

Vannfugl i Gjølssjøen

Utviklingen av fuglebestandene sett i forhold til andre endringer i økosystemet

Ingvar Spikkeland (red.), Atle Haga, Thomas Rohrlac, Camilla Hagman, Håkon Ørjasæter og Arne Andersen



ØSTFOLD  MUSEENE

Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum
Ørje

Rapport 1/2019

Forord

I løpet av de siste 40 årene har det skjedd store endringer av vannfuglbestanden i Gjølssjøen. Noe av dette har sammenheng med populasjonsendringer nasjonalt eller internasjonalt, f.eks. økende forekomst av grågås, sangsvane, trane og sivhauk, eller nedgangen i bestanden til hettemåke. Andre endringer synes å ha skjedd mer lokalt i Gjølssjøen og andre nærliggende områder som Hæravassdraget, mens f.eks. fuglesjøen Hellesjøvannet noe lenger nord i Haldenvassdraget ikke er rammet på samme måte. Tilbakegangen gjelder spesielt arter hvor de nyklekte ungene er avhengig av zooplankton som føde, som toppdykker, toppand, sothøne og til en viss grad sivhøne.

Denne rapporten gjør rede for resultatene fra undersøkelser som ble gjennomført i 2018 for å analysere mulige årsaker til denne tilbakegangen. Biologene Ingvar Spikkeland og Atle Haga har redegjort for endringer i bestandene av vannfugl i Gjølssjøen de siste 40 år i et eget notat. Professor Thomas Rohrlack har sammen med stipendiat Camilla Hagman, begge NMBU, bidratt med et notat om analyse av sedimentkjerner fra Gjølssjøen, for å belyse eutrofieringsutviklingen og utviklingen til slimalgen *Gonyostomum semen* i innsjøen. Ferskvannsbiologene Håkon Ørjasæter og Ingvar Spikkeland har skrevet notatet om fiskeundersøkelsene, mens Ingvar Spikkeland har ført resten av rapporten i pennen. Limnolog Arne Andersen har deltatt i felt i forbindelse med prøvefiske og gjennomført kjemiske analyser.

Arbeidet er utført i samarbeid med Haldenvassdraget vannområde v/ Lars Selbekk, og Fylkesmannen i Østfold har støttet prosjektet økonomisk.

Ørje 12.3.2019

Ingvar Spikkeland (red.)

Sammendrag

Hekkebestanden til vannfuglarter som er avhengig av zooplankton som føde for ungene i tida etter klekking (spesielt toppdykker, toppand, sothøne), har gått kraftig tilbake i Gjølssjøen i seinere år. Bestandsnedgangen begynte allerede på 1980-tallet, og har fortsatt fram til nå.

Analyse av sedimentprøver viser at eutrofieringen i Gjølssjøen startet allerede tidlig på 1940-tallet, og den totale fytoplanktonmengden i innsjøen har vært i økning siden den gang, med en spesielt kraftig vekst fra ca. 2000. Fra omkring 1990 viser sedimentprøvene forekomst av slimalgen *Gonyostomum semen*, og mengdene av denne algen synes å ha hatt en kraftig økning fram til ca. 2010, for deretter å stabilisere seg.

Langskuddsplanten hornblad *Ceratophyllum demersum* etablerte seg i Gjølssjøen på 1990-tallet, muligens allerede seint på 1980-tallet. Den har siden hatt masseforekomst i det grunne, nordlige bassenget, som tradisjonelt har vært det beste fugleområdet i innsjøen. Den dekker nå det aller meste av bunnområdene her, og fyller sammen med andre vannplanter opp mye av vannvolumet. I det søndre bassenget, som er dypere, er det ikke registrert noen bestand av denne arten.

Garnfisket som ble gjennomført i 2018 viser at fiskebestanden i begge bassengene er svært stor, og domineres av småmort. Ellers er det en god bestand av abbor, og noe sørv og gjedde, men mest små individer. Bestanden av småfisk synes å være størst i det nordlige bassenget.

Forekomsten av bunndyr ble ikke studert spesielt i 2018, men stikkprøver antyder svært liten tetthet i det nordre bassenget. I det sørlige bassenget er bunndyrtettheten noe større. Om årsaken til den lave bunndyrtettheten er sterk fiskepredasjon, eller om andre forhold også spiller inn, er ikke klarlagt. Men uansett bidrar dette til dårlige næringsforhold for vannfugl.

Tettheten av zooplankton var mye mindre i nordlig basseng enn i det sørlige gjennom hele sommersesongen 2018. På våren og høsten ble det nesten ikke registrert zooplankton i prøvene fra det nordlige bassenget i det hele tatt. Dessuten besto dyreplanktonet i nord av svært små individer, vesentlig av de små artene *Bosmina longirostris* og *Thermocyclops oithonoides*.

For å bedre næringssituasjonen for vannfugl, er det et mål å øke mengden av zooplankton, om mulig også av bunndyr. Reduksjon i mengdene av algen *Gonyostomum semen* er ønskelig, da det vil kunne ha en positiv effekt på zooplanktonet. En mangler imidlertid metoder til å gjennomføre et slikt tiltak. Et annet aktuelt tiltak er å redusere fiskebestanden, men utfisking av den store mengden planktonspisende fisk er ikke praktisk mulig. En reduksjon av fiskebestanden vil kunne oppnås ved å tappe ned og tørrlegge det nordlige bassenget for kortere perioder, men heller ikke det er mulig slik dybdeforholdene i Gjølssjøen er i dag, med svært grunne områder nærmest innsjøens utløp.

Det tiltaket som er realistisk å gjennomføre, er en restaurering av innsjøen, slik det allerede foreligger planer om. Ved å fjerne bunn sediment og samtidig heve vannivået noe, vil en kunne øke dybden i det nordlige bassenget slik at vannplanter ikke lenger kan etablere seg på bunnen, men bare i grunne områder nær breddene. Det vil redusere småfiskens muligheter for skjul, samtidig som reduksjonen av plantemateriale vil minske nedbrytningsprosesser og dermed øke oksygeninnholdet vinterstid, noe også økt vannvolum vil bidra til. Dette vil i sin tur kunne gi bedre overlevelse for stor fisk og dermed økt predasjon på småfisk. Dersom Gjølssjøen skal reddes som fuglesjø, vil en restaurering uansett måtte tvinge seg fram, da det nordre bassenget nå er i ferd med å gro igjen.

Innhold

Forord	1
Sammendrag	3
Innhold	4
1. Innledning	6
2. Områdebeskrivelse	6
3. Metoder	6
4. Resultater	7
4.1. Vannfugl i Gjølsjøen 1980 - 2018 – Notat ved I. Spikkeland og A. Haga	7
4.2. Sedimentanalyse og <i>Gonyostomum semen</i> – Notat ved T. Rohrlac og C. Hagman, NMBU	10
4.3. Fisk i Gjølsjøen. Notat ved Håkon Ørjasæter og Ingvar Spikkeland.....	17
4.4. Endringer i vannplantefloraen i Gjølsjøen de siste 50 år	20
4.5. Vannkjemi og hydrografi	24
4.6. Zooplankton	25
4.7. Bunndyr	27
5. Diskusjon	28
5.1. Endringer i Gjølsjøens økologi de siste 40 år, og mulige effekter på fuglebestandene	28
5.2. Tiltak for å bedre forholdene for vannfugl	29
6. Litteratur	31

1. Innledning

Gjølsjøen ble vernet som naturreservat i 1992 på grunn av det rike fuglelivet i området. Men allerede på dette tidspunktet var bestanden til flere av de typiske artene, f.eks. hettemåke, taffeland, toppand, toppdykker, sivhøne og sothøne, på vei ned. Årsakene til denne utviklingen ser ut til å være av mer lokal karakter, i hvert fall for noen av artene (toppand, toppdykker, sothøne og delvis sivhøne). Nedgangen er satt i forbindelse med gjengroing og flom i hekketida, men en har også hatt mistanke om at det har noe med næringstilgangen å gjøre, spesielt forekomsten av zooplankton, som er en viktig føde for nyklekte og unge vannfugler. Det har derfor vært ønskelig å se nærmere på disse forholdene, og i 2018 ble det gjennomført en rekke undersøkelser for å finne mulige årsakssammenhenger. En har fokusert på endringer som har skjedd i innsjøens økosystem de siste 40 år, og på hvilke følger dette kan ha fått for fuglelivet i innsjøen.

Denne rapporten inneholder tre notater (delrapporter) som omhandler hhv. utviklingen av fuglebestandene i Gjølsjøen, resultater fra sedimentkjerneanalyser og resultater fra et enkelt prøvefiske. Notatene er ført opp først i Resultat-kapitlet, og har egne punkter om metoder og litteratur. Deretter følger kapitler om vannplanter (karplanter), hydrografi/vannkjemi, zooplankton og bunndyr. Metoder knyttet til disse emnene er beskrevet i et felles metodekapittel (Kap. 3), og litteratur som det henvises til her er samlet sist i rapporten.

a. Områdebeskrivelse

Gjølssjøen (114 m o.h.) ligger i den sørøstlige delen av Marker kommune, noen km sørøst for Ørje (Figur 1). Innsjøen er ca. 5 km lang og maks 4 m dyp, med et areal på omtrent 1 km². Den er omgitt av dyrka mark og noe skog. Nedbørfeltet ligger i Ørjemylonittsonen, og består av mylonitt og ulike typer gneiser, og dessuten noe amfibolitt (Berthelsen mfl. 1996). Det meste av nedbørfeltet ligger under marin grense (ca. 185 m o.h.), men nordlige og østlige deler ligger høyere. Løsmassene i området består mest av marin leire, men også noe myr og en del morene.

En kommunal vei krysser Gjølssjøen i den sørlige delen. Nord for veien er det et vel 1 km langt sumpområde dekket av helofytter, som videre nordover utvider seg til et langstrakt og grunt basseng med maks. dyp 1,5 m, her kalt *nordre basseng*. Langskuddsplanter, vesentlig hornblad *Ceratophyllum demersum*, dekker hele bunnarealet, og ellers finnes en del flytebladsplanter, mest gul nøkkerose *Nuphar lutea*. Sør for veien utvider sjøen seg til et åpent basseng med maksimal dybde ca. 4 m, som her kalles *søndre basseng*. Denne delen går lenger sør over i et nytt sumpområde, for så å utvides igjen til et åpent basseng lengst sør. Dette er delvis omgitt av skog, og er ikke med i denne undersøkelsen.

Braneselva, som drenerer de artsrike skogsområdene i Butjern- og Brutjerna-området nær riksgrensen ved/nord for E18, kommer inn i innsjøen helt i nord, hvor også Gjølssjøen har sitt utløp (Bøenselva). Ellers er det bare mindre innløpsbekker, den største drenerer jordbruks- og skogsområdene øst for innsjøen og munner ut i det nordre bassenget. Det betyr at det er liten utskifting av vannet, og at vannkvaliteten til innløpselva betyr mindre enn forventet for vannkvaliteten til innsjøvannet.



Figur 1. Naturrestatet Gjølssjøen. De grønne områdene i innsjøens midtre og søndre del er gjengrodde sumpområder. Kartgrunnlag: Norgeskartet.

