

Individuell vekstrate og byttefiskkonsum er bestemmende for kvikksølvkonsentrasjon i abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) og gjørs (*Stizostedion lucioperca*) i Øyeren.

Individual growth rates and consumed prey fish determine mercury concentrations in perch (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in lake Øyeren.

Kristian Moseby



Individuell vekstrate og byttedefiskkonsum er bestemmende for kvikksølvskonsentrasjon i abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) og gjørs (*Stizostedion lucioperca*) i Øyeren

Individual growth rates and consumed prey fish determine the mercury concentrations in perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in the Lake Øyeren

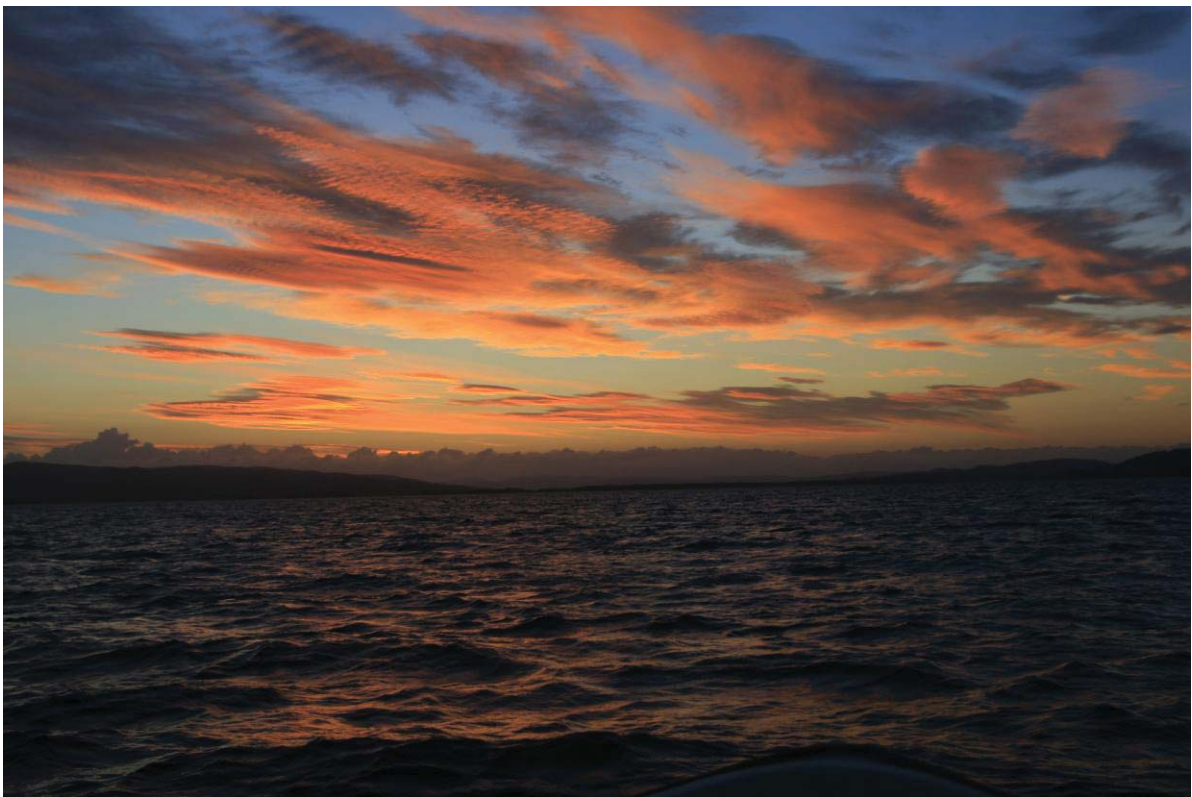


Foto: Pål Sindre Svae

Av: Kristian Moseby, INA

**Universitetet for miljø- og biovitenskap**

14.05.2011

## Forord

Denne oppgaven var en del av et samarbeidsprosjekt mellom tre masterstudenter, der det skulle undersøkes kvikksølvinnhold og stabile isotoper i blant annet ulike fiskearter i Øyeren. Abbor, gjedde og gjørs er inkludert i denne oppgaven mens de to andre omfattet asp, krøkle, hork, sik, laue (Svae 2011), mort, sedimenter og zooplankton i Øyeren (Greipsland 2011).

Dispensasjon fra garnfiskeforbudet (før 1. juli) ble gitt av fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus, samt Fylkesmannen i Østfold. Det ble i tillegg innhentet tillatelse fra de lokale grunneierne. Analysekostnader ble finansiert ved midler fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Klima- og forurensingsdirektoratet, samt internmidler ved Bjørn Olav Rosseland, UMB. Pål Sindre Svae, Inga Greipsland og undertegnede gjennomførte mye av feltarbeidet i fellesskap.

Kvikksølvprøvene er blitt analysert av Solfrid Lohne, mens isotopanalysene er utført av Hanna Marika Silvennoinen ved henholdsvis Seksjon for Miljøkjemi og Isotoplaboratoriet, begge ved IPM/UMB. En stor takk fortjener Åge Brabrand (Naturhistorisk Museum, UiO) og Thronnd Haugen (INA/UMB). Begge har bidratt med nyttig kunnskap og kommentarer. Åge har dessuten velvillig stilt tidligere rådata fra Øyeren til disposisjon (1993-2000), henholdsvis fra arbeidene til Øxnevad (1995) og Brabrand (2002). Pär Larsson har stått for bestemmelse av vannplanter.

Jeg vil rette en spesiell takk til mine veiledere Reidar Borgstrøm og Bjørn Olav Rosseland, og ikke minst Pål Sindre Svae, for uvurderlig hjelp og mange interessante diskusjoner underveis i arbeidet. En stor takk fortjener også min kjære samboer, Karina, for støtten underveis og tålmodigheten alle og dagene jeg har vært borte.

**Takk** alle sammen, som er husket, og de som er glemt.

Kristian Moseby

# Innhold

|                                                                    |           |
|--------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>SAMMENDRAG .....</b>                                            | <b>2</b>  |
| <b>ENGLISH SUMMARY .....</b>                                       | <b>3</b>  |
| <b>1. INNLEDNING .....</b>                                         | <b>4</b>  |
| <b>2. OMRÅDEBESKRIVELSE OG FISKESAMFUNNET I ØYEREN .....</b>       | <b>7</b>  |
| 2.1. VASSDRAGSREGULERING OG VANNKVALITETEN I ØYEREN .....          | 9         |
| <b>3. METODE .....</b>                                             | <b>10</b> |
| 3.1. GARNLOKALITETER .....                                         | 10        |
| 3.2. INNHENTING AV DATA .....                                      | 10        |
| 3.3. KVIKKSØLV- OG STABILE ISOTOPER .....                          | 14        |
| 3.4. STATISTISKE ANALYSER .....                                    | 16        |
| <b>4. RESULTAT .....</b>                                           | <b>16</b> |
| 4.1. STØRRELSE- OG ALDERSFORDELING AV ABBOR, GJEDDE OG GJØRS ..... | 16        |
| 4.2. VEKST .....                                                   | 19        |
| 4.3. MAGEINNHold .....                                             | 23        |
| 4.4. BYTTEFISK OG PREDATORSTØRRELSE .....                          | 24        |
| 4.5. KVIKKSØLV .....                                               | 26        |
| 4.5.1. Abbor.....                                                  | 26        |
| 4.5.2. Gjedde .....                                                | 27        |
| 4.5.3. Gjørs.....                                                  | 29        |
| 4.5.4. Kvikksølvforskjeller.....                                   | 31        |
| 4.6. $\delta^{15}\text{N}$ OG $\delta^{13}\text{C}$ .....          | 32        |
| <b>5. DISKUSJON .....</b>                                          | <b>36</b> |
| 5.1. KONKLUSJON .....                                              | 46        |
| <b>6. REFERANSER.....</b>                                          | <b>47</b> |
| <b>VEDLEGG.....</b>                                                | <b>55</b> |

## Sammendrag

Kvikksølvkonsentrasjon, diett (byttedyr), individuelle vekstrater og trofisk posisjon (bestemt med stabile isotoper) ble undersøkt hos abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) og gjørs (*Stizostedion lucioperca*) og deres potensielle byttefisker i Øyeren i 2010, henholdsvis hork (*Gymnocephalus cernuus*), krøkle (*Osmerus eperlanus*), laue (*Alburnus alburnus*), mort (*Rutilus rutilus*) og sik (*Coregonus lavaretus*).

Det ble funnet signifikant økende kvikksølvkonsentrasjon med økende alder og størrelse hos både abbor, gjedde og gjørs. Abbor inneholdt generelt de høyeste kvikksølvkonsentrasjonene (0,04-1,92 mg Hg/kg våtvekt) etterfulgt av gjedde (0,17-1,03 mg Hg/kg v.v.) og gjørs (0,14-0,51 mg Hg/kg v.v.). Det ble også analysert ei gjedde (122cm) og en gjørs (83cm) fra Glomma som inneholdt henholdsvis 2,48 og 0,65 mg Hg/kg v.v.

Ut fra mageinnholdet hadde abbor konsumert hovedsakelig hork. I likhet med abbor hadde også gjørs predatert mye hork, men i tillegg betydelige mengder krøkle, noe som indikerer et pelagisk levevis for gjørs i Øyeren. Kun hos gjørs var det en signifikant, positiv sammenheng mellom byttefiskstørrelse og predatorstørrelse. I Øyeren inneholdt krøkle og hork mer kvikksølv enn laue, sik og mort, og kan derfor i større grad bidra til biomagnifisering av kvikksølv i de artene som utnytter disse byttefiskene.

Det ble funnet signifikante forskjeller i isotopsignaturer ( $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ ) hos de ulike artene i Øyeren, der gjørs hadde den høyeste trofiske posisjonen sammen med asp (*Aspius aspius*). Abbor og gjedde hadde signifikant lavere trofisk signatur. Den høye  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturen kan forklares ved at gjørs spiser krøkle, som er kannibalistisk, og selv har høy  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur. Hork har også forholdsvis høy  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi, og forklarer derfor abborens høye trofiske posisjon i forhold til gjedde. De trofiske posisjonene til abbor, gjedde og gjørs gjenspeiles imidlertid ikke i kvikksølvkonsentrasjonene.

