6), pp.899–906. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb03593.x

Persson, L., 1986. Effects of Reduced Interspecific Competition on Resource Utilization in Perch (*Perca Fluviatilis*). *Ecology*, 67(2), pp.355–364. doi.org/10.2307/1938578

Persson, L. (1983). Food consumption and competition between age classes in a perch (*Percafluviatilis*) population in a shallow eutrophic lake. *Oikos*, 40, pp. 197-207.

Peterson, B.J. & Fry, B., 1987. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18(1), pp.293–320. doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453

Peterson, R.H., Daye, P.G. & Metcalfe, J.L., 1980. Inhibition of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Hatching at Low pH. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(5), pp.770–774. doi.org/10.1139/f80-103

Playle, R.C. & Wood, C.M., 1989. Water pH and aluminum chemistry in the gill micro-environment of rainbow trout during acid and aluminum exposures. *Journal of Comparative Physiology B*, 159(5), pp.539–550. doi.org/10.1007/BF00694378

Poléo, A.B. et al., 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. *Environmental Pollution*, 96(2), pp.129–139. doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00033-X

Poléo, A.B., 1995. Aluminium polymerization — a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology*, 31(4), pp.347–356.
doi.org/10.1016/0166-445X(94)00083-3

Poléo, A.B.S. et al., 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, & Soil Pollution*, 75(3-4), pp.339–351. doi.org/10.1007/BF00482945

Poléo, A.B. & Muniz, I.P., 1993. The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Environmental Biology of Fishes*, 36(2), pp.193–203.
doi.org/10.1007/BF00002799

Poléo, A.B., Lydersen, E. & Muniz, I.P., 1991. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. *Aquatic Toxicology*, 21(3-4), pp.267–277. doi.org/10.1016/0166-445X(91)90077-M

Raitaniemi, J., Rask, M., & Vuorinen, P. J. (1988, January). The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. In *Annales Zoologici Fennici* pp. 209-219.

Rask, M., Vuorinen, P.J. & Vuorinen, M., 1990. Delayed spawning of perch, *Perca fluviatilis* L., in acidified lakes. *Journal of Fish Biology*, 36(3), pp.317–325.
doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05612.x

Rask, M. et al., 1995. How many fish populations in Finland are affected by acid precipitation? *Environmental Biology of Fishes*, 42(1), pp.51–63.
doi.org/10.1007/BF00002351

Rask, M. (1984). The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. *Annales Zoologici Fennici* , Vol. 21, No. 1 (1984), pp. 15-2.

Rask, M. (1983). The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. 1. Effects of low pH on the development of eggs of perch. *Ann. Zool. Fennici*, 20, pp. 73-6.

Ricker, W.E. (1979) Growth rates and models. In: W.S. Hoar, D.J. Randall and J.R. Brett, Editors, *Bioenergetics and Growth, Fish Physiology* vol. VIII, Academic Press, New York (1979), 678–743 s.

Roff, D.A. 1992. The evolution of life histories (No. 575 S81). New York, London: Chapman & Hall.

Roseth, Roger, and Øistein Johansen. "Sandvannsbekken i Degernesfjella, Rakkestad. Automatiske målinger av vannkvalitet og uttak av vannprøver for å klarlegge leveforhold for fisk." NIBIO Rapport (2018).

Rosseland, B. O., Massabuau, J. C., Grimalt, J., Rognerud, S., Hofer, R., Lackner, R, og Trichkova, T. (2000). Fish ecotoxicology. EMERGE Final Report, pp. 41-50.

Rudstam, L. G., D. M. Green, J. L. Forney, D. L. Stang, and J. T. Evans. 1996. Evidence of interactions between walleye and yellow perch in New York State lakes. *Annales Zoologici Fennici* 33:pp. 443– 449.