2. Metoder

I de forskjellige notatene som denne rapporten består av, er metoder beskrevet. Her redegjøres det bare for metoder benyttet til kartlegging av hydrografi/vannkjemi, zooplankton og bunndyr.

pH ble målt kolorimetrisk med BTB som indikator. Spesifikk ledningsevne (mS/m) ble bestemt med apparat av typen IMPO Electronics, og angitt ved 25 °C. Kalsiuminnholdet (mg/l) ble målt ved EDTA-titrering med HACK Digitaltitrator, og vannfargen (mg Pt/l) med Lovibond 1000 komparator. En secchiskive (d = 20 cm) ble brukt til å måle siktedypet.

Zooplankton ble samlet inn med en hov med diameter 20 cm og maskevidde 100 µm, som ble senket nesten ned til bunnen og trukket sakte opp. I nordre basseng ble hoven ved hver undersøkelse trukket 4 ganger fra 1,5 m dyp, mens det i søndre basseng ble tatt 3 drag med hoven fra 3,5 m dyp. Prøver med få dyr ble talt opp i sin helhet, mens større prøver ble fraksjonert. Bunndyr ble innsamlet med en bunntåle med maskevidde 0,5 mm, mens en stanghov ble brukt for å fange dyr i strandsonen. I det nordre bassenget var bruk av tåle problematisk på grunn av de store mengdene med hornblad, og her ble også stanghov benyttet. Store muslinger (søndre basseng) ble samlet inn med Luttners rive og langskafet hov.

4. Resultater

4.1. Vannfugl i Gjølssjøen 1980-2018 – Notat ved I. Spikkeland og A. Haga

BESTANDSUTVIKLINGEN TIL NOEN VANNFUGLER I GJØLSJØEN, MARKER 1980-2018

Ingvar Spikkeland og Atle Haga

Innledning

I løpet av de siste 40 årene har det skjedd store forandringer i artssammensetningen av vannfugler i Gjølssjøen. Noen av disse forandringene er et resultat av bestandsendringer av mer nasjonal eller internasjonal karakter. Dette gjelder f.eks. hettemåke, som fra å være den dominerende arten antallsmessig i Gjølssjøen på 1980-tallet, forsvant som hekkefugl omkring 2000, mens lerkfalk, sivhauk, grågås, sangsvane og trane begynte å hekke her i samme perioden. Andre bestandsendringer er mer lokale, noe som særlig gjelder toppdykker, toppand, sothøne og til en viss grad sivhøne.

Det er blitt foreslått flere mulige forklaringer på denne utviklingen. En mulig årsak er gjengroing av innsjøen. Spesielt det nordlige bassenget har nå dybde mindre enn 1 m de fleste steder, og flyteplanter sprer seg nå over det meste av bassenget. Det sørlige bassenget (Sandtorpfjorden) er dypere, med maksimalt dyp ca. 4 m og mer enn 2 m dyp over en stor del av bassenget. Likevel er det ikke mer fugl her enn i den grunne, nordlige delen. En annen mulig forklaring er endret klima og nedbørsmønster fra slutten av 1980-tallet, med lite snø og lav vannstand på våren, og gjentakende flomepisoder i hekketida, noe som har ødelagt reirene til mange av hekkefuglene. Det er også sannsynlig at gjengroing av innsjøen har forverret flomsituasjonen. Vi ser også at andre innsjøer som har hatt samme flomproblematikk som Gjølssjøen, ikke har hatt en tilsvarende negativ utvikling i hekkebestanden.

Noen av vannfuglene er svært avhengige av dyreplankton i ungeperioden. Dette gjelder arter som toppdykker, toppand, sothøne og sivhøne. Dette leder oppmerksomheten over på andre endringer som har skjedd i innsjøen i løpet av de siste 30 år, og som kan tenkes å ha negative effekter på planktonspisende vannfugler. Som et grunnlag for å se på mulige sammenhenger, presenterer denne rapporten en oversikt over bestandsutviklingen til et lite utvalg av vannfugler som synes å være mest relevante i denne sammenhengen.

Grunnlagsmaterialet

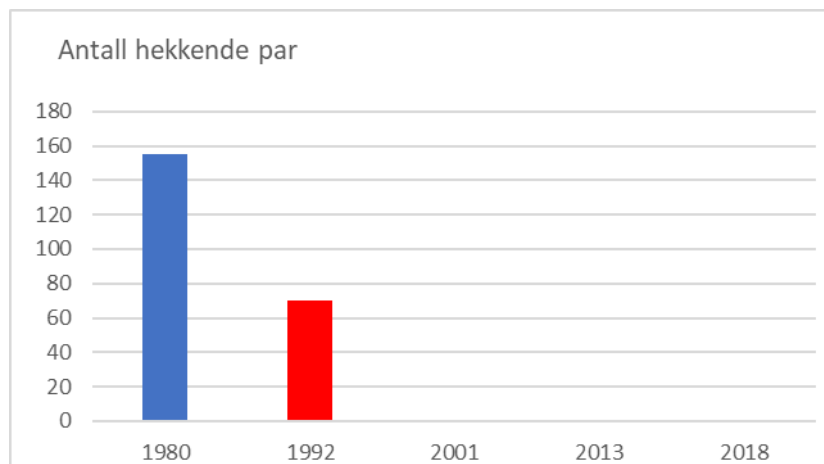
Gjølssjøen har vært gjenstand for oppmerksomhet fra ornitologer siden 1960-tallet, og det foreligger svært mange fugleobservasjoner fra innsjøen. Haga (1983) gjennomførte en grundig kartlegging av fuglebestandene i en del av innsjøen i 1979, men det mangler tilsvarende undersøkelser i løpet av de neste ti-årene, og tallene vi bygger på må derfor til en viss grad baseres på skjønn. Vikar & Hardeng (1992), Tangen (2001) og Oddane (2013) har imidlertid presentert mye viktig informasjon om utviklingen av populasjonene til de enkelte artene. Videre finnes det et svært stort antall observasjoner fra Gjølssjøen i www.artsobservasjoner.no, og her er også endel opplysninger om hekking. Dette danner sammen med egne tellinger grunnlaget for våre vurderinger når det gjelder antall hekkende par.

Utviklingen av hekkebestanden til noen aktuelle vannfuglarter

Basert på de opplysningene som foreligger, har vi estimert antall hekkende par til de mest relevante vannfuglartene i vår sammenheng. Dette framgår av figur 1 og 2. Når vi ser bort fra hettemåke, har vi valgt ut de artene der ungene er spesielt avhengige av dyreplankton i de første ukene, da det er disse artene som ser ut til å være spesielt rammet av en negativ bestandsutvikling i Gjølssjøen. En tilsvarende utvikling for disse artene har funnet sted i det sammenlignbare Hæravassdraget naturreservat (Kallaksjøen og Hersætersjøen) i Trøgstad, men ikke i andre fuglesjøer som Hellesjøvannet i Aurskog-Høland og Sorgenfrigropa i Fredrikstad.

Hettemåke

Den mest dramatiske utviklingen har vi hatt hos hettemåke (figur 1), men dette er en utvikling som vi har sett både nasjonalt og internasjonalt, og har trolig i mindre grad sammenheng med endringer i Gjølssjøens økosystem. Likevel kan hettemåkene ha hatt en positiv betydning for andre arter ved at de har gitt en viss beskyttelse mot reirplyndrere. Hettemåkebestanden hadde en sterk tilbakegang i løpet av 80- og 90-tallet, og etter 2000 har det bare vært få hekkinger her, seinest i 2012.



Figur 1. Antall hekkende par hettemåker i perioden 1980-2018. Tallene er estimater basert på de opplysningene som foreligger.

Toppdykker

Denne arten hekket med minimum 5 par rundt 1980. Det skjedde en bestandsnedgang i løpet av 1980-tallet (figur 2), og arten har seinere stabilisert seg på 1-3 hekkende par.

Toppand

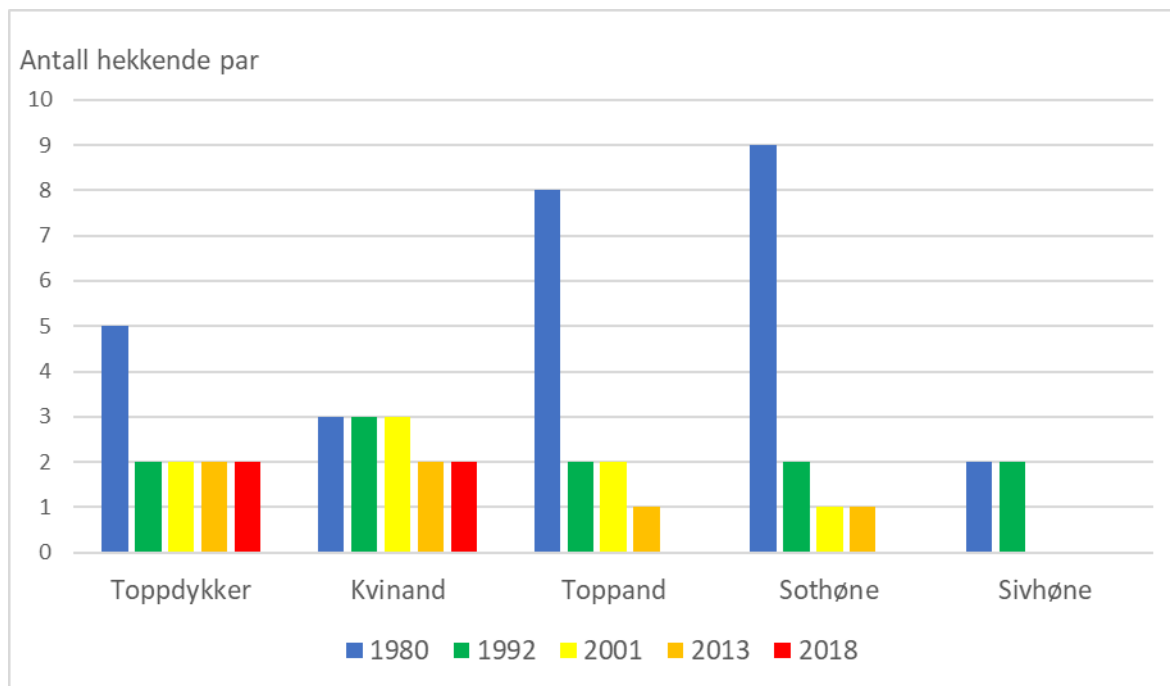
Hekkebestanden av toppand var omkring 1980 på rundt 8 par, mens den falt til 2 par i løpet av 80-årene. Siste påviste hekking var 1 par i 2011.

Sothøne

Sothøne har hatt samme utvikling som toppdykker i perioden, fra ca. 10 hekkende par rundt 1980 til 2 par på 1990-tallet. Siste påviste hekking var i 2012.

Sivhøne

Sivhøna hadde en liten bestand på anslagsvis 2 par på 80- og 90-tallet, men forsvant trolig som hekkfugl før 2000. 1 par ble dog observert så sent som i 2011.



Figur 2. Antall hekkende par av noen aktuelle vannfugler i Gjølssjøen i perioden 1980- 2018. Tallene er estimerer basert på de opplysninger som foreligger.