Mye av variasjonen i kvikksølvkonsentrasjonene i de tre artene kan derimot forklares med valg av ulike byttedyr og med forskjeller i individuelle vekstrater (Gjennomsnittlig  $\bar{G}$ -verdi). Gjørs hadde de høyeste vekstratene og abbor de laveste. Gjørsens lave kvikksølvinnhold til tross for høyest trofisk posisjon og konsum av krøkle, er derfor trolig et resultat av biofortynning på grunn av gjørsens høye individuelle vekstrate. På samme måte kan de høye kvikksølvkonsentrasjonene hos abbor skyldes den lave individuelle vekstraten sammenlignet med gjørs. Det kan se ut som gjedde er i en mellomstilling, fordi den vokser bedre enn abbor, men dårligere enn gjørs.

Verdens Helseorganisasjon har satt et generelt tolerabelt ukeinntak av fisk (250 g fiskefilét) på 0,5 mg Hg/kg v.v. Undersøkelsen i Øyeren antydte at ved en konsentrasjon på 0,5 mg Hg/kg for alle tre arter, ville grenseverdiene overskrides for abbor ved 25 cm/200g, gjedde ved 75 cm/2500g og gjørs ved om lag 85 cm/2900g.



## English summary

Mercury concentrations, diet (prey animals), individual growth rates and trophic position (determined by stable isotopes) were studied in perch (*Perca fluviatilis*) northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), and some potential prey fish species in Lake Øyeren during 2010, respectively ruffe (*Gymnocephalus cernuus*), smelt (*Osmerus eperlanus*), bleak (*Alburnus alburnus*), roach (*Rutilus rutilus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*).

A significant positive correlation was found between mercury concentrations and age and size of all three species. The highest mercury concentrations were found in perch (0,04-1,92 mg Hg/kg wet weight), followed by pike (0,17-1,03 mg Hg/kg w.w.) and pikeperch (0,14-0,51 mg Hg/kg w.w.). Two large individuals, one of pike (122cm) and one pikeperch (83cm) from the River Glomma had respectively 2,48 and 0,65 mg Hg/kg w.w.

Based on the stomach contents, perch had mainly consumed ruffe (*Gymnocephalus cernuus*). The pikeperch had consumed much ruffe, but also considerable amounts of smelt (*Osmerus eperlanus*), which indicates a pelagic habitat use for pikeperch in Lake Øyeren. A significant, positive relationship between prey size and predator size was found in pikeperch only in Lake Øyeren, smelt and ruffe had higher mercury concentrations than bleak (*alburnus alburnus*), whitefish (*Coregonus lavaretus*) and roach (*Rutilus rutilus*), and may therefore contribute to the biomagnification of mercury in species that exploit these prey fish.

Significant differences were found in isotope signatures ( $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ ) between the analysed organisms in Lake Øyeren, with pikeperch and asp (*Aspius aspius*) occupying the highest trophic positions. Perch and pike had significant lower trophic position. The high  $\delta^{15}\text{N}$  of pikeperch may be explained by the predation of pikeperch on smelt which which also have a high  $\delta^{15}\text{N}$  due to cannibalism. Ruffe also had relatively high  $\delta^{15}\text{N}$ -signatures, which explains the high trophic position of perch relative to pike. The trophic positions of perch, pike and pikeperch, are however not reflected in the mercury concentrations of the species.

The variation in mercury concentrations in the three species can on the other hand mostly be explained by differences in prey choices and differences in individual growth rates (mean  $\bar{G}$ -values). Pikeperch had the highest growth rates, and perch the lowest. The low mercury concentration in pikeperch in spite of the high trophic position and smelt consumption may be explained by biodilution of mercury due to the high pikeperch growth rate. Similarly, the high mercury concentrations in perch are probably due to a much lower individual growth rate compared to pikeperch. It appears that pike is in an intermediate position in regard to mercury, because pike has a higher growth rate than perch, but lower than the pikeperch.

The World Health Organization has set a limit for tolerable weekly intake of fish (250 g fishfillet) at 0,5 mg Hg/kg (w.w). By using 0,5 mg/kg (w.w.) as a general limit, the study in Lake Øyeren suggests that these values would be exceeded for perch by a length/weight at 25 cm/200g, pike at 75cm/2500kg and pikeperch at about 85cm/2900g.

## 1. Innledning

Kvikksølv (Hg) er et av få metaller som er flyktig ved normale temperaturer og kan ha gassfase (Heron 1987). Kvikksølv forekommer i naturen hovedsakelig som mineralet sinnober ( $\text{HgS}$ ), Elementært kvikksølv ( $\text{Hg}^0$ ), på ioneform ( $\text{Hg}^{2+}$ ) og som organiske kvikksølvforbindelser, spesielt monometylkvikksølv ( $\text{MeHg}$ ),  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  og dimetylkvikksølv,  $\text{CH}_3\text{HgCH}_3$  (Heron 1987). Dimetylkvikksølv er svært lite oppløselig i vann og vil ofte fordampe til atmosfæren, (Ullrich et al. 2001). Kvikksølv kan derfor langtransportes og representere et miljøproblem langt unna kilden (Rannekleiv et al. 2009). Kvikksølv på ioneform ( $\text{Hg}^{2+}$ ) kan bli omdannet (metylert) til metyalkvikksølv (Ullrich et al 2001). Metylering av kvikksølv foregår blant annet ved lav pH (Ekløf et al. 2009), i myrområder eller humusrike oksygenfrie vannmasser (Branfireun et al. 1998) og i oksygenfrie sedimentsjikt (Callister & Winfrey 1986).

I Norge er det de siste to tiår påvist en økning i kvikksølv hos abbor (*Perca fluviatilis*) og ørret (*Salmo trutta*), med de høyeste verdiene funnet i østlige deler av Østlandet (Fjeld & Rognerud 2009a; Fjeld & Rognerud 2009b). Denne økningen har funnet sted til tross for at de atmosfæriske kvikksølvavsetningene har vist en nedadgående trend (Iverfeldt et al. 1995; Wängberg et al. 2010). Kvikksølv i fisk foreligger hovedsakelig i form av monometylkvikksølv (Spry & Wiener 1991; Greipsland 2011), en farlig nervegift som kan føre til blant annet hjerte- og karsykdommer, samt irreversible nevrologiske skader (Grandjean et al. 1997; Clarkson et al. 2003; Geier et al. 2008). Utskillelse av kvikksølv foregår sakte (Laarman et al. 1976), og den oppkonsentreres derfor lett i organismer, deriblant fisk (Harris & Bodaly 1998). Fisk får i seg metyalkvikksølv hovedsakelig gjennom føden (Hall et al. 1997; Harris & Bodaly 1998), noe som kan føre til at metyalkvikksølv oppkonsentreres (biomagnifiserer) i næringskjeden (Cabana & Rasmussen 1994; Rognerud et al. 2002; Rosseland et al. 2007). Fiskespisende fisk vil kunne få en oppkonsentrering av



kvikksølv med faktor 2-3 ved samme alder (Rosseland et al. 2007), og kan derfor oppnå svært høye kvikksølvkonsentrasjoner (Fjeld & Rognerud 2002; Rognerud og Fjeld 2002).

Det er gjennomført en rekke tiltak for å redusere utslipp av kvikksølv til luft og vann både nasjonalt og internasjonalt (Anon 2010). Klima- og forurensingsdirektoratet (KLIF) har revidert sin handlingsplan for kvikksølv og har som målsetting å stoppe bruk og utslipp i Norge innen 2020 (Anon 2010). I Norge er det gjennomført et betydelig antall undersøkelser for å kartlegge kvikksølvforurensninger, blant annet i sedimenter fra 274 innsjøer (Rognerud & Fjeld 2008). I Norge, Sverige og Finland er kvikksølv undersøkt hos 16 fiskearter i over 2700 innsjøer, hvorav mer enn 200 er norske (Munthe et al. 2007). Det foreligger likevel ingen omfattende eller oppdaterte kvikksølvundersøkelser av fisk i Øyeren, som er Norges mest artsrike fiskevann (Huitfeldt-Kaas 1918). De tidligere kvikksølvundersøkelsene (Øyerens hovedbasseng) omfatter totalt 54 abbor, 40 gjedder, samt et mindre antall gjørs (*Stizostedion lucioperca*), sik (*Coregonus lavaretus*), mort (*Rutilus rutilus*), brasme (*Abramis brama*), flire (*Blicca bjoerkna*) og lake (*Lota lota*) (Underdal 1971; Underdal 1978; Frøslie 1987; Vøllestad 1987; Nordheim et al. 1990).

I de tidligere undersøkelsene av abbor fra Øyeren ble det påvist kvikksølvkonsentrasjoner på opptil 1,41 mg Hg/kg, og opptil 1,97 mg Hg/kg i Nitelva (Underdal 1971). Det ble også registrert høye Hg-verdier (opptil 1,96 mg Hg/kg) i gjedde fra Øyerens hovedbasseng og opptil 2,69 mg Hg/kg i nærliggende sideelver (Underdal 1971; Underdal 1978; Vøllestad 1987; Nordheim et al. 1990). Til sammenligning ble det i samme tidsrom rapportert om kvikksølvverdier på opptil hele 6,22 mg Hg/kg i gjedde og 1,97 mg Hg/kg i abbor fra Vansjø (Underdal 1971), samt opptil 5,0 mg Hg/kg i abbor fra Mjøsa (Fjeld et al. 1999). Det har ikke vært mulig å oppdrive kvikksølvanalyser av gjørs fra Øyeren, med unntak av ett individ fra 1987 (størrelse ukjent) som inneholdt 0,57 mg Hg/kg (Frøslie 1987). Så vidt undertegnede kjenner til eksisterer det kun analyser av ytterligere tre gjørs fra Glommavassdraget i 1970. Disse tre individene (200-900 gram) var fra Isesjø og Øra ved Fredrikstad og inneholdt 0,33-1,27 mg Hg/kg (Underdal 1971). Høye kvikksølvkonsentrasjoner ble også påvist i 1970 hos gjørs i Vansjø (0,53-1,38 mg Hg/kg), relativt til fiskenes beskjedne størrelser (400-1500 g)(Underdal 1971). Det er fortsatt betydelige mengder kvikksølv i abbor, gjedde og gjørs fra Vansjø (Lien & Brabrand 2004), og siden Øyeren og Vansjø har en forholdsvis lik fiskefauna og delvis er lokalisert i samme

fylke. Det er derfor ikke usannsynlig å forvente høye kvikksølvkonsentrasjoner hos rovfisk fra Øyeren i 2010.