Ryan, J.L. et al., 2012. The effect of broadleaf woodland on aluminium speciation in stream water in an acid-sensitive area in the UK. *Science of The Total Environment*, 439, pp.321–331. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.034

Sadler, K. & Turnpenny, A.W.H., 1986. Field and laboratory studies of exposures of brown trout to acid waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 30(3-4), pp.593–599. doi.org/10.1007/BF00303322

Sadler, K. & Lynam, S., 1987. Some effects on the growth of brown trout from exposure to aluminium at different pH levels. *Journal of Fish Biology*, 31(2), pp.209–219. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05226.x

Ščančar, J. & Milačič, R., 2006. Aluminium speciation in environmental samples: a review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 386(4), pp.999–1012.
doi.org/10.1007/s00216-006-0422-5

Scheuhammer, A., 1991. Acidification-related changes in the biogeochemistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminium: Overview. *Environmental Pollution*, 71(2-4), pp.87–90. doi.org/10.1016/0269-7491(91)90029-V

Schindler, D.W., 1988. Experimental studies of chemical stressors on whole lake ecosystems. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 23(1), pp.11–41. doi.org/10.1080/03680770.1987.11897899

Solemdal, P., 1997. Maternal effects — a link between the past and the future. *Journal of Sea Research*, 37(3-4), pp.213–227. doi.org/10.1016/S1385-1101(97)00029-4

Solemdal P., Kjesbu O.S. & Fonn M. (1995) Egg mortality in recruit- and repeat-spawning cod an experimental study. In: ICES C.M. 1995/G:35

Stearns, S. C. (1992). The evolution of life histories (No. 575 S81).

Syväranta, J. & Jones, R.I., 2008. Changes in feeding niche widths of perch and roach following biomanipulation, revealed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, 53(3), pp.425–434. doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01905.x

Taborsky, B., Dieckmann, U. & Heino, M., 2003. Unexpected discontinuities in life–history evolution under size–dependent mortality. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1516), pp.713–721. doi.org/10.1098/rspb.2002.2255

Tammi, J. et al., 2003. Fish Status Survey of Nordic Lakes: Effects of Acidification, Eutrophication and Stocking Activity on Present Fish Species Composition. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(2), pp.98–105. doi.org/10.1579/0044-7447-32.2.98

Teien, H.-C. et al., 2006. Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science of The Total Environment*, 358(1-3), pp.206–220. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.023

Thorpe, J.E., 1977. Morphology, Physiology, Behavior, and Ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(10), pp.1504–1514. doi.org/10.1139/f77-215

Tibblin, P. et al., 2011. Effects of salinity on growth and mortality of migratory and resident forms of Eurasian perch in the Baltic Sea. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(2), pp.200–206. doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00537.x

Tietge, J.E., Johnson, R.D. & Bergman, H.L., 1988. Morphometric Changes in Gill Secondary Lamellae of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) After Long-Term Exposure to Acid and Aluminum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(9), pp.1643–1648. doi.org/10.1139/f88-194

Treasurer, J.W., 1988. Measurement of regurgitation in feeding studies of predatory fishes. *Journal of Fish Biology*, 33(2), pp.267–271. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05469.x

Trippel, E.A., Kjesbu, O.S. & Solemdal, P., 1997. Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*, pp.31–62. doi.org/10.1007/978-94-009-1439-1_2

Valtonen, T. & Laitinen, M., 1988. Acid stress in respect to calcium and magnesium concentrations in the plasma of perch during maturation and spawning. *Environmental Biology of Fishes*, 22(2), pp.147–154. doi.org/10.1007/BF00001544

Vuorinen, M. et al., 1993. Lethal and sublethal threshold values of aluminium and acidity to pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*), pike perch (*Stizostedion lucioperca*) and roach (*Rutilus rutilus*) yolk-sac fry. *Science of The Total Environment*, 134, pp.953–967. doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80102-0

Vuorinen, P.J. et al., 1992. Reproductive status, blood chemistry, gill histology and growth of perch (*Perca fluviatilis*) in three acidic lakes. *Environmental Pollution*, 78(1-3), pp.19–27.
doi.org/10.1016/0269-7491(92)90005-U

Vøllestad, L.A. & L'abée-Lund, J.H., 1987. Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of Fishes*, 18(3), pp.219–227.
doi.org/10.1007/BF00000361

Weber, M.J., Dettmers, J.M. & Wahl, D.H., 2011. Growth and Survival of Age-0 Yellow Perch across Habitats in Southwestern Lake Michigan: Early Life History in a Large Freshwater Environment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140(5), pp.1172–1185. doi.org/10.1080/00028487.2011.608605

Whiteside, M.C., Swindoll, C.M. & Doolittle, W.L., 1985. Factors affecting the early life history of yellow perch, *Perca flavescens*. *Environmental Biology of Fishes*, 12(1), pp.47–56.
doi.org/10.1007/BF00007709

Wilkinson, K.J. & Campbell, P.G.C., 1993. Aluminum bioconcentration at the gill surface of juvenile Atlantic salmon in acidic media. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(11), pp.2083–2095. doi.org/10.1002/etc.5620121116

Witters, H.E. et al., 1990. The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Biology*, 37(1), pp.43–53.