Konklusjon

Vi ser ut fra både figur 1 og 2 at den store reduksjonen i hekkebestanden av de nevnte 5 artene skjedde på 1980-tallet, og seinere har denne negative utviklingen bare fortsatt. Det vil derfor være svært interessant å få undersøkt om det har vært spesielle endringer i Gjølssjøens økosystem i denne perioden, som har fått negative konsekvenser for dyreplanktonsamfunnet i innsjøen.

Litteratur

Artsdatabanken. Artsobservasjoner. <https://artsobservasjoner.no/>.

Haga, A. 1983. Habitatbeskrivelse og fuglefauna i 20 av Østfolds innsjøer. *Østfold-Natur* nr. 17. 43 s.

Oddane, B. 2013. Hekkefuglkartlegging – Gjølssjøen naturreservat. Ecofact rapport 318. 8 s.

Tangen, P. 2001. Våtmarksreservater i Indre Østfold: Ornitologiske registreringer i Gjølssjøen, Hæra, Lysakermoa og Storesand. *Miljøvernavd., rapport nr. 1, 2001*. 95 s.

Viker, M. & Hardeng, G. 1992. Naturfaglige forhold i Gjølssjøen naturreservat i Marker. *Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavd. Rapport 8-1992*. 59 s.

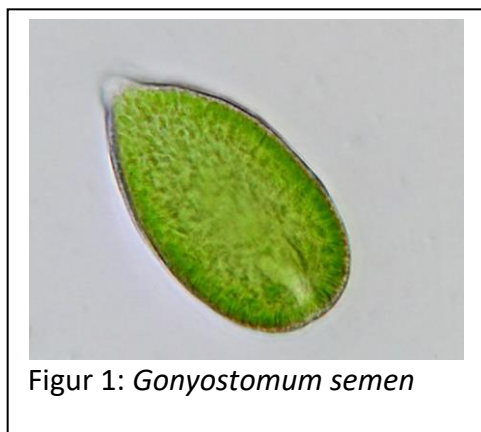
4.2. Sedimentanalyse og *Gonyostomum semen* – Notat ved T. Rohrlack og C. Hagman, NMBU

Er dominans av *Gonyostomum semen* en av grunnene til endring i fuglebestanden i Gjølssjøen (Marker Kommune)?

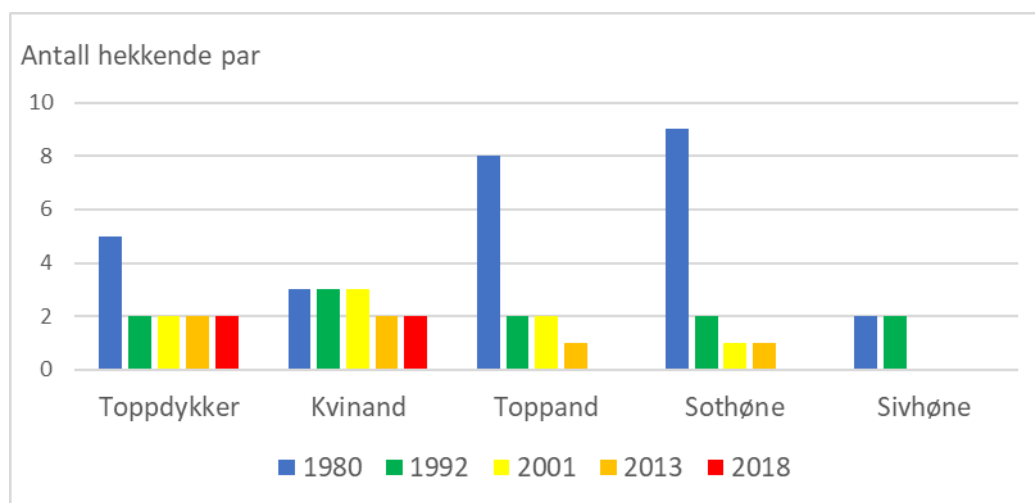
Notat utarbeidet av Thomas Rohrlack og Camilla Hagman, NMBU

Bakgrunn

På midten av 1970-tallet beskrev Bjørndalen for første gang en oppblomstring av algen *Gonyostomum semen* (figur 1) i en norsk innsjø, nærmere bestemt i Brønnerødtjernet i Morsa vassdraget. Noen år senere, i 1982, var slike oppblomstringer allerede nokså vanlige i Østfold (Bjørndalen & Løvstad 1984), og i 2012 ble de påvist i store deler av Østlandet og i noen innsjøer på Vestlandet og Sørlandet (Hagman et al. 2015). En lignende trend ble rapportert fra Sverige (Rengefors et al. 2012, Trigal et al. 2013).



Under oppblomstringer av *Gonyostomum* kan konsentrasjonen av klorofyll a i de øverste delene av vannsøylen øke til over 500 µg/l. Dette kan medføre lysmangel for andre algearter og undervannsplanter. Det er også kjent at oppblomstringer av *Gonyostomum* påvirker dyreplanktonet negativt (Johansson et al. 2013). Begge effektene til sammen kan føre til dramatiske endringer i hele det akvatiske næringsnettverket (Trigal et al. 2011, Johansson et al. 2016). Spørsmålet er nå om en økning i dominans av *Gonyostomum* også kan påvirke landdyr som på en eller annen måte er avhengig av en ferskvannslokalitet.



Figur 2. Antall hekkende par av noen aktuelle vannfugler i Gjølssjøen i perioden 1980-2018. Tallene er estimater basert på de opplysninger som foreligger. Figur fra Ingvar Spikkeland og Atle Haga, Kanalmuseet i Ørje.

Dette spørsmålet er særlig aktuelt i Gjølsjøen som utvikler årlige oppblomstringer av *Gonyostomum* og som samtidig har opplevet en endring i bestanden av Toppdykker, Kvinand, Toppand, Sothøne og Sivhøne (figur 2). Formålet med undersøkelsen var derfor å teste om tilbakegangen i de nevnte 5 fugleartene kan skyldes en økning i betydningen av *Gonyostomum semen* i Gjølsjøen.

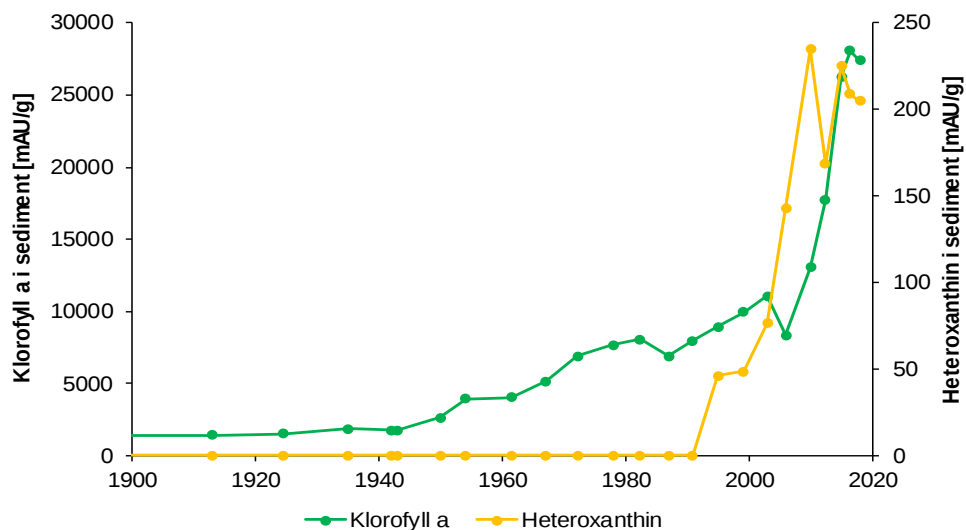
Metoder

Undersøkelsesmetoden bygget på at det i alle innsjøer avsettes et lag med sediment hvert år. I dette laget finnes blant annet pigmenter fra de ulike algene som dominerte innsjøen da sedimentet ble avsatt. Sedimentet er dermed et arkiv som bevarer informasjon om hvordan fytoplankton i en innsjø har utviklet seg over tid.

I tilfellet Gjølsjøen ble denne informasjonen gjort tilgjengelig ved å ta to sedimentsøyler ved innsjøens dypeste punkt. Søylen ble så delt i sjikt av 1 cm tykkelse. Prøvene fra søyle 1 ble sendt til University College London (UCL) for datering. Dette gjøres ved å bruke målinger av ulike radioaktive isotoper og deres halveringstid for å få en matematisk modell. Denne beskriver sammenheng mellom avstand fra sedimentets overflate og alderen til en sedimentprøve. Prøvene fra søyle 2 ble analysert for pigmentsammensetningen med hjelp av HPLC (metoden er beskrevet i Wright et al. 2001). Summen av klorofyll a og dets nedbrytningsprodukter ble brukt til å estimere tidsutviklingen av den totale fytoplanktonmengden i innsjøen. Pigmentet heteroxanthin ble brukt til å estimere mengden av *Gonyostomum semen*.

Resultater

Dateringen av sedimentprøver fra Gjølsjøen var vellykket og har gitt muligheten til å rekonstruere fytoplanktonsammensetningen mellom 1900 og 2018 med et forholdsvis lavt nivå av usikkerhet (les mer om dateringen i vedlagt dateringsprotokoll oversendt av UCL). Påfallende er at algemengden i Gjølsjøen begynte å øke gradvis etter 2. verdenskrig (figur 3).



Figur 3: Endringer i den totale fytoplanktonmengden (representert av klorofyll a) og i mengden av *Gonyostomum semen* i perioden 1900 til 2018

Det er fristende å anføre industrialisering av det lokale landbruket (omlegging fra eng til korn, grøftning, økt bruk av jordbearbeiding og av kunstgjødse) som mulig årsak til økt algemengde, siden endringene i landbrukspraksis passer tidsmessig. Men det kan ikke utelukkes at klimaendringer også

var/er av betydning. I tillegg kan økt tetthet av store planter også gi bedre vekstforhold til fyttoplankton ved å resirkulere næringsstoffer fra sedimentet.

Våre resultater viser tydelig at oppblomstringer av *G. semen* forekom først etter 1995, med en økende tendens frem til året 2010. Slike oppblomstringer kan, i teorien, påvirke vannfugler på to måter. Først og fremst vil alger ta lys fra undervannsplanter, og dette kan dermed redusere tettheten av planter noen vannfugler er avhengige av. Her må det understrekes at *Gonyostomum*-celler er forholdsvis store, noe som fører til at de ikke er spesielt effektive til å spre lys. Deres effekt på undervannsplanter lystilgang er derfor trolig beskjeden, særlig i grunne innsjøer som Gjølssjøen. For det andre, vil oppblomstringer av *Gonyostomum semen* også påvirke zooplankton- og fiskesamfunnet på en slik måte at arter og individer tilgjengelige som mat for vannfugler og deres byttedyr avtar (Trigal et al. 2011, Johansson et al. 2016).

En sammenligning av antall hekkende par av ulike fuglearter (figur 2) og betydningen av *Gonyostomum semen* (figur 3) viser ikke noen tydelig korrelasjon i tidsutvikling. Den største reduksjon i antall hekkende par skjedde før 1995 og dermed før oppblomstringer av *Gonyostomum semen* har blitt vanlige i innsjøen. Det kan likevel ikke utelukkes at slike oppblomstringer har bidratt til reduksjonen i antall hekkende par etter 1995.