Kvikksølvkonsentrasjoner i fisk kan betinges av fiskens alder, størrelse (Rognerud & Fjeld 2002) og vekst (Götberg 1983; Sharma et al. 2008; Jenssen et al. 2010), men også av fiskens diett (Rognerud et al. 2002; Lien & Brabrand 2004). Tidligere vekstberegninger hos abbor, gjedde og gjørs i Øyeren er beskrevet av blant annet Grande (1972), Vøllestad (1987), Øxnevad (1995) og Brabrand (2002). I Øyeren påviste Brabrand (2002) en markant vekstøkning hos abbor, en reduksjon i vekst hos gjedde, mens ingen vekstendring ble funnet hos gjørs.

Det foreligger sparsomt med diettundersøkelser hos abbor, gjedde og gjørs i Øyeren, og de kvikksølvundersøkelsene som foreligger inkluderer i liten grad analyse av fiskenes diett og vekst. Analyse av stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ) kan fortelle noe om fiskers trofiske posisjonering og hvilke karbonkilder den benytter som føde (Hecky & Hesslein 1995; Vander Zanden & Rasmussen 2001). I tillegg er isotopanalyser et nyttig hjelpemiddel i studier av bioakkumulering og biomagnifisering av miljøgifter (eksempelvis kvikksølv) i akvatiske systemer (Cabana & Rasmussen 1994; Power et al. 2002; Rognerud et al. 2002), og er hittil ikke utført i Øyeren.

Siden konsum av kvikksølvholdig fisk representerer en helserisiko, har blant annet verdens helseorganisasjon (WHO) utarbeidet kostholdsrad (tolerabelt ukentlig inntak – TWI) på 1,6  $\mu\text{g}$  Hg/kg kroppsvekt (JECFA 2006). En person på 75 kg bør med andre ord ikke konsumere mer enn på 250 gram fisk per uke dersom fisken inneholder 0,5 mg Hg/kg (JECFA 2006). Fostre og spedbarn er spesielt sårbare for metylkvikksølv (Grandjean et al. 1997). Gravide og ammende kvinner frarådes derfor generelt å spise fisk som kan inneholde høye kvikksølvkonsentrasjoner (Rognerud et al. 1996; Anon 2005). Den Europeiske Union (EU) har også satt en generell omsetningsgrenseverdi for kvikksølv i fisk på 0,5 mg Hg/kg, samt 1 mg Hg/kg for gjedde (*Esox lucius*) og enkelte andre rovfisker (EU 2006), som også er gjeldende i Norge.

På bakgrunn av dette er hovedmålet å undersøke sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon i gjedde, gjørs og abbor og de biologiske parameterne alder, størrelse, vekst og byttedyrvalg for disse fiskeartene. Den trofiske posisjonen til de tre

fiskeartene og andre organismegrupper i næringskjeden, analysert med stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ ) vil gi ytterligere informasjon om grunnlaget for bioakkumulering og biomagnifisering av kvikksølv. På bakgrunn av de gjeldende restriksjonene som er satt for omsetning og konsum av kvikksølvholdig fisk, vil det være særlig viktig å få klarlagt kvikksølvinnholdet i fiskeetende arter i Øyeren som samtidig er viktige matfisk.

## **2. Områdebeskrivelse og fiskesamfunnet i Øyeren**

Øyeren (WGS 84; 32V 624751 6630088) er en 33 km lang vindeksponert fjordsjø som strekker seg inn i Østfold og Akershus. Nordre Øyeren danner Nord-Europas største innlandsdelta. Littoralsonen består i hovedsak av kupert fjell, men har også innslag av slakere områder bestående av mudder- og steinstrender med og uten vegetasjon. En stor del av den nordlige halvdelen av Øyeren hovedbasseng består av et 1-5 meter dypt gruntvannsområde, som har utbredt vegetasjonsdekke om sommeren. De grunne områdene og elvene i nordlige Øyeren representerer viktige gyte- og oppvekstarealer for enkelte fiskearter (Hansen 1978). Midtveis i Øyeren er en marbakke, der deltaet brått blir dypere og innsjøens sørlige halvdel danner et dypt trau. Dypvannsbassenget ansees som viktig overvintringsområde for fisk som om sommeren oppholder seg på grunne områder i nord (Hansen 1978), og består hovedsaklig av leire- og steinbunn. Fiskesamfunnet er generelt dominert av karpefisk, gjedde, gjørs, abbor og hork, stedvis også lake og steinulke (Brabrand 2002). De pelagiske og profundale områdene er dominert av krøkle, sik, hork og lake (Brabrand 1993). Det har vært registrert 25 arter i Øyeren (tabell 1), men det knyttes usikkerhet til hvorvidt alle disse eksisterer i dag (Brabrand 2002).

**Tabell 1** – Registrerte fiskearter i Øyeren fordelt etter familie, art og latinsk navn.

| Familie           | Art                 | Latinsk navn                   |
|-------------------|---------------------|--------------------------------|
| Abborfamilien     | Abbor               | <i>Perca fluviatilis</i>       |
|                   | Hork                | <i>Gymnocephalus cernuus</i>   |
|                   | Gjørs               | <i>Stizostedion lucioperca</i> |
| Gjeddefamilien    | Gjedde              | <i>Esox lucius</i>             |
| Torskefamilien    | Lake                | <i>Lota lota</i>               |
| Laksefamilien     | Ørret               | <i>Salmo trutta</i>            |
|                   | Lagesild*           | <i>Coregonus albula</i>        |
|                   | Sik                 | <i>Coregonus lavaretus</i>     |
|                   | Harr                | <i>Thymallus thymallus</i>     |
| Loddefamilien     | Krøkle              | <i>Osmerus eperlanus</i>       |
| Karpefamilien     | Asp                 | <i>Aspius aspius</i>           |
|                   | Mort                | <i>Rutilus rutilus</i>         |
|                   | Vederbuk            | <i>Leuciscus idus</i>          |
|                   | Gullbust            | <i>Leuciscus leuciscus</i>     |
|                   | Stam                | <i>Leuciscus cephalus</i>      |
|                   | Laue                | <i>Alburnus alburnus</i>       |
|                   | Flire               | <i>Blicca bjoerkna</i>         |
|                   | Ørekyt*             | <i>Phoxinus phoxinus</i>       |
|                   | Karuss*             | <i>Carassius carassius</i>     |
|                   | Brasme              | <i>Abramis brama</i>           |
| Ålefamilien       | Ål*                 | <i>Anguilla anguilla</i>       |
| Stingsildfamilien | 3-pigget stingsild* | <i>Gasterosteus aculeatus</i>  |
|                   | 9-pigget-stingsild* | <i>Pungitius pungitius</i>     |
| Ulkefamilien      | Steinsmett          | <i>Cottus poecilopus</i>       |
| Niøefamilien      | Niøye               | <i>Lampetra sp.</i>            |

\* Forekomst usikker

Gjørs ble listet som ”Sterkt truet” på den Norske Rødlista i 2006 grunnet liten geografisk utbredelse (D2 kriteriet) og ”pågående bestandsreduksjon, B1-kriteriet” (Kålås et al. 2006). I 2008 ble satt nye kriterier for D2-kriteriet, samtidig som man ble klar over at utbredelsen var større og bestandene var i bedre befatning enn tidligere antatt. Gjørs ble derfor fjernet fra rødlista i 2010 (Kålås et al. 2010). Asp stod listet som ”Sårbar” i 2006 hovedsakelig på grunn av liten geografisk utbredelse i Norge (D2), men ble også fjernet fra Rødlista i 2010. I Øyeren er det imidlertid ikke påvist rekrutteringsbegrensning hos abbor, gjedde og gjørs (Brabrand 2002).

## 2.1. Vassdragsregulering og vannkvaliteten i Øyeren

Øyeren fungerer som et regulert kortidsmagasin for kraftverkene i nedre Glomma. Mørkfoss Dam, ved utløpet av Øyeren ble ferdigstilt i 1862 (Brabrand 2002) men ble seinere erstattet av kraftverket i Solbergfoss som stod ferdig i 1924. I ettertid er elveløpet ned mot kraftverket flere ganger blitt sprengt dypere for å stabilisere vannstandsendringer og flomsituasjoner (Ole Normann Kristiansen pers. medd.). Øyeren er regulert 2,4 meter (tabell 2) og har fått et mer stabilt vannregime som følge av reguleringen (Böhler et al. 2004). Vintervannføringa har blitt høyere og flommene har blitt mindre. Vannstandspendlinger kan til tider medføre økt partikkeltransport til innsjøen fra hovedsakelig grunne områder ved lav vannstand (Martinsen 2002). Øyerens optiske forhold er derfor betinget av vannstandsfluktasjoner og tilførslene fra innløpselvene.

*Tabell 2 - Fysiske data for Øyeren (Etter <sup>1</sup>Holtan 1962; <sup>2</sup>Rørslett 2002; <sup>3</sup>Böhler et al. 2004).*

|                                               |                               |
|-----------------------------------------------|-------------------------------|
| <b>Areal<sup>2</sup></b>                      | 86,7 km <sup>2</sup>          |
| <b>Vannvolum<sup>2</sup></b>                  | 1 380 mill. m <sup>3</sup>    |
| <b>Nedbørsfelt (v/ Mørkfoss)<sup>1</sup></b>  | 39 964 km <sup>2</sup>        |
| <b>Høyde over havet<sup>2</sup></b>           | 101 m                         |
| <b>Reguleringshøyder<sup>2</sup></b>          |                               |
| <b>HRV</b>                                    | 4,8 m (NGO kote:101,3)        |
| <b>LRV</b>                                    | 2,4 m (NGO kote: 98,9)        |
| <b>Gjennomsnittsdyp<sup>2</sup></b>           | 16 m                          |
|                                               | (18,5 m uten Svetlet/Deltaet) |
| <b>Største dyp<sup>2</sup></b>                | 75,5 m                        |
| <b>Teoretisk oppholdstid<sup>2</sup></b>      | ca. 20 døgn                   |
| <b>Regulert magasinivolum<sup>3</sup></b>     | 157 mill. m <sup>3</sup>      |
| <b>Midlere årsavløp 1902-2001<sup>3</sup></b> | 685 m <sup>3</sup> /s         |

Vanntilførslene kommer hovedsakelig fra tre elver i nord; Leira, Nitelva og Glomma. Disse elvene har ulikt avrenningsmønster, temperaturforhold og vannkvalitet. Leira karakteriseres som turbid og relativt varm, Nitelva noe mindre turbid og relativt varm, mens Glomma karakteriseres som kald og klar (Brabrand 2002). Selv om Leira og Nitelva vil gi betydelige bidrag anses Glomma som kvantitativt viktigst for vannkvaliteten i Øyeren (Martinsen 2002).