Ylikarjula, J., Heino, M. & Dieckmann, U., 1999. Ecology and adaptation of stunted growth in fish. *Evolutionary Ecology*, 13(5), pp.433–453.
doi.org/10.1111/j.1095-8649.1979.tb03547.x

Nettkilder:

B e r g g r u n n Nasjonal berggrunnsdatabase:

<http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> Sist oppdatert, ikke oppgitt (Lest 28.05.21)

Stortorp målestasjon: (Brukt til figur 1)

https://sildre.nve.no/station/2.633.0?2.633.0.1001_period=P1Y&2.633.0.1001_res=0&2.633.0.1001_to=2021-05-22&2.633.0.1001_from=2020-05-22&fbclid=IwAR0tAoeCwR-NvrvkzUNR36wjVaWKdCKZAbp4htWlxYKMrCGRqtssg8Z_3j8 Sist oppdatert 30.6.2021 (Lest 29.06.21)

NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse: Brukt til vedlegg 2,3,4

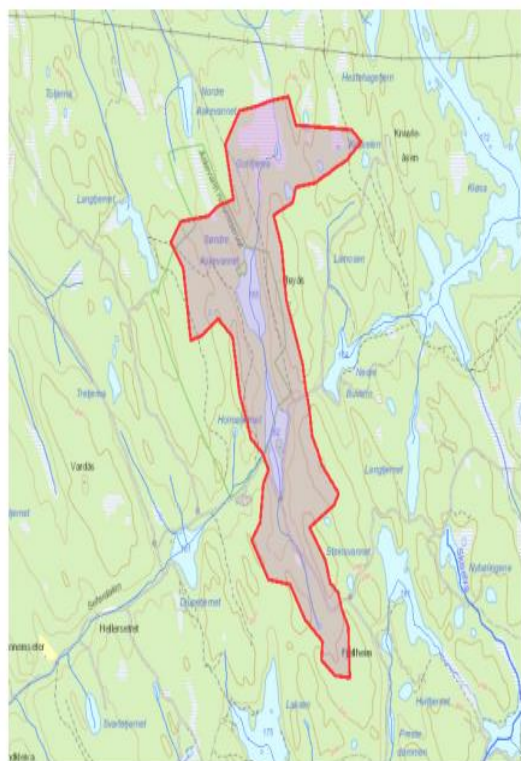
<http://nevina.nve.no/> Sist oppdatert, ikke oppgitt (Lest; 15.03.21; 16.03.21)

VEDLEGG

Vedlegg 1. Analysemetoder, og tilhørende usikkerhet av analysene av vannprøvene som er gjort av Vestfold Lab

Analysemetode	Variabel	Benevning	Usikkerhet
NS-EN ISO 10523 2012	pH, surhetsgrad		±0.2e
NS-ISO 7888, 1993	Konduktivitet v/25°C	mS/m	±10%
NS-ISO 7027-1:2016	Turbiditet	FNU	±30%
NS-EN ISO 9963-1	Alkalitet, total	mmol/l	20
NS-EN ISO 7887	Fargetall filtrert		±15%
NS-EN ISO7980 (2000)	Kalsium, AES	mg Ca/l	±10%
NS-EN ISO7980 (2000)	Magnesium, AAS flamme	mg Mg/l	±10%
Intern/Standard Methods 326B	Natrium, AES	mg Na/l	±15%
Intern/Standard Methods 326B	Kalium, AES	mg K/l	±20%
NS 1484, 1997	Totalt organisk karbon	mg C/l	±15%
NS-EN ISO 10304-1:2009	Klorid, IC	mg Cl/l	±20%
NS-EN ISO 10304-1:2009	Nitrat, IC	mg N/l	±30%
NS-EN ISO 10304-1:2009	Sulfat, IC	mg SO ₄ /l	±30%
Intern/NS-EN-ISO 15681- 2:2018	Totalfosfor	mg P/l	±30%
Intern/ISO 29441:2010	Totalnitrogen	mg N/l	±20%
	ANC	µekv/l	
BEREGNIN	Labilt aluminium (LAl)	µg Al/l	
Spektrof. best. CFA	Reaktivt aluminium (RAI)	µg/l	
Spektrof. best. CFA	Ikke-labilt Al (ILAl)	µg/l	