Litteratur

- Bjørndalen KL, Ø. (1984) En regionalundersøkelse av innsjøer i Østfold. Eutrofiering og problemalger. (A regional survey of lakes in Østfold county. Eutrophication and nuisance algae.). Vann 1.
- Hagman CHC, Ballot A, Hjermann DO, Skjelbred B, Brettum P, Ptacnik R (2015) The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia* 744: 1-14.
- Johansson KSL, Trigal C, Vrede T, Johnson RK (2013) Community structure in boreal lakes with recurring blooms of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen*. *Aquatic Sciences* 75: 447-455.
- Johansson KSL, Trigal C, Vrede T, van Rijswijk P, Goedkoop W, Johnson RK (2016) Algal blooms increase heterotrophy at the base of boreal lake food webs-evidence from fatty acid biomarkers. *Limnology and Oceanography* 61: 1563-1573.
- Rengefors K, Weyhenmeyer GA, Bloch I (2012) Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful Algae* 18: 65-73.
- Trigal C, Goedkoop W, Johnson RK (2011) Changes in phytoplankton, benthic invertebrate and fish assemblages of boreal lakes following invasion by *Gonyostomum semen*. *Freshwater Biology* 56: 1937-1948.
- Trigal C, Hallstam S, Johansson KSL, Johnson RK (2013) Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae* 27: 60-67.
- Wright SW, et al. (1991). Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 77: 183-196.

Vedlegg:

Report on the Radiometric Dating of Lake Sediment Core from Lake Gjølsjøen

Handong Yang
Environmental Change Research Centre
University College London

Rationale and methodology

Lead-210 (half-life is 22.3 year) is a naturally produced radionuclide, derived from atmospheric fallout (termed unsupported ^{210}Pb). Cesium-137 (half-life is 30 years) and ^{241}Am are artificially produced radionuclides, introduced to the study area by atmospheric fallout from nuclear weapons testing and nuclear reactor accidents. They have been extensively used in the dating of recent sediments. Dried sediment samples from cores taken in the Norwegian lakes were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{241}Am by direct gamma assay in the Environmental Radiometric Facility at University College London, using ORTEC HPGe GWL series well-type coaxial low background intrinsic germanium detector. Lead-210 was determined via its gamma emissions at 46.5keV, and ^{226}Ra by the 295keV and 352keV gamma rays emitted by its daughter isotope ^{214}Pb following 3 weeks storage in sealed containers to allow radioactive equilibration. Cesium-137 and ^{241}Am were measured by their emissions at 662keV and 59.5keV (Appleby et al, 1986). The absolute efficiencies of the detector were determined using calibrated sources and sediment samples of known activity. Corrections were made for the effect of self absorption of low energy gamma rays within the sample (Appleby et al, 1992).

Results

GJOL-1-1 taken from Gjølsjøen

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activities reach equilibrium depth with supported ^{210}Pb activities at c.26 cm of the core. Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting ^{226}Ra activity (as supported ^{210}Pb) from total ^{210}Pb activity, decline irregularly with depth (Figure 1b). Zigzag changes in unsupported ^{210}Pb activities in the top 8.5 cm suggest possible fluctuations in sedimentation rates. From 8.5 to 16.5 cm, unsupported ^{210}Pb activities decline more or less exponentially with depth, indicating relatively stable sedimentation process. A dip in unsupported ^{210}Pb activity at 18.5 cm implies an increased sedimentation rate.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth shows a well resolved peak at 10.5 cm and a small peak at 14.5 cm (Figure 1c), they were derived from the Chernobyl accident in 1986 and atmospheric testing of nuclear weapons with the maximum fallout level in 1963, respectively. There is a detectable ^{241}Am activity at 4.5 cm. However, a single low ^{241}Am activity point is not sufficient for dating.

Core Chronology

The CIC (constant initial concentration) dating model was precluded to be used for the core dating by the irregular changes in unsupported ^{210}Pb activities. ^{210}Pb chronologies were calculated using the CRS (constant rate of ^{210}Pb supply) dating model (Appleby and Oldfield, 1978; Appleby, 2001). The simple CRS model places the 1963 and 1986 depths at around 14.5 cm and 10.5 cm, respectively, which are in good agreement with the depths suggested by the ^{137}Cs records. The CRS chronologies and sedimentation rates of the core are given in Table 3 and shown in Figure 2. Sedimentation rates of the core show an increase from the 1910s to the 1940s, reaching a peak at $0.064 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, and the rates are relatively uniform from the 1950s to the 1990s with a mean at $0.041 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$; this is followed by some fluctuations in recent years.

Reference

- Appleby, P G, 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In W M Last and J P Smol (eds.) *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol. 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Pp171-203.
- Appleby, P G, Richardson, N, Nolan, P J, 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B*, 71: 228-233.
- Appleby, P G, Nolan, P J, Gifford, D W, Godfrey, M J, Oldfield, F, Anderson, N J & Battarbee, R W, 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141: 21-27.
- Appleby, P.G. & Oldfield, F., 1978. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5:1-8.

Table 1. ^{210}Pb concentrations in core GJOL-1-1 taken from Gjølsjøen.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.5	0.0115	246.59	23.37	81.97	5.78	164.62	24.07	19	2.2
2.5	0.1275	308.1	17.93	77.84	3.92	230.26	18.35	245.9	22
4.5	0.362	199.32	14.22	92.75	3.37	106.57	14.61	622.3	45.7
6.5	0.679	272.23	19.12	90.65	4.4	181.58	19.62	1068.6	70
8.5	0.967	174.47	13.86	81.51	3.23	92.96	14.23	1449.8	91
10.5	1.3105	160.71	15.6	85.9	4.01	74.81	16.11	1736.8	104.1
12.5	1.7395	130.34	12.88	80.61	3.31	49.73	13.3	2000.3	122.2
14.5	2.19	122.35	13.02	73.47	3.23	48.88	13.41	2222.4	136.3
16.5	2.662	112.11	11.6	74.61	3.17	37.5	12.03	2425.1	149.7
18.5	3.343	81.41	9.05	77.48	2.45	3.93	9.38	2526.4	165.8
20.5	4.084	88.87	6.65	72.67	1.86	16.2	6.91	2590.6	177.7
22.5	4.8185	87.01	6.37	74.61	1.72	12.4	6.6	2695	184.7
24.5	5.7055	89.14	10.27	81.18	2.71	7.96	10.62	2783.9	196.6
26.5	6.812	68.37	11.94	72.56	1.99	-4.19	12.1	2804.7	228.3

Table 2. ^{210}Pb chronology of core GJOL-1-1 taken from Gjølsjøen.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2018	0				
0.5	0.0115	2018	0	6	0.0526	1.032	16.6
2.5	0.1275	2015	3	2	0.0346	0.395	11.6
4.5	0.362	2010	8	2	0.0637	0.462	16.8
6.5	0.679	2003	15	2	0.0297	0.197	15.9
8.5	0.967	1995	23	3	0.0453	0.287	21.1
10.5	1.3105	1987	31	4	0.0444	0.23	27.7
12.5	1.7395	1978	40	6	0.0502	0.228	34.6
14.5	2.19	1967	51	8	0.0369	0.16	39.6
16.5	2.662	1954	64	12	0.0313	0.109	51.5
18.5	3.343	1943	75	15	0.0635	0.179	63.1
20.5	4.084	1935	83	18	0.0407	0.11	72.6
22.5	4.8185	1913	105	30	0.0269	0.066	85.2

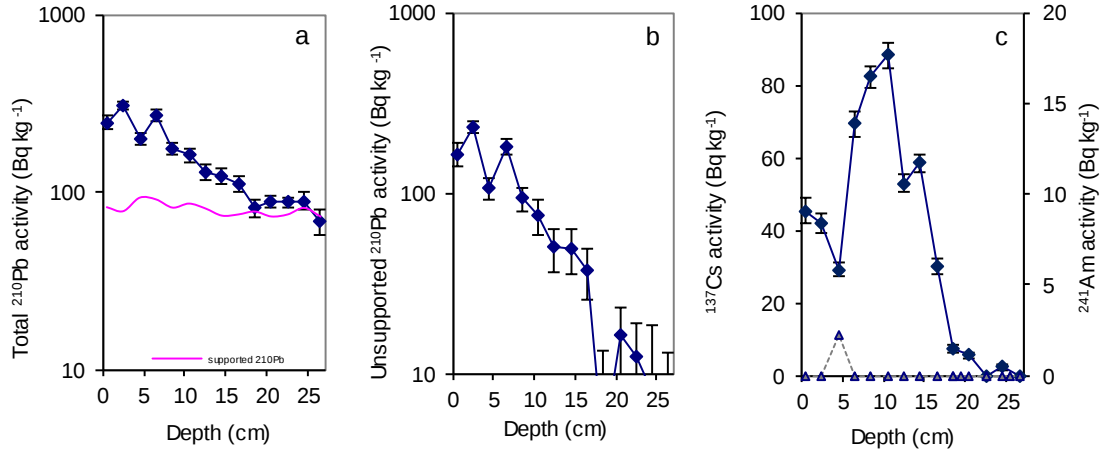


Figure 1. Fallout radionuclide concentrations in core GJOL-1-1 taken from Gjølsjøen, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

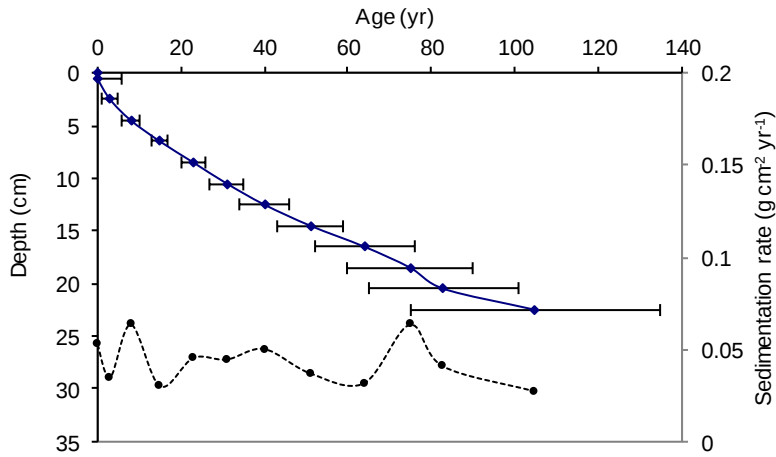


Figure 2. Radiometric chronology of core GJOL-1-1 taken from Gjølsjøen, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates. The solid line shows age while the dashed line indicates sedimentation rate.

4.3 Fisk i Gjølssjøen

Notat ved Håkon Ørjasæter og Ingvar Spikkeland

Materiale og metoder

Den 20.09.18 fisket vi i Gjølssjøen med fire bunngarn i både nordre og søndre basseng. Maskeviddene som ble brukt var 10.5, 16, 21 og 30 mm. Garna var 25 m lange og 1.5 m dype. Garna stod ute i kort tid, 35 - 45 minutter, men vi rodde i områdene rundt garna på begge sider, slik at fisk ble jaget inn i garna. Men abbor og gjedde hadde også angrepet fisk i garna, slik at en del fisk også hadde gått i garna før vi rodde rundt dem.