Ifølge innsjø morfometriske og vannkjemiske data (Rørslett 2002; Høgåsen 2010) må Øyeren klassifiseres som en stor, moderat kalkrik og humøs lavlandssjø, L-N8 (Iversen

2009). Øyeren regnes som middels næringsrik (mesotrof) og ligger under marin grense (Rørslett 2002). PH-målinger i perioden 1980-1988 varierte mellom 6,2-7,6 (Høgåsen 2011, vedlegg 1). For Øyeren generelt som vannforekomst har det skjedd en betydelig bedring i vannkvalitet i årene 1980-2000 (Martinsen 2002). Det ble påvist en signifikant nedgang i (NB! sommermiddelverdier) suspendert stoff, totalfosfor og alger, mens total nitrogen vært stabilt høyt (Martinsen 2002). Botaniske undersøkelser påviste imidlertid stedvis lokalt økende forurensninger og økt eutrofiering, i eksempelvis Svellet (Martinsen 2002). Ved årtusenskiftet ble Øyeren generelt klassifert som generelt ”mindre god” etter SFT’s klassifiseringssystem for ferskvann 97:04 (Andersen et al. 1997). De siste fem år ser det ut til at det har vært en økning i total nitrogen, mens total fosfor, klorofyll A og suspendert tørrstoff har vært forholdsvis stabile, med en liten nedgang (Martinsen 2002).

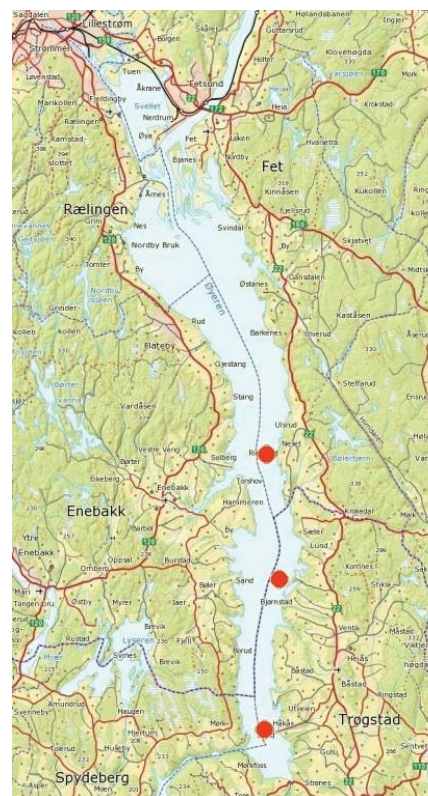
### 3. Metode

#### 3.1. Garnlokaliteter

Det ble fisket hovedsakelig på tre lokaliteter (figur 1) henholdsvis Ringstadnebben, her kalt ”brekket” (WGS 84 32V N624781, E6630222), Bjørnstad, (626372,6623334) og Sandstangen (626290,6616645). Brekket var den nordligste lokaliteten og omfatter områdene rundt marbakken og overgangen mellom gruntvannsområdet i nord og dypvannsbassenget i sør. Ved Bjørnstad er det stort sett brådypt langs land med unntak av noen forholdsvis store og grunne vikar. Lenger sør mot Sandstangen blir Øyeren igjen grunnere og preges av mudderbunn og grunnfjell ved Glommas utløp ved Mørkfoss.

#### 3.2. Innhentning av data

Det ble fisket med settegarn (1,5 x 25m), flytegarn (4/6 x 25 m) og laksegarn (3 x 15-30m) fordelt på maskeviddene 10.5, 13.5, 16.5, 22.5, 26, 29.5, 35, 39,



**Figur 1** - Garnfiskelokalitetene i Øyeren (”Brekket”, nordligst, Bjørnstad og Sandstangen, sørligst). Kilde: Statens kartverk

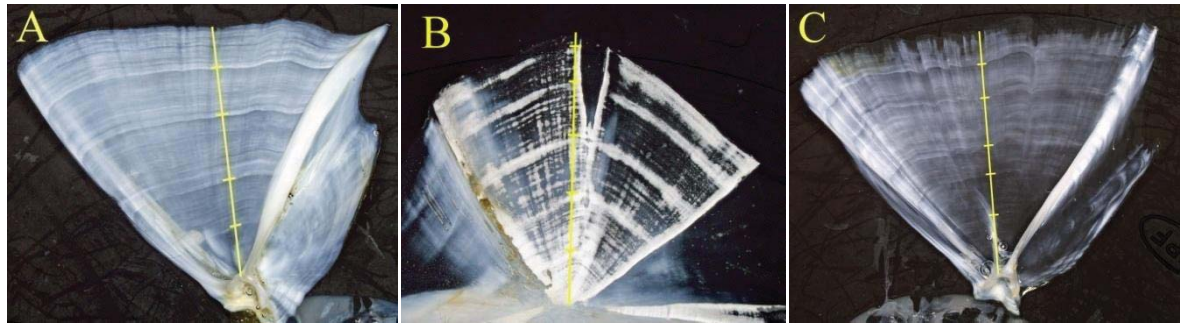


45, 52, 58 og 62 mm. Disse ble brukt på de tre ulike lokalitetene i fire perioder (juni, juli, august, september). Flytegarna ble satt pelagisk, mens lakse- og settegarna ble satt både grunt og profundt (ned til 35 m). Når det ble fanget tilstrekkelig fisker av en størrelsesklasse ble de respektive maskeviddene ekskludert. Garnene ble satt ut på dag- eller kveldstid og trukket morgenen etter. Total garninnsats var 80 garndøgn. Grunnet svært lav fangbarhet på gjedde (Borgstrøm 1987) ble det supplert med fisker tatt på sportsfiskeredskap (halvparten). Det ble også inkludert en gjedde (14,3 kg) og en gjørs (7,55 kg) fra Glomma (nedstrøms Øyeren) for å inkludere store individer i undersøkelsen. Alle fisker ble veid (Sartorius 1219 MP digital 600g +/- 0,01g, Soenhle digital 5kg +/- 1g, Salter Brecknell Super Samson 10kg +/- 10g) og lengdemålt (standardlengde) til nærmeste millimeter og kjønns- og stadiebestemt ved å se på gonadeutvikling (Sømme 1941). Magesekkens fylningsgrad ble også notert. Aldersbestemmelse ble utført med gjellelokk, *operculum* (Le Cren 1947), samt otolitter som støttestruktur hos abbor og gjørs, mens vingebein (*metapterygoid*) ble brukt hos gjedde (Sharma & Borgstrøm 2007) med gjellelokk som støtte (Frost & Kipling 1959). Beinstrukturene (unntak otolitter) ble kokt i noen sekunder, rensset og tørket før avlesning. Otolittene ble delt i to gjennom sentrum og brent før avlesning (Christensen 1964). Tilbakeberegning av vekst ble utført ved bruk av gjellelokk (abbor og gjørs) og vingebein (gjedde). Veksten ble beregnet med ikke-lineære regresjonsmodeller (tabell 3) for fiskelengde og strukturlengde for å unngå Lee's fenomen (Frost & Kipling 1967). Lea-Dahl's metode (Lea 1919; Dahl 1910) ble likevel brukt for å kunne sammenligne vekst fra tidligere undersøkelser. Grunnet begrenset datamateriale ble det ikke laget kjønnsdifferensierte modeller. Vekstberegningene med de ikke-lineære formlene ga noe høyere vekstestimer enn bruk av Lea-Dahls metode.

**Tabell 3** – Ikke-lineære regresjonsmodeller for ulike beinstrukturer (i mm) og fiskelengder (i cm) som ble brukt til tilbakeberegning av vekst hos abbor, gjedde og gjørs fra Øyeren 2010. Disse er fordelt på art, antall fisk (N), minste fiskelengde i cm ( $Min_L$ ), største fiskelengde i cm ( $Max_L$ ), regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) og p-verdi.

| Art    | Struktur   | N  | $Min_L$ | $Max_L$ | Regresjon                      | $R^2$ | F       | P     |
|--------|------------|----|---------|---------|--------------------------------|-------|---------|-------|
| Abbor  | Gjellelokk | 29 | 11,4    | 42      | $-0,022x^2 + 2,211x - 0,975$   | 0,983 | 751,24  | 0,000 |
| Gjedde | Vingebein  | 22 | 41,7    | 122     | $-0,066x^2 + 6,004x - 0,138$   | 0,985 | 662,71  | 0,000 |
| Gjørs  | Gjellelokk | 42 | 14,5    | 82,7    | $-0,0175x^2 + 2,542x - 0,0489$ | 0,981 | 1051,71 | 0,000 |

Den totale lengden til gjellelokk og vingebein ble målt med skyvelære til nærmeste halve millimeter. Otolittlengde ble målt under lupe (Leica MS 5) ved størst mulig forstørrelse (6,3-40 x). Hver beinstruktur ble tatt bilde av med makroutstyr mens strukturene lå i 1,2 propandiol og vintersonen radius målt (figur 2) med programmet Media Cybernetics Image Pro Express 6.3.



**Figur 2** – A) Gjellelokk fra 4 vinter gammel abbor, B) vingebein fra 5 vinter gammel gjedde og C) gjellelokk fra 5 vinter gammel gjørs. Alle artene er fanget i Øyeren september 2010. Foto: Kristian Moseby

Artenes tilbakeregnete vektøkning ble funnet ved å benytte LnL-LnV-forholdet (Ricker 1975, tabell 4) da artenes direkte lengde-vektforhold ikke var like nøyaktig.

**Tabell 4** – LnV-LnL forhold fordelt på art, antall individer (N), lengdeintervall (cm) og vektintervall (g) hos abbor, gjedde og gjørs i Øyeren. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ), F- og P-verdi er angitt.

| Art                   | N  | Formel                           | Interval L | Interval V | $R^2$ | F    | P     |
|-----------------------|----|----------------------------------|------------|------------|-------|------|-------|
| Abbor <sup>2</sup>    | 36 | $LnV = 3,17 \times LnL - 5,067$  | 11,4-42    | 4-880      | 0,993 | 4852 | 0,000 |
| Gjedde <sup>1,2</sup> | 28 | $LnV = 3,041 \times LnL - 5,284$ | 20-122     | 43-14300   | 0,992 | 3615 | 0,000 |
| Gjørs <sup>1</sup>    | 46 | $LnV = 3,344 \times LnL - 6,101$ | 14,5-82,7  | 16-7550    | 0,994 | 6765 | 0,000 |

<sup>1</sup>Inkluderer ett individ fra Øxnevad 1995. <sup>2</sup>Inkluderer individer fra Brabrand 2002.