Vedlegg 2 Nedbørsparametere Holmetjernet



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 301339 E
6578072 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil.
Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 002.ABD
Kommune.: Rakkestad
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Skiselve

Feltparametere

Areal (A)	1.6 km ²
Effektiv sjø (A_{SE})	5.52 %
Elvleengde (E_L)	1.8 km
Elvegradient (E_G)	12.6 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ ($E_{G,1085}$)	12 m/km
Helning	7.3 °
Dreneringstetthet (D_T)	1.8 km ⁻¹
Feltlengde (F_L)	1.8 km

Feltparametere Tilløp

Effektiv sjø - Tilløp (A_{SE-T})	1.99 %
Feltlengde - Tilløp (F_{L-T})	1.4 km

Arealklasse

Bre (A_{BRE})	0 %
Dyrket mark (A_{JORD})	0 %
Myr (A_{MYR})	5.7 %
Leire (A_{LEIRE})	0 %
Skog (A_{SKOG})	86.8 %
Sjø (A_{SJO})	7.8 %
Snøfjell (A_{SF})	0 %
Urban (A_U)	0 %
Uklassifisert areal (A_{REST})	0.1 %

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	162 m
Høyde ₁₀	167 m
Høyde ₂₀	176 m
Høyde ₃₀	180 m
Høyde ₄₀	186 m
Høyde ₅₀	191 m
Høyde ₆₀	195 m
Høyde ₇₀	198 m
Høyde ₈₀	202 m
Høyde ₉₀	208 m
Høyde _{MAX}	226 m

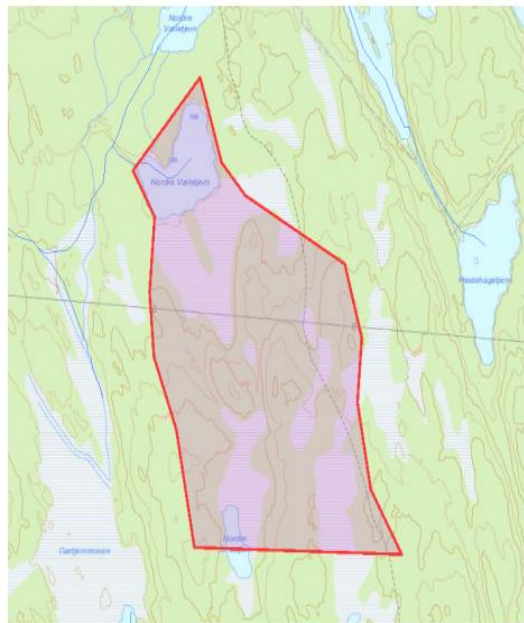
Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q_N)	14.1 l/s*km ²
Sommernedbør	404 mm
Vinternedbør	484 mm
Årstemperatur	5.0 °C
Sommertemperatur	12.5 °C
Vintertemperatur	-0.4 °C

Rapportdato: 16.3.2021

© nevina.nve.no

Vedlegg 3 Nedbørsparametere Søndre Væhletjern



Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 301483 E
6580458 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil.
Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 002.AD0
Kommune.: Rakkestad
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Rakkestadelva

Feltparametere

Areal (A)	0.3 km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	8.1 %
Elvleengde (E _L)	0.1 km
Elvegradient (E _G)	0 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	1 m/km
Helning	4.0 °
Dreneringstetthet (D _T)	0.5 km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	0.9 km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0 %
Dyrket mark (A _{JORD})	0 %
Myr (A _{MYR})	15.9 %
Leire (A _{LEIRE})	0 %
Skog (A _{SKOG})	74.5 %
Sjø (A _{SJO})	8.7 %
Snaufjell (A _{SF})	0 %
Urban (A _U)	0 %
Uklassifisert areal (A _{REST})	0 %

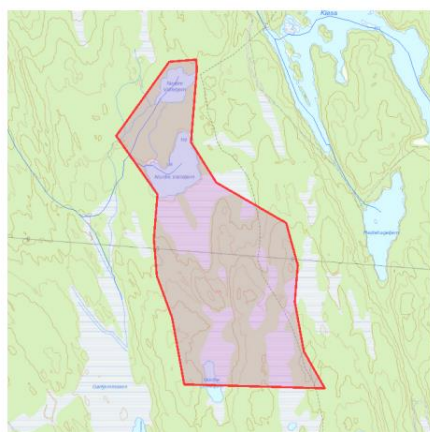
Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	186 m
Høyde ₁₀	186 m
Høyde ₂₀	190 m
Høyde ₃₀	192 m
Høyde ₄₀	195 m
Høyde ₅₀	196 m
Høyde ₆₀	199 m
Høyde ₇₀	201 m
Høyde ₈₀	204 m
Høyde ₉₀	207 m
Høyde _{MAX}	216 m

Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	14.2 l/s*km ²
Sommernedbør	405 mm
Vinternedbør	483 mm
Årstemperatur	5.0 °C
Sommertemperatur	12.5 °C
Vintertemperatur	-0.4 °C

Vedlegg 4 Nedbørsparametere Nordre Væhletjern



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 301395 E
6580539 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil.
Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 002.AD0
Kommune.: Rakkestad
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Rakkestadelva

Feltparametere

Areal (A)	0.3 km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	6.18 %
Elvleengde (E _L)	0.2 km
Elvegradient (E _G)	-8.6 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	-11.5 m/km
Helning	3.7 °
Dreneringstetthet (D ₊)	1.5 km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	1.0 km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0 %
Dyrket mark (A _{JORD})	0 %
Myr (A _{MYR})	13.8 %
Leire (A _{LEIRE})	0 %
Skog (A _{SKOG})	75.4 %
Sjø (A _{SJO})	10.2 %
Snau fjell (A _{SF})	0 %
Urban (A _U)	0 %
Uklassifisert areal (A _{REST})	0 %

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	182 m
Høyde ₁₀	185 m
Høyde ₂₀	186 m
Høyde ₃₀	190 m
Høyde ₄₀	193 m
Høyde ₅₀	195 m
Høyde ₆₀	198 m
Høyde ₇₀	200 m
Høyde ₈₀	203 m
Høyde ₉₀	207 m
Høyde _{MAX}	216 m

Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	14.2 l/s*km ²
Sommernedbør	405 mm
Vinternedbør	483 mm
Årstemperatur	5.0 °C
Sommertemperatur	12.5 °C
Vintertemperatur	-0.4 °C

Rapportdato: 15.3.2021

© nevina.nve.no

Vedlegg 5 : Utdrag av Statusrapport vann og fisk Midtre Degernes grunneierlag. Per 1-5-21, med informasjonen om studietjerna. Rapporten er ikke publisert offentlig, og er skrevet av Ole Håkon Heier (Generalsekretær i Midtre Degernes Grunneierlag)

2.4 Nedbørfelt Væhletjerna

Nedbørfeltet inneholder 6 tjern. Søndre Væhletjern er det eneste over 10 dekar. De andre er fra 2,2 dekar og oppover.

Det er ørret i ett eller flere av Ormetjerna/Gørtjerna, det ble satt ut for mange år siden, men sist observert fisk i 2018 (SON 2020).

Det er flatt i området der tjerna ligger, men det ser ut til at bekken fra alle vannene er den som renner ut i Nakkimbekken ved Væhle. Nakkimbekken munner ut i Rakkestadelva og videre ut i Glomma.

Ingen bekker kan fungere som gyte- og oppvekstområde for ørret.

Navn på vann	Arter	Dybdekart	Maksdyp	Areal (1 da. = 1000 m ²)	Gytebekk
Gørtjern, nordre	Fisketom? (OHH 2017)	Ja	8m	4,2	Nei
Gørtjern, søndre	Fisketom? (OHH 2017)	Ja	10,5m	5,4	Nei
Ormetjern, nordre	Fisketom? (OHH 2017)	Ja	11m	4,2	Nei
Ormetjern, søndre	Fisketom? (OHH 2017)	Ja	11m	2,2	Nei
Væhletjern, nordre	Abbor (OHH 2020), Ørret (OHH 2020)	Ja	6m	8,1	Liten utløpsbekk (ikke aktuell for gyting).
Væhletjern, søndre	Abbor (OHH 2020), Ørret (OHH 2020)	Ja	4,7m	19,2	Nei

2.5 Nedbørfelt Vardås-Låby

Nedbørfeltet inneholder 11 vann og tjern. Tre av disse er mellom 25 og 40 dekar.