I søndre basseng stod de tre minste maskeviddene på svært grunt vann i ei vik ved fugletårnet syd for der veien krysser Gjølssjøen. Her var ikke vinden så sterk og bølgene langt mindre enn lenger ute. 10 mm-garnet stod på ca. 1.5 m dyp, 16 mm på 2 – 1.5 m dyp, 21 mm på mindre enn 1.5 m dyp, mens 30 mm stod dypere enn 1.5 m og ytterst i vika der bølgene var størst. Her ble det bare rodd på ei side av garnet. Også i nordre basseng stod garna grunt, men her var det kun få meter av 10.5 mm- og 21 mm-garnene der overtellen fløt i overflata.

Det var tydelig forskjell på vannfarge og siktedyp i de to lokalitetene den aktuelle dagen, med klare vann i det nordlige bassenget.

Resultater

Tabell 1 viser resultatene av prøvefisket i de to bassengene. Resultatene fra søndre basseng er satt i parentes. Det ble fanget fire arter; mort, sørv, abbor og gjedde. Gjedde ble bare tatt i det nordre bassenget, men det er kjent at det også er en god gjeddebestand i søndre basseng. Det har tidligere blitt registrert både brasme, flire og hork i Gjølssjøen (Spikkeland mfl. 2006), men det er sannsynlig at både brasme og flire kan ha dødd ut pga. oksygenmangel i vinterhalvåret.

Det ble fanget noen flere ind. i søndre basseng enn i nordre (236 og 213 hhv.), men det er ikke mulig ut fra denne enkle undersøkelsen å konkludere med sikkerhet at fisketettheten er størst i sør. Når det gjelder tallforholdet mellom de forskjellige artene, var det som ventet en sterk dominans av mort i begge bassengene, med noe mer mort i det søndre bassenget, 80 % i sør mot 72 % i nord. Andelen av sørv var den samme i begge bassengene (4,2 %), mens andelen av abbor var noe større i nord enn i sør (22 % og 16% hhv.).

Tabell 1. Fangst i de ulike maskevidder og totalt i de to bassenger for hver av de fire artene. Resultatene fra søndre basseng i parentes.

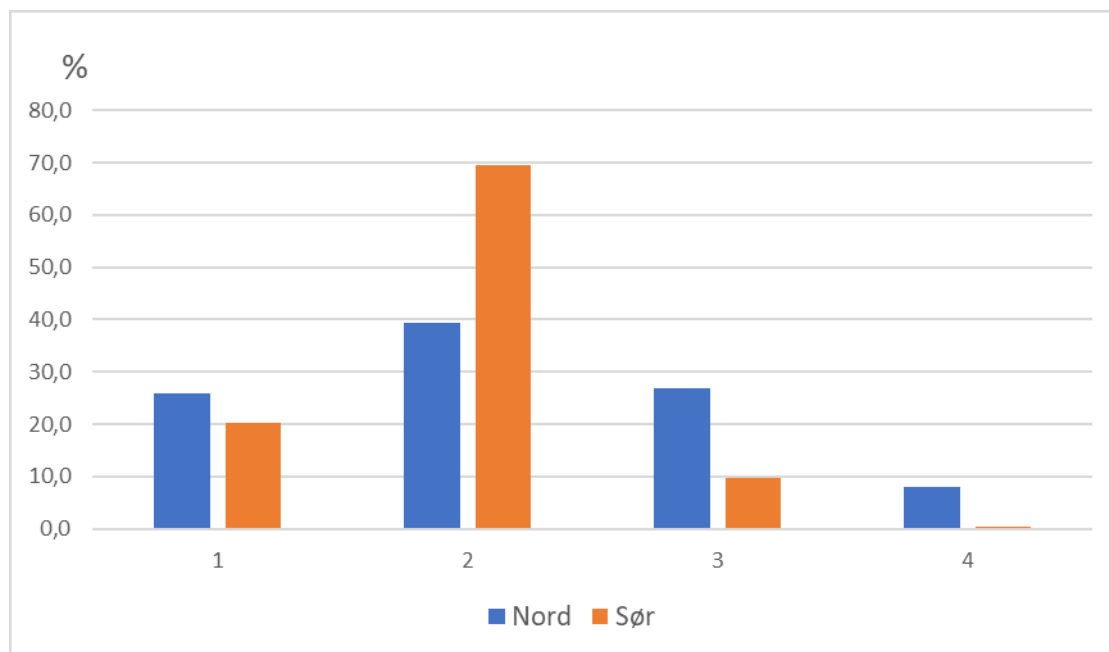
Maskevidde mm	Mort	Sørv	Abbor	Gjedde
10.5	47 (28)	0 (3)	6 (17)	2 (0)
16	51 (143)	9 (5)	24 (16)	0 (0)
21	44 (16)	0 (2)	12 (5)	1 (0)
30	12 (1)	0 (0)	5 (0)	0 (0)
Sum alle 4 garna	154 (188)	9 (10)	47 (38)	3 (0)

De to største av de tre gjeddene i nordre basseng ble satt ut igjen. I 10.5 mm-garnet hadde ei gjedde på 8 – 10 kg angrepet ei lita gjedde som igjen hadde slukt en mort. Gjeddene i 21

mm-garnet var ca. 1,5 kg og hadde slukt en abbor. I nordre basseng var det i 10,5 mm-garnet en abbor, to mort og to gjedder som var større enn det maskevidda normalt fanger. I søndre basseng var det en sørv, sju abborer og mellom tolv og femten mort som var større enn de en normalt fanger i maskevidda.

Figur 1 viser andelen av fangsten i de forskjellige garnene i hhv. nordre og søndre basseng. Figur 2 viser dessuten fangsten i 16 mm-garnet i nordre og søndre basseng. I nordre basseng var det en noe større andel som ble fanget i det mest finmaskede garnet (10,5 mm) enn i sør, mens andelen i nord var mye mindre i garnet med 16 mm maskevidde. Det er noe overraskende at de to grovmaskede garnene fanget en større andel av det totale antallet i det nordlige bassenget sammenlignet med det sørlige. Det er nærliggende å tolke dette slik at det er en større andel stor fisk i nord sammenlignet med i sør, men denne undersøkelsen er for liten til at en kan trekke sikre konklusjoner. Resultatene viser imidlertid tydelig at småfisk dominerer sterkt antallsmessig i begge bassengene.

Ved å studere fiskefangsten nærmere, ser en imidlertid at det ble tatt klart flere av 1+ mort i nordre basseng sammenlignet med søndre basseng, noe som kan ha sammenheng med at mye vegetasjon i dette bassenget gir gode muligheter for skjul og dermed bedre overlevelse for småfisk.



Figur 1. Antall fisk i % av det totale antall individer i garn med ulik maskevidde i hhv. nordre og søndre basseng. Histogrammene 1 tilsvarer den minste maskevidden (10,5 mm), 2 den nest minste osv.

Denne enkle fiskeundersøkelsen gir ikke grunnlag for omfattende konklusjoner, men vi kan uten videre slå fast at fisketettheten er svært stor i begge bassengene, spesielt av småmort. Dette vil bidra til et meget sterkt predasjonstrykk på større arter av dyreplankton, med det resultatet at dyreplanktonet vil være helt dominert av små arter.

Litteratur

Spikkeland, I., Andersen, J.G., Andersen, O., Halvorsrud, A.K., Lindblad, F., Lund, S.V., Opsahl, R. & Vaaler, J.P. 2006. Fiskefaunaen i Marker. Natur i Østfold 25 (1-2): 46-56.



Figur 2. Fangst i 16 mm garn i nordre (øverst) og søndre basseng. (Foto: Ingvar Spikkeland).

4.4. Endringer i vannplantefloraen i Gjølssjøen de siste 50 årene

Det få undersøkelser av karplantefloraen i Gjølssjøen de siste 50 årene, slik at det er umulig å tidfeste med nøyaktighet de endringene som har skjedd i denne perioden. Skulberg (1966) var den første som rapporterte om plantelivet i innsjøen, og har gitt en liste over både sumpplanter og ekte vannplanter. I Tabell 1 og Tabell 2 er resultatene fra hans undersøkelse presentert, og i tillegg er opplysninger fra Spikkeland (2014) ført opp. Tabellene omfatter 29 ekte vannplanter og 35 helofytter (sumplanter). Et par av tjønnaksartene i tabellen, granntjønnaks og broddtjønnaks, er noe usikre. Ut fra de opplysningene som foreligger, ble det registrert 12 arter av vannplanter midt på 1960-tallet, mens antallet i 2014 (og 2018) var over det dobbelte. Det tas imidlertid forbehold om at enkelte av artene som ble registrert i 1966 kan ha gått ut i seinere år, da det har vært en sterk gjengroing i innsjøen, spesielt i det nordre bassenget (Figur 1).

Med unntak av andemat, som er tolerant i forhold til eutrofiering, var alle de registrerte vannplantene i 1966 sensitive eller indifferente, mens det i 2014 var 11 sensitive, 9 indifferente og 9 tolerante arter. Dette viser at den eutrofieringsutviklingen som innsjøen har vært gjennom de siste 60 år, og som underbygges av resultatene som Rohrlack og Hagman har presentert i sitt notat ovenfor, har satt tydelige spor når det gjelder floraen av ekte vannplanter.

Av nye vannplanter siden 1966 bør spesielt hornblad, butt-tjønnaks, svanemat og solnikkebrønsle nevnes. Svanemat ble registrert som ny for Norge da den ble påvist i Gjølssjøen i 1976 (Skulberg 1978), og står nå på lista over fremmede arter i kategorien *Lav risiko* (Artsdatabanken 2018). Det virker som den har blitt mer sjelden i innsjøen i de seinere åra, og ble ikke registrert i 2018, men mye tyder på at det kan være store variasjoner fra år til år. Svanemat har neppe hatt noen merkbar effekt på innsjøens økologi.



Figur 1. Det nordre bassenget i Gjølssjøen er nå fylt opp av vannplanter, med hornblad som dominerende art. I tørkesommeren 2018 var en stor del av bassenget grunnere enn 0,5 m. (Foto: Ingvar Spikkeland).

Hornblad ble påvist første gang i Gjølssjøen i 2000 (Spikkeland upubl.), og hadde da masseforekomst i innsjøens nordlige basseng, noe den også har hatt seinere. Arten må ha kommet inn i sjøen på 90-tallet, eller kanskje allerede sent på 80-tallet, da en må anta at den trengte noen år på å bygge opp den store bestanden som fantes i 2000. I dag dekker hornblad det aller meste av bunnområdene i det nordlige bassenget, og fyller opp mye av vannsøylen (se Figur 2). Arten avløses noen steder av butt-tjønnaks og vannmoser.



Figur 2. Hornblad har masseforekomst i Gjølssjøen (Foto: Ingvar Spikkeland).

Forekomstene av hornblad her minner om masseforekomst til vasspest, slik en har sett det i enkelte innsjøer. Det er liten tvil om at invasjonen av hornblad har gitt store effekter på Gjølssjøens økologi, noe som blir diskutert nedenfor. Merkelig nok er arten ikke registrert i det sørlige bassenget (Sandtorpfjorden), men det er vel sannsynlig at den finnes i små mengder.