Fiskenes gjennomsnittlige vektøkning,  $\bar{G}$ , (Ricker 1975) ble benyttet fremfor lengdeøkning for å ta hensyn til individer som stagnerer i lengdevekst, men øker i vekt. Det ble benyttet en modifisert formel ( $\bar{G}_{mod}$ ) som kan brukes dersom ikke alle fisker er tilbakeberegnet til lengde ved første leveår. G-verdi (for LnV) ble funnet ved følgende formler:

$$G_t = LnV_t - LnV_{t-1}$$

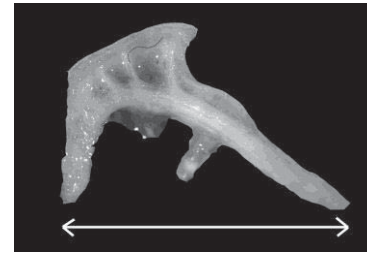
$$\bar{G} = \frac{G_1 + G_2 + \dots G_n}{(n)}$$

Der  $G_1$  er differansen fra fiskens LnV første år og fiskens vekt ved klekking (satt = 0).

$$\bar{G}_{mod} = \frac{G_3 + G_4 + \dots G_n}{(n-2)}$$

Fiskenes mageinnhold ble fiksert på sprit for videre analyser. Mageinnholdets volum og byttedyrenes kvantitative forekomst hos artene ble bestemt (Hyslop 1980). Ufordøyde byttedyr og fisk ble bestemt til art eller gruppe ved å se på eksempelvis morfologiske trekk, beinstrukturer som svelgbein og gjellelokk, otolittform, kjever eller finnestråler.

Det ble laget regresjonsmodeller for svelgbeinlengde (laue og mort) og total otolittlengde (abbor, gjørs, hork, krøkle) mot fiskelengde. Disse ble brukt til å predikere byttefiskenes lengde (tabell 5). Svelgbeinene ble målt fra ytterkant til ytterkant (figur 3). Bunndyr ble samlet inn med silhåv, mens fjærmygg ble innsamlet med Ekman grabb. Det ble brukt planktonhåv (20 + 100 µm) for å samle inn zoo- og fytoplankton, og i tillegg ble påvekstalter skrapet av vannplanter med steril skalpell.



**Figur 3** - Måling av total lengde av svelgbein fra laue. Foto: Pål Sindre

**Tabell 5** - Regresjonsmodeller for ulike beinstrukturer (mm) og fiskelengder (mm) fordelt på ulike arter, beinstrukturer, antall fisk ( $N$ ), minste fiskelengde i mm ( $L_{min}$ ), største fiskelengde i mm ( $L_{max}$ ), regresjonskoeffisient ( $R^2$ ),  $F$  og  $p$ -verdi.

| Art     | Struktur  | N  | $L_{min}$ | $L_{max}$ | Regresjon                   | $R^2$ | F      | P-verdi |
|---------|-----------|----|-----------|-----------|-----------------------------|-------|--------|---------|
| Abbor   | Otolitt   | 37 | 114       | 420       | $35,16x - 27,95$            | 0,932 | 480,33 | 0,000   |
| Gjørs   | Otolitt   | 43 | 145       | 827       | $0,744x^2 + 34,45x + 1,836$ | 0,912 | 209,49 | 0,000   |
| Hork    | Otolitt   | 19 | 15        | 134       | $20,08x - 2,145$            | 0,974 | 643,03 | 0,000   |
| Krøkle* | Otolitt   | 17 | 71        | 223       | $2,715x^2 + 24,91x - 9,134$ | 0,929 | 91,92  | 0,000   |
| Laue    | Svelgbein | 9  | 120       | 175       | $24,81x - 34,46$            | 0,911 | 72,08  | 0,000   |
| Mort    | Svelgbein | 9  | 87        | 235       | $13,34x + 17,15$            | 0,941 | 112,39 | 0,000   |

\*Inkluderer 6 små krøkleindivider fra Storsjøen i Odalen.

### 3.3. Kvikksølv- og stabile isotoper

Det er i dag mest utbredt å utføre totalkvikksølvanalyser (THg) ved analyse av fisk. For hver fiskeart ble det derfor plukket ut 20 individer av ulik størrelse og alder for analyse av THg. Kvikksølvdata i denne oppgaven er målinger av totalkvikksølv og er angitt i våtvekt. Det er imidlertid metylkvikksølv (MeHg) som har evne til å biomagnifisere oppover i næringskjeden (Spry & Wiener 1991; Kidd et al. 1995; Rosseland et al. 2007). MeHg er av den grunn mest interessant med tanke på miljøeffekter. Andelen metylkvikksølv av totalkvikksølv er som regel mer enn 95 % i ferskvannsfisk (Ranneklev et al. 2009). Ved UMB er det utviklet en metode for å analysere konsentrasjonen av metylkvikksølv i fisk direkte (Glomstad 2010). Ved denne metoden ble det også utført MeHg-analyser av henholdsvis gjedder, gjørs, asp og mort for å verifisere metylkvikksølvandelen i fisken (Greipsland 2011). Gjennomsnittlig ( $n=36$ ) var 94,8 % av THg i fiskene til stede som MeHg (Greipsland 2011).

Et tilstrekkelig stort stykke beinfritt fiskevev fra fiskenes venstre dorsale side ble skåret ut, pakket inn i ren aluminiumsfolie og zip-loc plastikkposer for å hindre væsketap (jmf. Rosseland et al. 2001). Disse ble holdt kjølig i felt med kjøleelementer eller is inntil de ble fryst ned ( $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) fortløpende etter garntrekk. Fisk som det ikke var tid til å skjære ut i felt ble frosset og vevsprøvene tatt ut på laboratoriet ved UMB. Det ble plukket ut 20 gjedder, 22 abbor og 20 gjørs for kvikksølv og isotopanalyser. Kvikksølvanalysene og isotopanalysene ble utført ved henholdsvis seksjon for Miljøkjemi og Isotoplaboratoriet ved Institutt for plante- og miljøvitenskap (UMB). Før kvikksølvanalyse ble det laget lineære kalibreringskurver av fire Hg standarder. Kurvene ble sjekket for hver femte analyse. Metodens nøyaktighet ble kontrollert mot standarden DORM-2 (Pigghå - *Squalus acanthias*) og DORM-3 (fiskeprotein), som er sertifiserte referansematerialer ved National Research Council i Canada. Analysene var innenfor standardavvikene til standardene.

Vevsprøvene til kvikksølvanalysene ble veid inn (våtvekt), oppluttet med Milestone UltraClave og analysert ved kalddamp-atomabsorpsjonsspektrometri (CV-AAS) med Perkin Elmer FIMS-400 Flow Injection Mercury System. Ved Tot-Hg analyse ble det brukt salpetersyre for å opplutte vevsprøven. Derved vil  $\text{Hg}^{2+}$  bli redusert til elementært kvikksølv ( $\text{Hg}^0$ ) som blir blåst ut av løsningen med argongass. Gass og væske blir deretter separert og gassen ført videre i et rør hvor kvikksølvkonsentrasjonen avleses

spektrofotometrisk ved 253,7 nm (Lohne 2009). Ved Me-Hg analyse blir kvikksølv ekstrahert fra fiskevevet med Hydrogenbromid (HBr), separert fra  $\text{Hg}^0$  med Toluen og tilbakeekstrahert med L-Cystein. Prøven ble oppsluttet med UltraClave for å oksidere MeHg til  $\text{Hg}^{2+}$ . Deretter ble tinnklorid ( $\text{SnCl}_2$ ) tilsatt,  $\text{Hg}^{2+}$  reduseres til  $\text{Hg}^0$  slik at prøven kan analyseres med CV-AAS på samme måte som for Tot-Hg (Glomstad 2010).

De samme individene som inngikk i kvikksølvanalysene ble også analysert for stabile nitrogen- ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) og karbonisotoper ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ). Forskjellen mellom disse uttrykkes som  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ . Forholdet mellom disse isotopene kan uttrykkes som den prosentvise økningen av henholdsvis  $^{15}\text{N}$  og  $^{13}\text{C}$  sammenlignet med en standard.  $R_{\text{standard}}$  for nitrogen refererer til nitrogen i luft mens VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite) for karbon. Det ble også brukt eksterne IAEA standarder (IAEA- $\text{N}_1$ , IAEA- $\text{N}_2$ , IAEA- $\text{CH}_6$ ), samt husstandard (norsk brunørret – *Salmo trutta*). Alle standarder ble målt i starten av hver analyserunde. I tillegg ble husstandard målt for hver tiende analyse. Standardfeilen for gjennomsnittet av husstandard var 0,36 ‰ for  $\delta^{15}\text{N}$  og 0,77 ‰ for  $\delta^{13}\text{C}$ .

$$\delta^{15}\text{N}/\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}})-1] \cdot 1000$$

Det er allment akseptert at det relative  $^{15}\text{N}$ -innholdet i organismer, målt som  $\delta^{15}\text{N}$ , øker med typisk med 3,5 ‰ ( $\Delta\delta^{15}\text{N}$ ) for hvert trofisk nivå (Vander Zanden & Rasmussen 2001).  $\delta^{15}\text{N}$  kan derfor brukes til å si noe om hvilket trofiske nivå en akvatisk organisme befinner seg på (Fjeld & Rognerud 2002; Vander Zanden & Rasmussen 2001).  $\delta^{13}\text{C}$  varierer lite ved økning i trofisk nivå, 0-1 ‰ ( $\Delta\delta^{13}\text{C}$ ), men kan si noe om hvilken karbonkilde føden til en organisme stammer fra (Hecky & Hesslein 1995; Vander Zanden & Rasmussen 2001). Mageanalyser hos fisk kun gir et begrenset øyeblikksbilde av fiskens næringsvalg og plassering i næringskjeden, mens analyse av stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ ) vil gi et tidsintegret bilde av diett og trofisk nivå (Power et al. 2002).