Sørtjern	Abbor (OHH 2021), Ørret (OHH 2019)	Ja	6.2m	7.2	Nei
Totjern, nordre	Ukjent	Nei	Ukjent	1.7	Nei
Totjern, søndre	Ukjent	Nei	Ukjent	1.9	Nei
Trytjern, midtre	Fisketom	Grunn dam	1m	2.2	Nei
Trytjern, nordre	Fisketom?	Ja	5m	3.3	Nei
Trytjern, søndre	Abbor (OHH 2017). Satt ut ørret tidligere (RN).	Ja	3,5m	10.7	Nei

2.6 Nedbørfelt Dypetjern

Feltet inneholder 9 vann og tjern fra 0,9 dekar og oppover. Tre vann er av middels størrelse. I utgangspunktet har det vært gjedde i alle de større vannene i hovedvassdraget, men bestanden i Dypetjern har etter hvert blitt så svak at vi i dag er usikre på om den fortsatt eksisterer. Dypetjern og Møledammen har også karuss.

Nedbørfeltet munner ut i Elnessjøen, bare en kilometer nedstrøms Møledammen, hvorfra vannet renner videre til Ertevannet og via Skiselva til Rakkestadelva og videre ut i Glomma.

Utløpsbekken fra Dypetjern og ned til Møledammen inneholder en temmelig god bestand av reprodukerende ørret. Under elektrofiske i Møledammen i 2010 ble all gjedde vi fant avlivet, men det er ikke sikkert vi fikk tatt alle. Vi har ikke sjekket vandringshindre i utløpet av Dypetjern. Også bekken mellom Holmetjern og Dypetjern er av bra størrelse. Det er flere andre små bekker i nedbørfeltet, men disse er ikke befart.

Navn på vann	Arter	Dybdekart	Maksdyp	Areal (1 da. = 1000 m2)	Gytebekk
Askevannet, søndre	Abbor (UAØ 1998), Gjedde (UAØ 1998), Ørret (UAØ 1998)	Nei	Ukjent	57,3	For liten innløpsbekk, Utløpsbekk-produksjonsbekk ørret
Dypetjern	Abbor (OHH 2013), (Gjedde (OHH 2013)), Karuss (OHH 2013), Mort (OHH 1989 – utdødd 2011?), Ørret (OHH 2019)	Ja	17,3m	44,3	Innløpsbekk? Utløpsbekk?
Holmetjern	Abbor (OHH 2011), Gjedde (OHH 2020), Mort (OHH 2020), Ørret (UAØ 1998)	Ja	17m	57,8	Innløpsbekk sør-produksjonsbekk ørret, innløpsbekk fra Askevann-produksjonsbekk ørret, utløpsbekk-produksjonsbekk ørret.
Mølledammen	Abbor (OHH 2010), Gjedde (OHH 2010), Karuss (OHH 2010), Ørret (før 2010)	Ikke aktuelt	Ca 4-5m	13,5	Innløpsbekk, produksjonsbekk ørret.
Knuvla	Sannsynligvis fisketom (OHH 2021)	Ja	11m	3,5	Nei
Navnløst tjern V for S. Askevann	Ukjent	Nei	Ukjent	1,0	Nei
Nåleputa (V for Laksenveien)	Fisketom? (OHH 2021)	Ja	6m	2,4	Nei
Stutøye, nordre	Ukjent	Nei	Ukjent	0,9	Nei. Liten utløpsbekk
Svarttjern	Abbor (OHH 2021)	Ja	11m	18,1	Nei, 3 svært små innløpsbekker, en ganske liten utløpsbekk.

Området ble, som den sørlige delen av Norge for øvrig, rammet av sur nedbør utover på 1960 og 70-tallet. Kalking av vannene har foregått siden sin spede begynnelse på 1970-tallet. I starten skjedde kalkingen manuelt og ved bruk av båt. Nordre Hivann, Krokvannet, Vestre Buvannet, Søndre Askevannet, Øvre Sandvannet og Langtjern ble alle kalket på 1980-tallet (UAØ1998). Tilbake i 1999 ble det kalket 13 vann i området. Det ble opparbeidet landingsplass for helikopter ved Morttjern i 1993. Siden den gang har kalkingen blitt gjennomført om høsten med helikopter, og ordningen har blitt administrert av Fylkesmannen.

Fra og med 2013 ble kalkingen kraftig redusert sammenlignet med tidligere. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) vurderte i 2012 kalkingsbehovet i samtlige vann i Østfold som kalkes finansiert av statlige midler. For «våre» innsjøer fant man at kalkingen kunne avsluttes i samtlige vann med unntak av Bislingen og Nordre Hivann.