Butt-tjønnaks ble påvist i Gjølssjøen på 1980-tallet (Spikkeland upubl.), og er nå en vanlig art, både i nordlig og sørlig basseng. Den har imidlertid ikke masseforekomst på samme måte som hornblad, og har neppe hatt noen store negative effekter på livet i innsjøen.

Nikkebrønsle ble første gang registrert i Gjølssjøen i 2000 (Spikkeland upubl.). Den fantes da forholdsvis fåtallig det nordlige bassenget, men har seinere spredt seg sørover i innsjøen. Det er varianten med gule randkroner som forekommer her. Arten står på rødlista i kategorien sårbar (VU). Den er blitt svært vanlig, og danner store, høyreiste bestander (Figur 3).

Storandemat er en annen interessant art som har kommet etter 1966. Den har i dag en sparsom forekomst inne i helofyttbeltene. Både storandemat og hornblad sto for øvrig på rødlista fra 2006 (Kålås m.fl. 2006). Når det gjelder kortskuddsplantene i tabell 1, har de blitt skadelidende etter hvert som gjengroingen av Gjølssjøen har skutt fart. De har i dag bare små forekomster, og det er også mulig at enkelte av dem har blitt borte i de seinere åra.



Figur 3. Solnikkebrønsle danner vakre, storvokste bestander i helofyttbeltene i Gjølssjøen, spesielt i det nordre bassenget. (Foto: Ingvar Spikkeland).

Tabell 1. Registrerte vannplanter i Gjølssjøen. Data er hentet fra Skulberg (1966) og Spikkeland (2014). Fargekoder definerer vannplantenes følsomhet i forhold til eutrofiering (jfr. Direktoratetsgruppe 2013): Blå: sensitiv, grønn: indifferent, rød: tolerant. Forekomst i 1966: (x): Påvist, x: Enkelte små bestander, xx: Vanlig forekommende, mindre bestander, xxx: Utbredte, store bestander. Rødlistekategori: NT: Nær truet. EN: Sterkt truet.

Norsk navn	Latinsk navn	Skulberg (1966)
Kortskuddsplanter		
Isoétider		
Korsevjeblom	<i>Elatine hydropiper</i>	(x)
Nålesivaks	<i>Eleocharis acicularis</i>	(x)
Vasskryp	<i>Lythrum portula</i>	
Evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i>	(x)
Hornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>	
Langskuddsplanter		
Elodeider		
Klovasshår	<i>Callitriche hamulata</i>	
Småvasshår	<i>Callitriche palustris</i>	(x)
Dikevasshår	<i>Callitriche stagnalis</i>	
Hesterumpe	<i>Hippuris vulgaris</i>	
Rusttjønnaks	<i>Potamogeton alpinus</i>	xx
Småttjønnaks	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	xxx
Gråstjønnaks	<i>Potamogeton gramineus</i>	(x)
Broddtjønnaks (NT)	<i>Potamogeton friesii</i>	
Butt-tjønnaks	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	
Grannstjønnaks (EN)	<i>Potamogeton pusillus</i>	
Dvergvassoleie	<i>Ranunculus confervoides</i>	
Gytjeblererot	<i>Utricularia intermedia</i>	
Småblererot	<i>Utricularia minor</i>	
Mellomblærerot	<i>Utricularia ochroleuca</i>	
Storblærerot	<i>Utricularia vulgaris</i>	
Flytebladsplanter		
Nymphaeider		
Gul nøkkerose	<i>Nuphar lutea</i>	xxx
Kantnøkkerose	<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	x
Vanlig tjønnaks	<i>Potamogeton natans</i>	xxx
Stautpiggknopp	<i>Sparganium emersum</i>	
Småpiggknopp	<i>Sparganium natans</i>	(x)
Flytere		
Lemnider		
Andemat	<i>Lemna minor</i>	xx
Svanemat	<i>Ricciocarpus natans</i>	
Storandemat	<i>Spirodela poryrhizza</i>	
Kransalger		
Charales		
Mattglattkrans	<i>Nitella cf. opaca</i>	

Tabell 2. Registrerte sumpplanter (helofytter) i Gjølssjøen. Data er hentet fra Skulberg (1966) og Spikkeland (2014). Forekomst i 1966: (x): Påvist, x: Enkelte små bestander, xx: Vanlig forekommende, mindre bestander, xxx: Utbredte, store bestander. Rødlistekategorier: VU: Sårbar.

Sumpplanter	Helofytter	Skulberg (1966)
Kalmusrot	<i>Acorus calamus</i>	
Vassgro	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	
Solnikkebrønsle (VU)	<i>Bidens cernua f. radiata</i>	
Flikbrønsle	<i>Bidens tripartita</i>	
Vassrørkvein	<i>Calamagrostis canescens</i>	x
Myrkongle	<i>Calla palustris</i>	xx
Bekkeblom	<i>Caltha palustris</i>	x
Flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	xxx
Kvass-starr	<i>Carex acuta</i>	
Nordlandsstarr	<i>Carex aquatilis ssp. aquatilis</i>	
Sennegras	<i>Carex vesicaria</i>	xxx
Selsnepe	<i>Cicuta virosa</i>	x
Myrhatt	<i>Comarum palustre</i>	
Myksivaks	<i>Eleocharis hamulata</i>	
Sumpsivaks	<i>Eleocharis palustris</i>	xx
Elvesnelle	<i>Equisetum fluviatile</i>	xxx
Mannasøtgras	<i>Glyceria fluitans</i>	x
Sverdlilje	<i>Iris pseudacorus</i>	xx
Klourt	<i>Lycopus europeus</i>	
Gulldusk	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	xx
Fredløs	<i>Lysimachia vulgaris</i>	
Kattehale	<i>Lythrum salicaria</i>	
Bukkeblad	<i>Menyanthes trifoliata</i>	x
Dikeforglemmei	<i>Myosotis laxa ssp. caespitosa</i>	x
Bueforglemmei	<i>Myosotis laxa ssp. laxa</i>	
Mjølkerot	<i>Paucedanum palustre</i>	x
Takrør	<i>Phragmites australis</i>	x
Sjøsivaks	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	
Slyngsøtvier	<i>Solanum dulcamara</i>	
Kjempepiggnopp	<i>Sparganium erectum</i>	(x)
Nøstepiggnopp	<i>Sparganium glomeratum</i>	x
Myrtelg (VU)	<i>Thelypteris palustris</i>	
Smaldunkjevle	<i>Typha angustifolia</i>	xx
Bred dunkjevle	<i>Typha latifolia</i>	
Veikveronica	<i>Veronica scutellaria</i>	

4.5. Vannkjemi og hydrografi

Det ble i løpet av sommersesongen 2018 gjennomført målinger av hydrografiske og vannkjemiske parametere ved flere anledninger. Resultatene framgår av tabell 3.

Tabell 3. Hydrografiske og kjemiske målinger i Gjølsjøens nordre (N) og søndre (S) basseng.

Sted	Dato	Temp	pH	Kondukt. mS/m	Ca mg/l	Farge mg Pt/l	Siktedyp m
Gjølsjøen S	01.06.2018			9,4	7,64	45	
Gjølsjøen N	01.06.2018			7,1	5,4	50	
Gjølsjøen S	18.07.2018						0,2
Gjølsjøen N	18.07.2018						1,1
Gjølsjøen S	06.08.2018		6,9	10,9	7,72	50	0,6
Gjølsjøen N	06.08.2018		6,9	10,6	5,92	60	1,5
Gjølsjøen N	23.08.2018	20	7,2				
Gjølsjøen S	12.09.2018	17	6,9	10,5	7,04	50	
Gjølsjøen S	20.09.2018		7,1	13,4	7,32		
Gjølsjøen N	20.09.2018		6,9	10,8	6,88		

Vi ser at det er tydelige hydrografiske og kjemiske forskjeller mellom de to bassengene. Siden de to bassengene er atskilt av et vel 1 km langt sumpområde, er det lite utskiftning av vann mellom dem. pH ligger på omtrent 7,0 i begge bassengene, mens konduktiviteten er lavest i nordre basseng. Trolig henger det sammen med de store mengdene av hornblad her, som tar opp kalk og andre næringsstoffer fra vannet, og dermed reduserer elektrolyttinnholdet. I samsvar med dette er kalsiuminnholdet klart høyere i søndre basseng, med en forskjell på 0,5 - 2,2 mg/l. Fargetallet i nordre basseng er dessuten noe høyere enn i søndre.

I juli var det kraftig algeoppblomstring i søndre basseng, med bare 20 cm siktedyp, mens bassenget i nord ikke hadde tilsvarende oppblomstring. Dette skyldes trolig lavere næringsinnhold i vannet i nord pga. vannplantenes (karplantenes) opptak av næringsstoffer. Algeoppblomstring i det omfang vi så i det søndre bassenget i 2018, har imidlertid ikke forekommet tidligere så langt vi kjenner til, og har trolig sammenheng med de høye temperaturene denne sommeren.

4.6. Zooplankton

I undersøkelsen i 2018 har vi konsentrert oss om krepsdyrsamfunnet i de frie vannmasser. Det er også stor forekomst av hjuldyr i planktonet, men disse er for små til at de kan utnyttes som næring for nyklekte vannfuglkyllinger, og er ikke behandlet videre. Heller ikke litorale krepsdyr behandles her.

Tabell 4 gir oversikt over artssammensetningen av småkreps i planktontrekkene, basert på de fraksjonene som ble talt opp. Det nordlige bassenget hadde i de fleste tilfellene få arter og individer, og ble talt opp i sin helhet unntatt i juli og tidlig august. Dessuten besto planktonet her mest av de små artene *Bosmina longirostris* og *Thermocyclops oithonoides*. Unntaket var på våren da det også var noe *Eudiaptomus gracilis* og nauplier og små copepoditter av en stor cyclopoid copepode, trolig *Megacyclops viridis*. Dessuten var individene av *Bosmina* og *Thermocyclops* svært små. Dette viser at det er et ekstremt sterkt predasjonstrykk i det nordlige bassenget. Ut fra resultatene fra garnfisket, vet vi at det vesentlig er småmørt som står for predasjonen. Trolig er det også svært stor tetthet av årets yngel (0+) som gjemmer seg i den tette vegetasjonen.

Det sørlige bassenget hadde en mer "normal" sammensetning av dyreplanktonet. De fleste månedene var det dominans av *Daphnia cucullata*, *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides*, med den sistnevnte vanligvis i størst antall. I juni og juli var dessuten *Daphnia cristata* godt representert, i juli og august også *Limnosida frontosa*.