Omtrent 0,5 g beinfritt fiskevev ble homogenisert med stavmikser i ca 0,5 dl destillert vann, fryst (-18 °C) og deretter frysetørket. Det ble veid inn 0,8-1,2 mg homogent fiskevev (Mettler Toledo MX5 Automated-S Microbalance  $\pm 1\mu\text{g}$ ) som ble overført til en tinnkapsel (jmf. Anon 2006). Stabile isotoper ble analysert ved forbrenningsetoden med Finnigan Flash Elemental Analyzer - EA og Finnigan Delta<sup>Plus</sup> XP Continuous-flow stable isotope ratio mass spectrometer- CF-IRMS (Anon 2006).

Det ble også analysert  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  av bunndyr (Fjærmygg-*Chironomidae*), 1 øyestikkerlarve (*Aeschna ssp.*), zoo- og fytoplankton, samt to vannplanter (Kjempestøtgras-*Glyceria maxima* og Hornblad-*Ceratophyllum demersum*). Bunndyr, øyestikkeren og plankton ble frysetørket og det mest homogene materialet ble veid ut. Før frysetørring ble fytoplanktonet filtrert flere ganger med filterduk (10  $\mu\text{m}$ ) for å sile vekk mest mulig zooplankton. Zooplankton ble også filtrert med filterduk (100  $\mu\text{m}$ ) for å redusere mengde fytoplankton i prøven. Zooplanktonanalysene ble imidlertid ikke vellykket trolig på grunn av metodiske problemer eller forurensing, og er derfor ekskludert fra materialet. Plantene ble tørket ett døgn i tørkeskap (60 °C) og homogenisert med agatmørt.

Det ble også tatt leverprøver av all fisk for å kunne analysere organiske miljøgifter ved en seinere anledning.

### **3.4. Statistiske analyser**

Statistiske analyser ble utført med Minitab 15.1 og Microsoft Excel 2007. Det ble utført transformasjoner (Ln, Log) for å normalisere enkelte data. For å determinere biomagnifiseringsraten oppover i fiskesamfunnet ble det brukt logaritmisk transformasjon av THg-konsentrasjoner (log THg) mot  $\delta^{15}\text{N}$  verdier for alle fisker. Stigningen til regresjonslinjen (THg mot  $\delta^{15}\text{N}$ ) er et mål på den kvantitative biomagnifikasjonsraten (Kidd et al. 1995). Ellers ble det også brukt lineær modell (GLM), variansanalyse, 2-sample t-test, korrelasjon, scatterplott, fitted line plot, regresjon, samt best subsets og multipl regressjon (for å se hvilke variabler som forklarer Hg-konsentrasjonen best). For å validere regresjonene til prediksjon av kvikksølvkonsentrasjon ble blant annet p-verdi, F-verdi,  $R^2$ , PRESS (Prediction Sum of Squares) og  $R^2_{\text{pred}}$  (prediksjons  $R^2$ -verdi) benyttet som valideringsfaktorer (Mendelhall & Sincich 2003).

## **4. Resultat**

### **4.1. Størrelse- og aldersfordeling av abbor, gjedde og gjørs**

Det ble fanget abbor, gjedde og gjørs i et stort spenn av lengde- og vektklasser (tabell 6). Den største gjedda og største gjørsen er imidlertid fanget i Glomma nedstrøms Øyeren, og er tatt med for å inkludere ekstra store individer. Hanner utgjorde en liten andel av abborfangsten (15 %), mens det var større andel hanner hos gjedde (50 %) og gjørs (73 %). Det var hunnene som ble klart størst og eldst hos alle tre arter (figur 4-6). I fangstene av

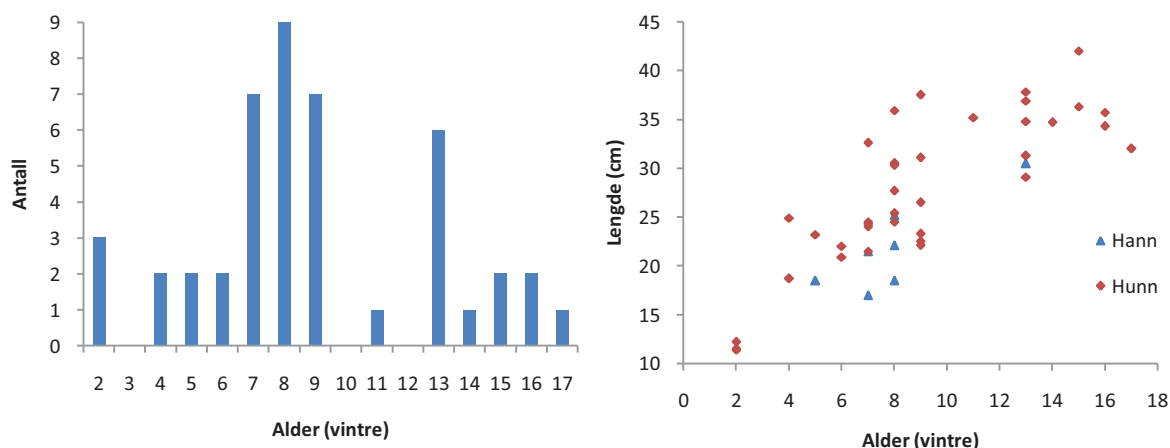


abbor var hovedmengden av de største individene ( $> 25$  cm) hunner, mens kjønns- og størrelsesfordelingen blant gjørs og gjedde var mer blandet. Gjeddene som var  $> 90$  cm og gjørs  $> 50$  cm var hunner.

**Tabell 6** – Fangst av abbor, gjedde og gjørs i Øyeren juni-september 2010, fordelt på antall (N), lengde og vekt. Gjennomsnittsverdier ( $\bar{x}$ ) og standardavvik (SD) er angitt.

| Art    | N  | Lengde (cm) |           |      | Vekt (g)   |           |      |
|--------|----|-------------|-----------|------|------------|-----------|------|
|        |    | Intervall   | $\bar{x}$ | SD   | Intervall  | $\bar{x}$ | SD   |
| Abbor  | 45 | 11,5-42     | 27,0      | 7,5  | 14-880     | 274       | 212  |
| Gjedde | 22 | 41,7-122    | 67,9      | 18,8 | 440-14 300 | 2531      | 3112 |
| Gjørs  | 45 | 14,5-82,7   | 41,2      | 12,9 | 16-7550    | 821       | 1153 |

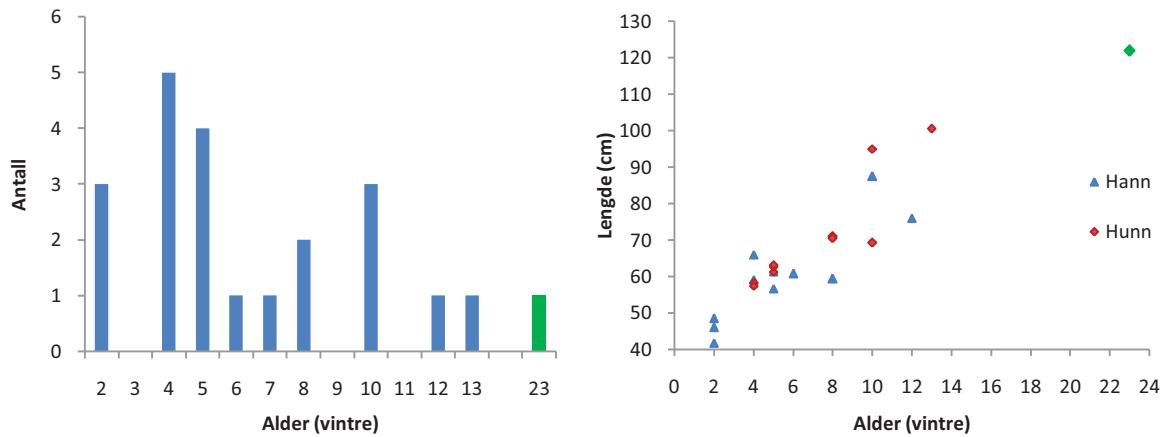
Det inngikk mange ulike årsklasser av abbor i fangstene (figur 4). Disse var 2-17 vinter gamle, der gamle individer utgjorde en vesentlig del (gjennomsnittsalder 9 vintre). Det var imidlertid 7-9 vinter gammel abbor (årsklasser 2001-2003) som dominerte i fangstene. 13 vinter gamle individer (årklasse 1997) var også godt representert, mens årsklassene 2007, 2000 og 1998 ikke inngikk i fangstene. Abbor større enn 31 cm og eldre enn 13 vintre var hunner.



**Figur 4** – Aldersfordeling (venstre) og lengde-aldersfordeling fordelt på kjønn (høyre) hos abbor i Øyeren 2010. Hanner = 7, hunner = 38.

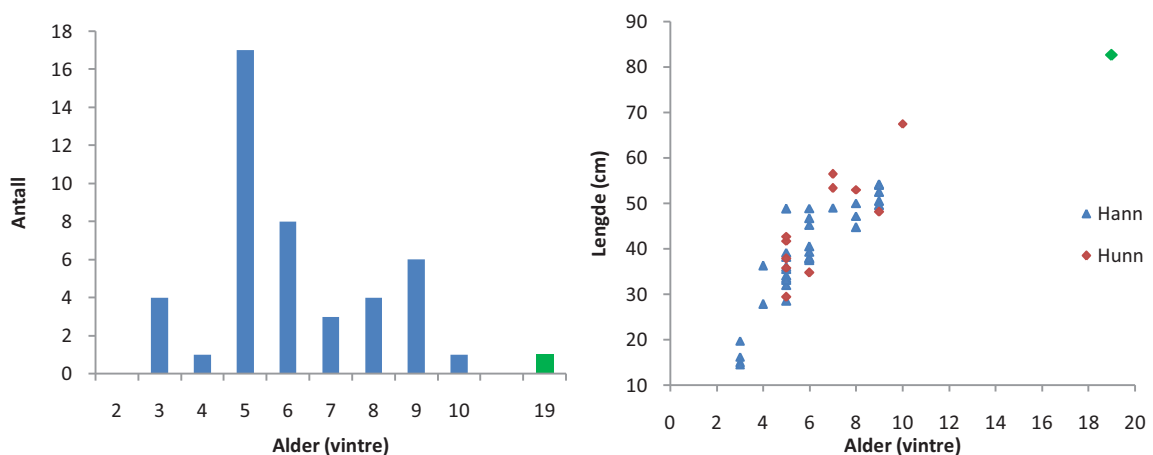
Blant gjeddene (figur 5) var årsklassefordelingen mer ujevn, fordelt på aldre fra 2-13 (23) vintre (gjennomsnittsalder 6 vintre). Materialet var dominert av små (1-2kg) og yngre aldersklasser (opptil 8 vintre) der 4 og 5+ individer (årsklasse 2005/2006) utgjorde

hovedandelen. Største og eldste hanngjedde var henholdsvis 87 cm og 12 vintre. Selv om årsklassene 2007, 2001 og 1999 ikke inngikk i fangstene, er datamaterialet for lite til å kunne si noe sikkert om årsklassevariasjonene.