Dette var selvfølgelig gode nyheter. Problemet var bare at det kun var en andel (13) av vannene i Degernesfjella som hadde blitt utvalgt for kalking i utgangspunktet. Vi har jo 54 vann over 5 dekar, og totalt 130 dammer, tjern og innsjøer totalt.

Vi satte oss derfor fore å overbevise Fylkesmannen om å finansiere kalking i flere vann. Vi fikk imidlertid beskjed om at det først måtte foreligge resultater fra vannovervåking gjennom flere år, pluss dybdekart. Vi ba derfor Fylkesmannen om å finansiere dette, noe vi fikk tilslag på (se for øvrig kapittel 3.2.2).

I 2017 mente vi at vi hadde gode nok data for en flere nye vann, da vi også hadde fått laget dybdekart. Vi begynte derfor å etterlyse en vurdering av disse vannene fra Fylkesmannen, men fikk liten respons.

I oktober 2019 sendte vi en mer omfattende henvendelse til Fylkesmannen, der vi ba om både justeringer i lista over vann det tas prøve i, kalking, og vurdering av kalking. Forslagene ble underbygget med basert på analyseresultater siden 2015, pluss besøk av 60 vann siden den gang. Oversikten ble oppdatert med enda mer data i en ny henvendelse i april 2020, etter en meget positiv telefonsamtale med Fylkesmannen.

Alle våre innspill ble tatt til følge, og dermed går vi nå inn i en ny æra hva gjelder overvåking av vannkvalitet i vannene og kalking.

Bekker

Det har ikke blitt gjennomført bekkalking i Degernesfjella (i alle fall ikke i nyere tid).

Miljødirektoratet finansierte via vannområde Glomma Sør at det ble satt opp en vannkvalitetslogger f.o.m. april 2017 t.o.m. mai 2018. Denne sto plassert i området med gytegrus. Der ble det målt vannføring, temperatur, ledningsevne og surhetsgrad kontinuerlig. I tillegg ble det gjennomført bunndyrundersøkelse av bekken, og tatt ut vannprøver til mer omfattende analyse ved to anledninger i løpet av året. Sommeren 2017 var både tørr og varm, men sommeren 2018 var enda verre.

Rapporten fra prosjektet ble ferdig helt i begynnelsen av oktober 2018. Undersøkelsen avklarte at Sandvannsbekken har tidvis lav pH med forhøyede konsentrasjoner av giftig labilt aluminium. Under siste del av snøsmeltingen i april 2018 viste de automatiske målingene pH

3.2.2 Vannprøver

Grunneierlaget har samlet inn vannprøver fra 13 vann vår og høst iallfall siden 1990-tallet. Hovedparameteren som undersøkes er pH-verdien/surhetsgraden. I tillegg analyseres alkalitet, kalsiuminnhold og farge. Vannene det ble tatt prøve i den gang var Øvre og Nedre Hivann, Stensvannet, Kløsa, Øvre og Nedre Sandvann, Laksen, Øvre Bislingen, Store og Lille Bjørvann, Krok vann, Langtjern og Nordre Askevann.

I sammenheng med reduksjonen i antall kalkede vann i 2012 var fikk vi bekreftet av Fylkesmannen at overvåkingen av pH allikevel ville fortsette på ubestemt tid, for å kontrollere at beregningene NIVA hadde foretatt holdt mål. Fra 2012 fikk vi også inn noen nye vann i overvåkingen: Hagatjern, Hestehagatjern og Store Buvann.

I 2015 søkte vi om og fikk innvilget å starte opp prøvetaking i ytterligere 13 nye vann; Holmetjern, Knuvla, Langetjern på Lundefjellet, Søndre Lortjern, Morttjern ved Steinsvannet, Morttjern ved Kløsa, Saltjern, Setertjern, Svarttjern, Sørtjern, Søndre Trytjern, Nordre Væhletjern og Åstjern. Knuvla falt ut etter noen år av ukjent årsak.

Frem t.o.m. 2019 har vi derfor tatt ut vannprøver i hele 28/29 forskjellige vann (Knuvelen har jo falt ut). Etter en positiv dialog med Fylkesmannen fikk vi inn både nye vann og tok ut en del vann vi anså som «friskmeldte» i prøvetakingen f.o.m. 2020.