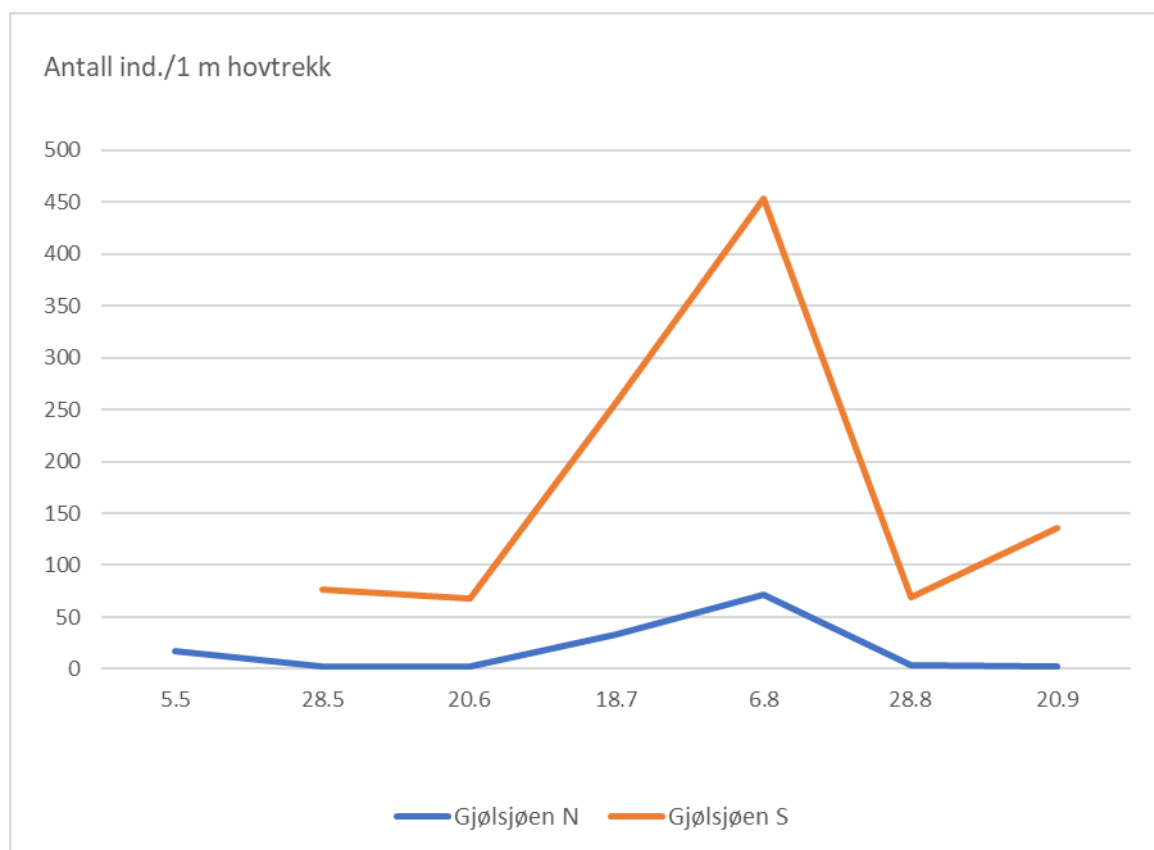
Tabell 4. Småkreps fanget i planktontrekk i nordlig (N) og sørlig (S) basseng i løpet av mai-september 2018. Tallene angir det antallet som ble talt opp i den fraksjonen som er angitt.

Dato	5.5.	28.5.	28.5.	20.6.	20.6.	18.7.	18.7.	6.8.	6.8.	23.8.	28.8.	20.9.	12.9.
Basseng	N	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S
Fraksjon opptalt	1	1	1/8	1	1/8	1/8	1/8	1/8	1/40	1	1/8	1	1/8
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>					2			1	1				
<i>Limnosida frontosa</i>					3		3		1		1		1
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>								2	1				1
<i>Daphnia cucullata</i>			8		2		6	3	11		10		13
<i>Daphnia cristata</i>	1	1	5		4		1		2		1		1
<i>Bosmina longirostris</i>	1	2		6	3	124	1	1	1				1
<i>Bosmina longispina</i>												1	
<i>Acroperus harpae</i>												1	
<i>Chydorus sphaericus</i>								1		1			
<i>Graptoleberis testudinaria</i>												1	1
<i>Leptodora kindti</i>			1		1		2	1	1		1		2
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	4	38			26	1	48	4	61		13		133
<i>Cyclops indet.</i>	49												
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	2		20		2	1	16		6		51		13
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	46	9	66	4	46	72	260	2	34	19	13	9	12
Sum	101	47	86	4	74	74	324	6	101	19	77	9	158

Figur 4 viser antall planktonkrepsdyr som ble fanget pr. m hovtrekk i Gjølssjøens nordre og søndre basseng i 2018. Grafene gir et omtrentelig mål på tettheten av dyreplankton. Små utviklingsstadier (copepoditter og nauplier) til hoppekreps (vesentlig *Thermocyclops oithonoides*) er også regnet med her.

Figuren viser tydelig at planktontettheten i nordre basseng er svært lav. I mai-juni og ultimo august-september inneholder prøvene nesten ikke dyr i det hele tatt. I begge bassengene er det en topp i planktontettheten midt på sommeren. Denne faller sammen med kraftig algeoppblomstring og helt grønnfarget vann i søndre basseng, der planktonhoven raskt ble tettet av slimaktig algemasse. I nordre basseng var det ikke synlig algeoppblomstring, noe som trolig henger sammen med at de store mengdene av fastsittende og flytende vannplanter tar opp mye av plantenæringsstoffene her, samtidig som de også skaper skygge og dårligere lysforhold for algene.

Det er verdt å merke seg at til tross for at det i det sørlige bassenget ble registrert mye slimalger, var det likevel god bestand av zooplankton. I det nordlige bassenget derimot, hvor det ble registrert mindre mengder alger, var det langt mindre zooplankton. Rohrlack & Hagman har påpekt ovenfor at *Gonyostomum semen* har en negativ effekt på mengden av zooplankton. Men dette kan likevel ikke være hele forklaringen på den sparsomme forekomsten til zooplankton i det nordre bassenget i Gjølsjøen. Det ser ut som andre faktorer er viktigere her, noe som diskuteres i neste kapittel.



Figur 4. Antall individer av planktonkrepsdyr pr. m hovtrekk i nordlig og sørlig basseng i prøvene fra 2018. Første akse angir dato for prøvetaking.

4.7. Bunndyr

Det foreligger ikke omfattende bunndyrundersøkelser i Gjølssjøen, og det er ikke kjent om det er tydelige forskjeller i bunndyrtettheten i nordlig og sørlig basseng. Det ble i 2018 bare tatt noen stikkprøver i de to bassengene for å få et visst inntrykk av forholdene. I nordre basseng, hvor hornblad dekker det meste av bunnarealet, ble det nesten bare fanget små arter som småkreps og muslingkreps, men det ble også påvist en og annen fjærmygglarve, noen små nymfer av døgnfluer og noen mm-store tornskivesnegl *Gyraulus crista*. I det sørlige bassenget, hvor bunnen ikke er dekket av planter, ble det ikke funnet levende organismer i de dypeste områdene (3 - 4 m dyp), noe som tyder på anaerobe forhold her. I noe grunnere områder ble det registrert masse fjærmygglarver, noe børstemark, tornskivesnegl, kjeglefjærgjellesnegl *Valvata piscinalis* og andemusling *Anodonta anatina*. Det var helt klart mer bunndyr i det sørlige bassenget enn i det nordlige bassenget.

Når det gjelder dyr i strandsonen, ble det også påvist svært liten tetthet, spesielt i det nordlige bassenget, og inntrykket er at bunndyrbestanden er sterkt nedbeitet. Det er imidlertid behov for mer omfattende kartlegging for å kunne trekke sikre konklusjoner.

5. Diskusjon

a. Endringer i Gjølssjøens økologi de siste 40 år og mulige effekter på fuglebestandene

Undersøkelsene i 2018, som det er gjort rede for ovenfor, viser følgende:

- Eutrofieringen i Gjølssjøen startet allerede tidlig på 1940-tallet, og den totale fytoplanktonmengden i innsjøen har siden den gang vært i stadig økning, med en spesielt kraftig vekst fra ca. 2000.
- Fra omkring 1995 viser sedimentprøvene oppblomstring av slimalgen *Gonyostomum semen*, og mengdene av denne algen synes å ha hatt en kraftig økning fram til ca. 2010, for deretter å stabilisere seg.
- Vannplanten hornblad *Ceratophyllum demersum* etablerte seg i Gjølssjøen på 1990-tallet, muligens allerede seint på 1980-tallet. Den har siden hatt masseforekomst i det grunne, nordlige bassenget, som tradisjonelt har vært det beste fugleområdet i innsjøen. Den dekker nå det aller meste av bunnområdene her, og fyller sammen med andre vannplanter opp mye av vannvolumet. I det søndre bassenget, som er dypere, er det ikke registrert noen bestand av denne arten.
- Hekkebestanden av vannfuglarter som er avhengig av zooplankton som føde for ungene i tida etter klekking (toppdykker, toppand, sothøne, sivhøne) har gått kraftig tilbake i seinere år. Bestandsnedgangen startet allerede på 1980-tallet.
- Garnfisket som ble gjennomført i 2018 viser at fiskebestanden i begge bassengene er svært stor, og domineres av småmort. Ellers er det en god bestand av abbor, og noe sørv og gjedde.
- Tettheten av zooplankton var mye mindre i nordlig basseng enn i det sørlige gjennom hele sommersesongen 2018, og på våren og høsten ble det nesten ikke registrert zooplankton i prøvene fra det nordlige bassenget i det hele tatt. Dessuten besto dyreplanktonet i nord av svært små individer.

Problemstillingen som vi ønsker å få belyst, er hvorfor en del vannfuglarter har hatt klar tilbakegang i Gjølssjøen de siste 40 årene, en tilbakegang som ser ut til være av mer lokal karakter. Forklaringen må da søkes lokalt, i endringer som har skjedd i Gjølssjøen i denne perioden. En har tidligere ment at flom i hekketida kunne være en viktig årsak til tilbakegangen. Men flomproblemene har ikke vært et lokalt fenomen, og burde derfor rammet vannfuglbestandene i alle berørte fuglesjøer, noe som ikke har vært tilfelle.

Eableringene av vannplanten hornblad og slimalgen *Gonyostomum semen* i Gjølssjøen i perioden omkring eller litt etter 1990, med sterk bestandsøkning framover mot 2000, er to viktige hendelser som i tid faller ganske godt sammen med endringene i vannfuglbestanden. Riktig nok begynte nedgangen i vannfuglbestanden noe før 1990, men det er mulig at hornblad etablerte seg i Gjølssjøen allerede på 80-tallet. Vi vet dessuten at store mengder *G. semen* kan ha negativ effekt på zooplankton.

Resultatene fra undersøkelsene i 2018 synes å vise at årsakene til bestandsnedgangen blant vannfugl er sammensatte. Det kan ikke bare skyldes at økningen av slimalgen *Gonyostomum semen* har redusert zooplanktonmengdene, og dermed redusert mattilgangen for nyklekte vannfugl-kyllinger. Dette begrunnes med at zooplanktonsamfunnet i det sørlige bassenget syntes å være forholdsvis «normalt» både i tetthet og artssammensetning, til tross for kraftig oppblomstring av slimalger der, mens nordlig basseng hadde svært små mengder zooplankton selv om det her var klarere vann og mindre alger. Dessuten kom oppblomstringen av *G. semen* nesten 10 år etter at

fuglebestandene begynte å gå tilbake, selv om denne algen også var tilstede i innsjøen på 1980-tallet (Bjørndalen & Løvstad 1983, 1984).