**Figur 5** – Aldersfordeling (venstre) og lengde-aldersfordeling fordelt på kjønn hos gjedde i Øyeren 2010. Det eldste individet (grønn søyle/grønt punkt) er fra Glomma, nedstrøms Øyeren. Hanner = 11, hunner = 11.

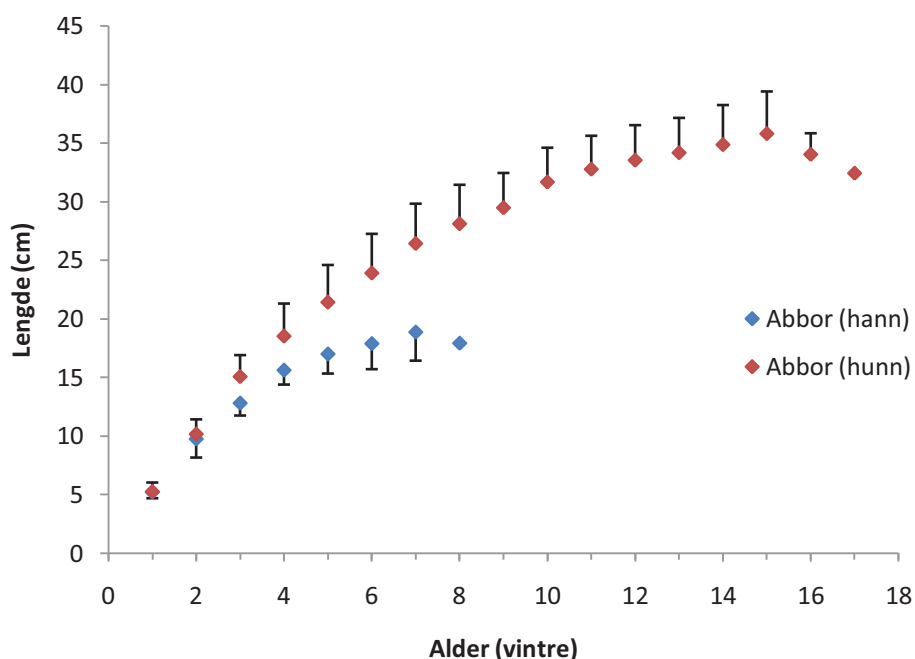
I fangstene av gjørs inngikk individer med alder 3-10 (19) vintre, der to årsklasser utpreget seg (figur 6). Individer som klekket i 2005 viste seg som spesielt sterke og utgjorde mer enn 1/3 av gjørsfangsten. 2004-årsklassen var også godt representert. Unge individer (<6 vintre) utgjorde en stor del av fangstene (gjennomsnittsalder 6 vintre), noe som kan indikere at rekrutteringen av gjørs i Øyeren ikke har sviktet de siste årene. Hann- og hunngjørs var jevnt fordelt på mange ulike alder- og størrelsesklasser.



**Figur 6** – Aldersfordeling (venstre) og lengde-aldersfordeling fordelt på kjønn (høyre) hos gjørs i Øyeren 2010. Det eldste individet (grønn søyle/grønt punkt) er fra Glomma, nedstrøms Øyeren. Hanner = 33, hunner = 12.

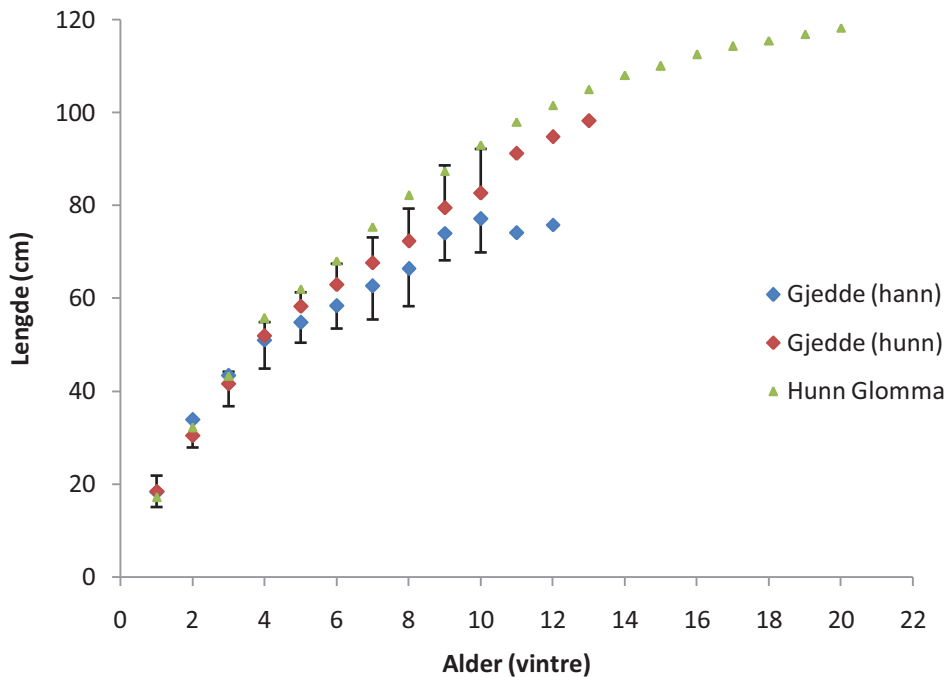
#### 4.2. Vekst

Veksten hos abbor (figur 7) de to første leveår var gjennomsnittlig ca 5 cm. Lengde ved første vinter for begge kjønn varierte imidlertid mellom 3,7 og 6,2 cm. Allerede ved tredje eller fjerde vinter vokste hunnene raskere, mens hannenes vekst avtok raskt (ved 11-17 cm). Etter fem vintre var hunnabbor (16 -28 cm) mye større enn hannene (15-19 cm). Hunnenes vekst avtok ved omtrent 10 års alder, og vokste bare gjennomsnittlig 1 cm per år.



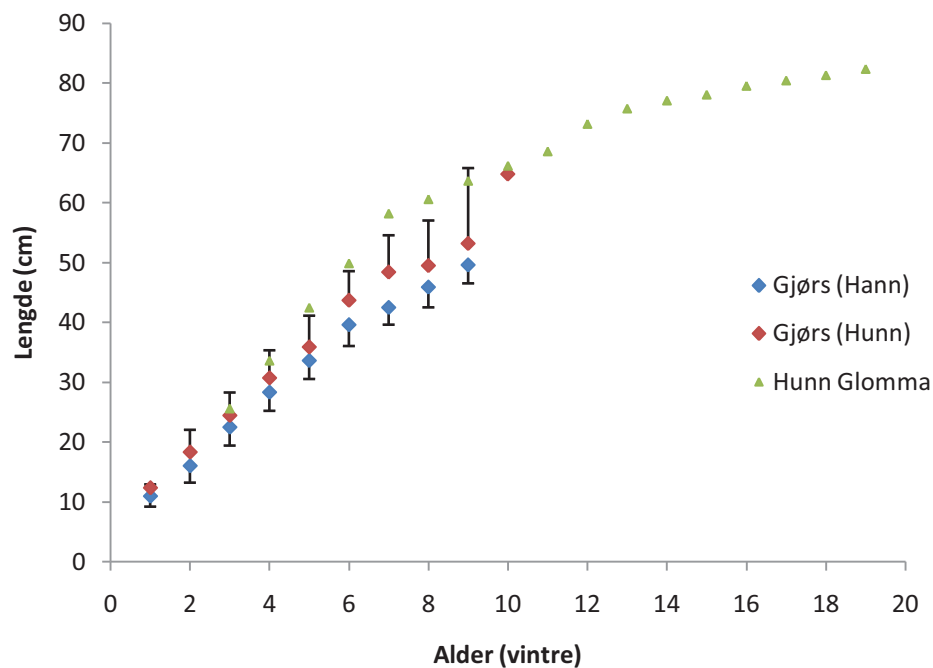
**Figur 7** - Tilbakeberegnet gjennomsnittlig lengde ved alder for abbor (hanner = 4, hunner= 24) i Øyeren 2010. Det ble brukt en modell for fiskelengde/gjellelokkstørrelse;  $-0,022x^2 + 2,211x - 0,975$ . Standardavvik er angitt.

Hos gjedde var veksten for begge kjønn forholdsvis lik de første fire leveårene, deretter vokste hunnene bedre (figur 8). Gjeddene i Øyeren var gjennomsnittlig 18,5 cm (14-26 cm) ved første år og 42,5 cm (31-51 cm) tredje leveår. Ved sju års alder var hunnene (67,7 cm) gjennomsnittlig 5 cm lengre enn hannene (62,7 cm). Veksten hos hanngjeddene andre og tredje vinter var noe høyere enn hos hunnene. Den største gjedda (fra Glomma) vokste bedre enn samtlige gjedder fra Øyeren fra og med sjette leveår.