Vi har ingen presis oversikt over hvordan denne prøvetakingen ble utført frem til 2010. Fra laboratorienes side var det beskrevet at prøven helst skulle tas ved utløpet av de aktuelle vannene. I praksis er det opp til prøvetakerne å velge hvor de tar prøvene, og langt fra alle tas nok i utløpet.

Variasjonen dette måtte medføre er imidlertid neppe større enn variasjonen i fht. været før prøvetakingene vår og høst. Det er store variasjoner mellom hvert år hva angår tidlig og sen og vår og høst, nedbør og temperatur.

Over flere år vil imidlertid feilene jevne seg ut, og vi ser tydelige og systematiske forskjeller mellom de enkelte vannene.

Vedlegg 6: fullstendig tabell over resultatene av vannprøvene. Fargene indikerer tilstanden for hver av variablene for hvert tjern. Blå= Svært god tilstand, Grønn= God tilstand, Gul= Moderat tilstand, Orange= Dårlig tilstand, Rød= Svært dårlig tilstand.

Dato	Mild/Tørr periode	Innsjø	Konduktivitet (mS/cm)	Turbiditet FNU	Alkalitet mmol/L	Farge tall	mg Mg/L	mg Na/L	mg K/L	mg Cl/L	Nitrat mg N/L	mg SO4/L	TOT P mg P/L	TOT N mg N/L	Reakt. Al	Ikke-reakt. Al	mg Ca/L
18.01.2021	Tørr	SV	2.3	0.77	0.029	81	0.24	1.8	0.15	2.7	0.06	1	0.005	0.39	303	216	0.41
21.01.2021	Mild	SV	2.3	0.91	0.033	65	0.23	1.84	0.41	2.9	0.11	1	0.005	0.63	275	187	0.44
10.02.2021	Tørr	SV	3.8	0.94	0.021	115	0.43	3.7	0.68	5.4	0.11	1.9	0.01	0.84	357	250	0.89
16.02.2021	Tørr	SV	3.7	0.7	0.025	116	0.44	3.58	0.49	5.2	0.1	1.8	0.008	0.76	377	259	0.94
24.02.2021	Mild	SV	2.4	0.62	0.02	58	0.29	1.83	0.29	3	0.16	1.6	0.01	0.51	339	218	0.46
07.04.2021	Mild	SV	2.2	0.81	0.046	76	0.3	2.08	0.29	3.4	0.06	1.4	0.006	0.4	233	150	0.69
18.01.2021	Tørr	NV	3.6	0.81	0.029	84	0.46	4.13	0.43	5.9	0.04	1.9	0.006	0.44	298	216	0.79
21.01.2021	Mild	NV	2.9	0.79	0.051	70	0.35	2.79	0.42	4.5	0.12	1.4	0.007	0.57	327	209	0.56
10.02.2021	Tørr	NV	4.1	1.2	0.045	101	0.53	4.58	0.67	7.4	0.06	1.8	0.011	0.7	337	224	1.01
16.02.2021	Tørr	NV	4.2	1.1	0.026	101	0.54	4.56	0.5	7.4	0.07	1.8	0.011	0.06	351	235	1.03
24.02.2021	Mild	NV	3	0.77	0.02	75	0.36	2.51	0.34	4	0.1	1.7	0.01	0.46	432	296	0.48
07.04.2021	Mild	NV	3.1	1.1	0.056	82	0.42	3.62	0.36	5.6	0.07	1.5	0.011	0.47	268	165	0.78
18.01.2021	Tørr	H	3	0.41	0.034	93	0.41	3.21	0.36	4.2	0.07	2.3	0.004	0.39	302	236	1.06
21.01.2021	Mild	H	3	0.95	0.053	79	0.36	3.08	0.67	4.2	0.1	2.1	0.006	0.71	304	224	0.97
10.02.2021	Tørr	H	4.2	0.69	0.048	92	0.58	4.48	0.86	6.2	0.12	3	0.009	0.77	302	215	1.56
16.02.2021	Tørr	H	4.5	0.58	0.066	83	0.62	4.59	0.68	6.5	0.12	3	0.009	0.72	316	216	1.71
24.02.2021	Mild	H	2.1	1.2	0.045	24	0.28	1.77	0.31	3.3	0.21	1.2	0.006	0.59	144	90	0.6
07.04.2021	Mild	H	3.3	0.4	0.067	53	0.51	3.56	0.38	5.4	0.1	2.3	0.003	0.35	164	118	1.51