Zooplanktonets sammensetning i det nordlige bassenget, med klar overvekt av et par små arter (*Bosmina longirostris* og *Thermocyclops oithonoides*), peker klart i retning av sterkt predasjonstrykk, som i dette tilfellet må skyldes svært stor bestand av planktonspisende fisk, vesentlig småmort. Masseforekomsten av hornblad har åpenbart gitt gode forhold for både fiskeyngel og småfisk, ved at vegetasjonene gir skjul og bidrar til større overlevelse hos småfisken. Samtidig har de store mengdene av vegetasjon som brytes ned i løpet av vinteren bidratt til oksygenmangel og fiskedød, spesielt i det grunne, nordlige bassenget. Brasme ser ut til å være utdødd i Gjølssjøen, noe som trolig skyldes oksygenmangel i vinterhalvåret. Prøvefisket i 2018 viser imidlertid at en del fisk overlever, og sørger for å produsere mer enn nok yngel til å holde bestanden oppe. Samtidig er andelen av store individer relativt lav, noe som trolig henger sammen med dårlig oksygentilgang vinterstid. Milde og korte vintre i de seinere årene har imidlertid gjort det lettere å overleve vinteren. Mengden av rovfisk som gjedde og stor abbor er liten. Dette reduserer predasjonen på yngel og småfisk ytterligere, og bidrar i sin tur til å øke fiskepredasjonen på zooplankton enda mer.

De store mengdene av både hornblad og andre planter som dekker bunnområdene, spesielt i det nordlige bassenget, vil kunne gi anaerobe forhold nede på bunnen. Det er påfallende lite bunndyr (snegler, muslinger, insektlarver, børstemark), spesielt i Gjølssjøens nordre basseng, sammenlignet med andre eutrofe sjøer og fuglesjøer, men om dette har sammenheng med ekstra sterk fiskepredasjon, anaerobe forhold eller andre faktorer, er ikke kjent. I Østensjøvannet i Oslo ga masseforekomst av hornblad på 1970-tallet oppblomstring av botulismebakterier og påfølgende fugledød (Dag Klaveness pers. medd., Espelund & Klaveness 2014). Så vidt vi vet er det ikke rapport om tilsvarende utvikling med fugledød i Gjølssjøen, men det kan likevel tenkes at dette har skjedd i mindre skala. For øvrig har Østensjøvannet i dag gode bestander av vannfugl samtidig som det også er velutviklede forekomster av både hornblad og vasspest der.

Observasjoner kan tyde på at nedgangen i fuglebestanden i Gjølssjøen startet allerede før hornblad dukket opp. En mulig forklaring på det kan være at den tiltakende gjengroingen og økningen i vannvegetasjon allerede på 1980-tallet gjorde forholdene for småfisk stadig bedre, med økende predasjonstrykk både på zooplankton og bunndyr. Denne tendensen ble trolig ytterligere forsterket etter at hornblad ankom. I tillegg må en anta at også *Gonyostomum semen* har hatt en negativ effekt på zooplankton, og dermed bidratt til nedgangen i fuglebestanden.

b. Tiltak for å bedre forholdene for vannfugl

Det er ønskelig å begrense mengdene av slimalgen *Gonyostomum semen* i Gjølssjøen, for å bedre forholdene for zooplankton, men det er ingen tiltak som synes å være aktuelle. Forekomsten av denne arten i Gjølssjøen ser ikke ut til å ha sammenheng med menneskelig aktivitet i innsjøens nærområder. Arten trives i humusholdige og varme innsjøer, og påvirkes dessuten positivt av temperatursjiktninger i vannmassene (Pechinkina 2018). Klimaendringer har i seinere år gitt høyere temperaturer og generelt mer nedbør, selv om de siste årene har vært forholdsvis nedbørfattige i Østfold. Humuspåvirkningen i Gjølssjøen har sammenheng med forekomst av myr og barskog i nedbørfeltet, og vil også øke med økende nedbør og avrenning. Det er sannsynlig at nedbrytningen av de svært store mengdene organisk stoff fra råtnende vannplanter også kan ha bidratt til økt innhold av humusstoffer i vannet.

Den store fiskebestanden i Gjølssjøen konkurrerer med vannfugl om næring, og er en viktig årsak til at det er lite mat for både fugleunger og voksne vannfugl. I enkelte fuglesjøer i utlandet reduseres fiskebestanden ved at innsjøene tappes ned i kortere periode, for på den måten å øke mattilgangen for fuglene. Dette vil ikke være mulig å gjennomføre i Gjølssjøen slik situasjonen er i dag, da områdene ved innsjøens utløp i nordenden er grunnere enn resten av bassenget. Reduksjon av fiskebestanden ved utfisking er heller ikke noen løsning. Gjølssjøen er en relativt stor fuglesjø etter norske forhold (5 km lang), og det vil i praksis være nærmest umulig å redusere fiskebestanden til et nivå som vil gi noen merkbar effekt for fuglebestanden.

Den faktoren som er mulig å påvirke, er mengden av vannplanter (langskuddsplanter og flytebladsplanter), og da spesielt forekomsten av hornblad. Slik det er nå, bidrar alt plantematerialet til at nordlig basseng er i en rask gjenfyllings- og gjengroingsprosess. Vannspeilet i bassenget er allerede dekket av vegetasjon i sommermånedene, og dermed må en forvente at gjengroingen akselererer framover. For å redusere bestandene av vannplanter, er det nødvendig å øke vanndybden i det nordlige bassenget med et par meter, slik at vannplantene ikke får muligheter til å vokse på innsjøens bunnområder, men bare i grunne områder langs strendene hvor det er lys nok. Det en oppnår med et slikt inngrep, er å redusere mulighetene for skjul for yngel og småfisk, og dermed øke predasjonen på denne konsumentgruppen. Samtidig vil større vannvolum og mindre råtnende plantemasse gi bedre oksygenforhold om vinteren, og bedre overlevelse for stor fisk (abbor og gjedde), noe som vil øke predasjonen på småfisk enda mer. I tillegg til å virke positivt på forekomsten av zooplankton, kan en også håpe at det vil påvirke bunnfaunaen positivt. Forhåpentligvis vil det også få positiv innvirkning på vannkvaliteten. Det vil trolig ikke bidra til å redusere mengdene av *G. semen*, men som vist ovenfor er det neppe denne arten som er den viktigste årsaken til nedgang i fuglebestanden.

Det foreligger planer om restaurering av Gjølssjøen, for å hindre gjengroing og opprettholde innsjøens status som fuglesjø/fuglereservat. Andre prosjekter har imidlertid blitt prioritert framfor Gjølssjøen. Den gjengroingsfasen innsjøen er i nå tilsier at det haster med å sette i gang restaureringstiltak. Ved å fjerne en del av bunnmaterialet i nordre basseng, skape åpninger i de store helofyttområdene mellom nordre og søndre basseng og heve vannivået noe, vil en kunne oppnå store positive endringen i innsjøens økologi, og bidra til å opprettholde det rike fuglelivet som Gjølssjøen er kjent for.

6. Litteratur (NB: Notatene om fugl, sedimentprøver og fisk (4.1 - 4.3) har egne litteraturlister)

Artsdatabanken 2018. Fremmedartlista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedearter>.

Berthelsen, A., Olerud, S. & Sigmond, E.M.O. 1996. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart OSLO 1:250 000. Norges geologiske undersøkelse.

Bjørndalen, K. & Løvstad, Ø. 1983. Kartlegging av vannkvaliteten i Østfold. Mengde og sammensetning av planteplankton i relasjon til pH, trofigrad og humusinnhold. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen. 23 s.

Bjørndalen, K. & Løvstad, Ø. 1984. En regionalundersøkelse av innsjøer i Østfold. Eutrofiering og problemalger. Vann (1): 123-132

Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifikasjonssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015. 230 s.

Espelund, M. & Klaveness, D. 2014. Botulism outbreaks in natural environments – an update. Front. Microbiol. 5: 1-5.

Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway. 416 s.

Pechinkina, L. 2018. *Gonyostomum semen* – en klimaflyktning? Utvikling av algen i to innsjøer i Østfold. En paleolimnologisk studie. Masteroppgave 2018. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU, Ås.

Skulberg, O.M. 1966. Gjølssjø i Marker, Østfold. O-70/66O. Norsk Institutt for vannforskning. 7 s.

Skulberg, O. 1978. En ny lemnide i norsk flora - svanemat (*Ricciocarpus natans*) i Gjølssjøen, Haldenvassdraget. *Blyttia* 36: 27- 34.

Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2014. 40 s. + vedlegg.

Rapporter - Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum

1. Spikkeland, I. 2009. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget høst/vår 2008/2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2009*. 6 s. + vedlegg.
2. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2010*. 8 s. + vedlegg.
3. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver. Status etter to undersøkelser høst 2008-vår 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2010*. 15 s. + vedlegg.
4. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2011*. 8 s. + vedlegg.
5. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Hemnessjøen, Rødenessjøen og Femsjøen 2011. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2011*. 7s.
6. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver 2008-2011. Status etter to undersøkelser. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2012*. 16 s. + vedlegg.
7. Spikkeland, I., Kinsten, B. & Kjellberg, G. 2012. Istidskreps på Jæren. Undersøkelse av innsjøene Bråsteinvatnet, Stokkalandsvatnet, Frøylandsvatnet og Orrevatnet september 2012. *Østfoldmuseenes, Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum 2/2012*. 12 s.
8. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Bjørkelangen, Øymarksjøen og Aremarksjøen 2012. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2012*. 12 s.
9. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2012/vår 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2013*. 8 s. + vedlegg.
10. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Rødenessjøen. En kartlegging av bestanden. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2013*. 10 s. + vedlegg
11. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2013*. 7 s. + vedlegg.
12. Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2014*. 40 s. + vedlegg.
13. Spikkeland, I. 2015a. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015*. 69 s. + vedlegg.
14. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2015*. 12 s. + vedlegg.
15. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2015. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2015*. 8 s. + vedlegg.
16. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2016*. 13 s. + vedlegg.
17. Spikkeland, I. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2016. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2016*. 8 s. + vedlegg.
18. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Mulige forsureffekter på bunndyr i fem bekker og elver i Marker og Aremark høsten 2016 og våren 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2017*. 10 s. + vedlegg.
19. Spikkeland, I. 2017. Undersøkelse av forekomst av edelkreps i 3 vassdrag i Marker. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2017*. 14 s. + vedlegg.
20. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2017*. 13 s. + vedlegg.
21. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2017. Oppsummering av overvåkningen 2008-2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 4/2017*. 18 s. + vedlegg.
22. Spikkeland, I. 2018. Biologisk mangfold i Ulsrudtjern, Aremark 2018. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2018*. 12 s.
23. Spikkeland, I. 2018. Biologisk mangfold i Svarelva, Aremark 2018. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2018*. 18 s.

24. Spikkeland, I., Kasbo, R. & Krogstad, D. 2018. Store muslinger i Haldenvassdraget. Undersøkelser i Øymarksjøen, Gjølssjøen og Femsjøen 2018. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2018*. 16 s.
25. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høsten 2018. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 4/2018*. 13 s. + vedlegg.