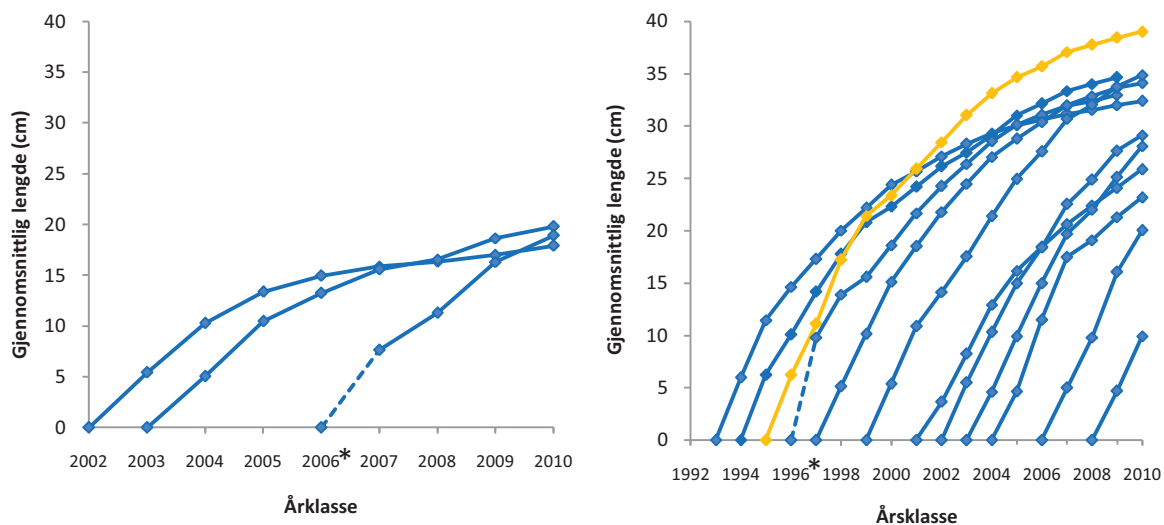
**Figur 8** - Tilbakeberegnet gjennomsnittlig lengde ved alder for gjesse (hanner = 11, hunner = 10) i Øyeren 2010. Grønne trekanter er tilbakeberegnet lengde ved alder for ei 23 år gammel gjesse fra Glomma. Det ble brukt en modell for fiskelengde/vingebeinstørrelse;  $-0,066x^2 + 6,004x - 0,138$ . Standardavvik er angitt.

Hunngjørs vokste noe bedre enn hannene (figur 9). Begge kjønn vokste imidlertid bra i mange år. Envinter gamle hanngjørs var gjennomsnittlig 10,9 cm (8-13,5 cm), mens hunngjørs var noe større, 12,3 cm (11,5-13 cm). Deretter var den gjennomsnittlige tilveksten hele seks cm de neste påfølgende seks år for hunngjørs og fem år for hanner. Ved 9 års alder var hannene (49,7 cm) gjennomsnittlig bare noen cm mindre enn hunnene (53,2 cm). Den største gjørsen (fra Glommas ved Sarpsborg) vokste bedre enn gjørs i Øyeren fra og med sitt femte leveår.



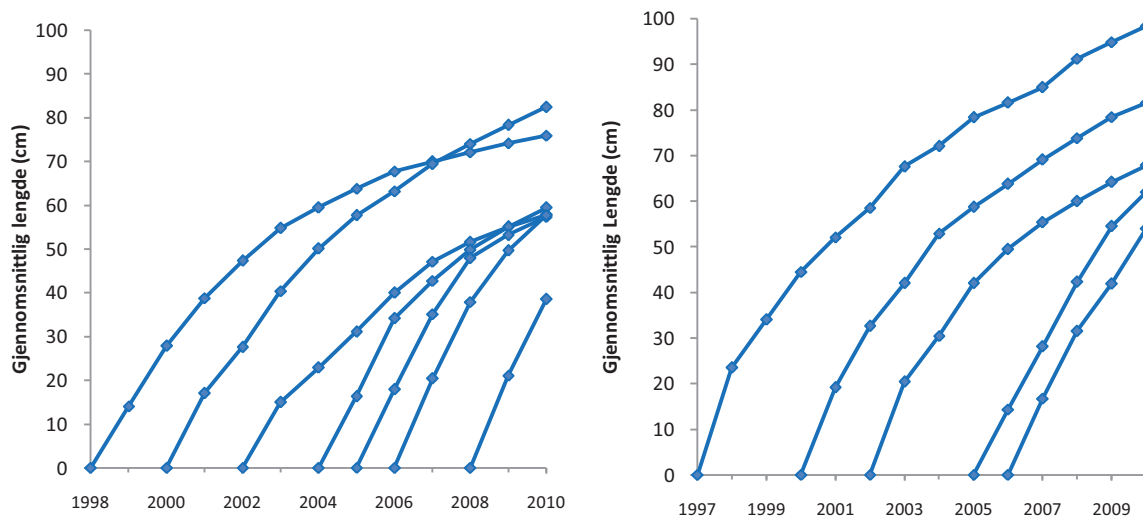
**Figur 9** - Tilbakeberegnet gjennomsnittlig lengde ved alder for gjørs (hanner = 20, hunner = 9). Grønne trekkanter er tilbakeberegnet lengde ved alder for en 19 år gammel gjørs fra Glomma. Det ble brukt en modell for fiskelengde/gjellelokkstørrelse;  $-0,017x^2 + 2,542x - 0,048$ . Standardavvik er angitt.

De forskjellige årsklassene av abbor som var representert (1993-2008) hadde ulikheter i vekst (figur 10). Lengden første vinter varierte mellom 3,7 – 6,2 cm, der årsklassene 1994-95 (hunner) hadde markert bra vekst. 1995-årsklassen vokste utelukkende best og var henholdsvis 6,2 cm og 13,9 cm første og andre vinter. De ble samtidig lengst av alle tilbakeberegnete individer. Årsklasse 2001 og 2003 vokste dårligst hos hunnene. Disse årsklassene var også godt representert i fangstene. Årsklassen 2002 var imidlertid mest tallrik i fangstene og begge kjønn vokste tilsynelatende godt. En antydning til vekststagnasjon skjedde ved omlag 15 cm for hanner og 30-35 cm for hunnabbor.



**Figur 10** – Tilbakeberegnet gjennomsnittlig vekst for individer innen ulike årsklasser av hannabbor (venstre) og hunnabbor (høyre) fanget i Øyeren 2010. Årsklasse 1995 er markert i gult. Stiplet linje angir årsklasse (\*) som kun er tilbakeberegnet til lengde ved alder to vintrer.

Hos gjedde ble det tilbakeberegnet vekst for 7 årsklasser for hanner (1998-2008) og 5 årsklasser for hunner (1997-2006)(figur 11). Veksten for hanngjedde ser ut til ha økt jevnt fra 2002-2008. Det ser imidlertid ut til å skjedd en reduksjon i veksten hos hunngjedde fra årsklasse 1997-2002. Veksten hos hunngjedde i 2005/2006 var imidlertid bedre. Det var også disse to årsklassene som var dominerende i gjeddefangstene.

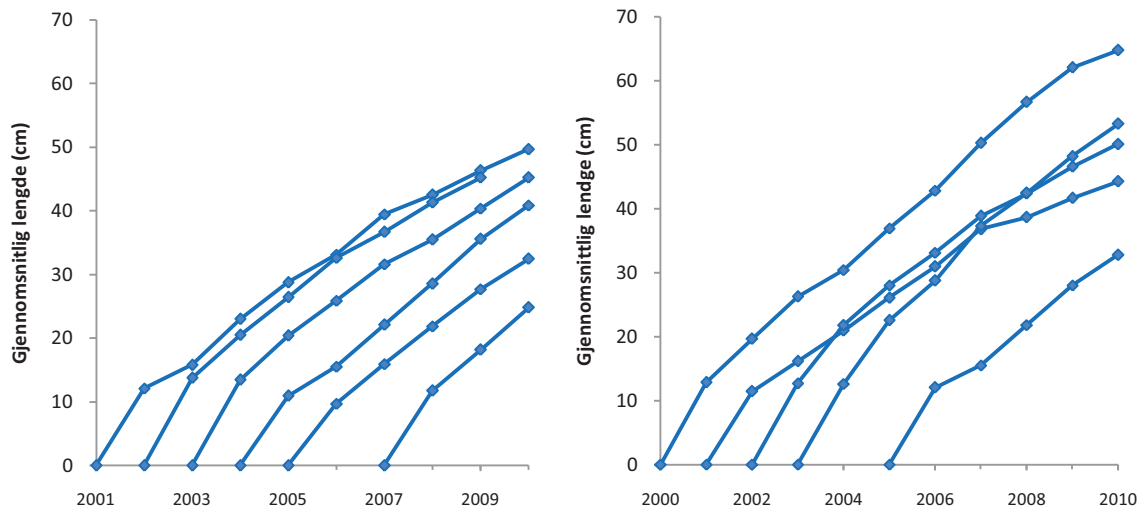


**Figur 11** – Tilbakeberegnet gjennomsnittlig vekst for individer innen ulike årsklasser av hanngjedde (venstre) og hunngjedde (høyre) fanget i Øyeren 2010.

For hanngjørs vokste årsklassene 2002 og 2003 best, mens årsklassene 2000, 2002 og 2003 hadde best vekst hos hunner (figur 12). Individene som klekket i 2001 (begge kjønn) vokste



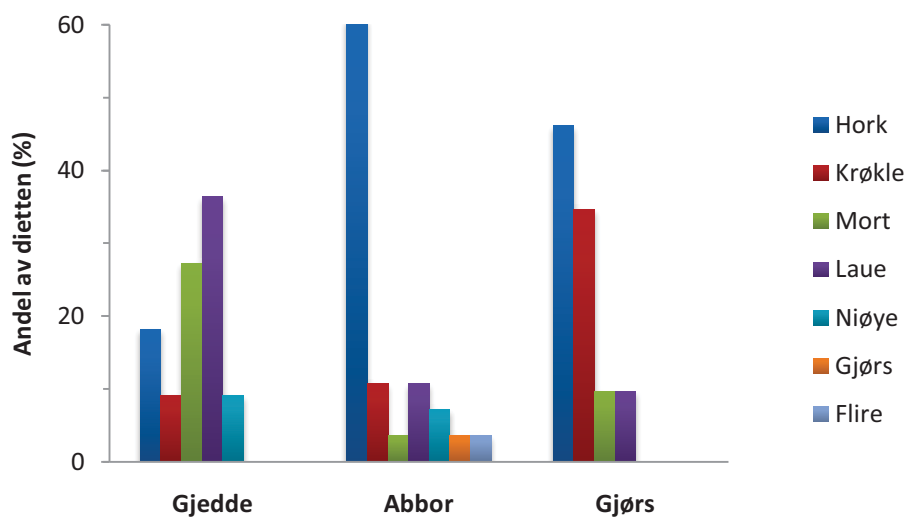
åpenbart dårlig, men omtrent like dårlig vokste også begge kjønn av årsklasse 2005, som var den klart dominerende årsklassen i fangstene.



**Figur 12** – Tilbakeberegnet gjennomsnittlig vekst for individer innen ulike årsklasser av haddock (venstre) og haddock (høyre) fanget i Øyeren 2010.

### 4.3. Mageinnhold

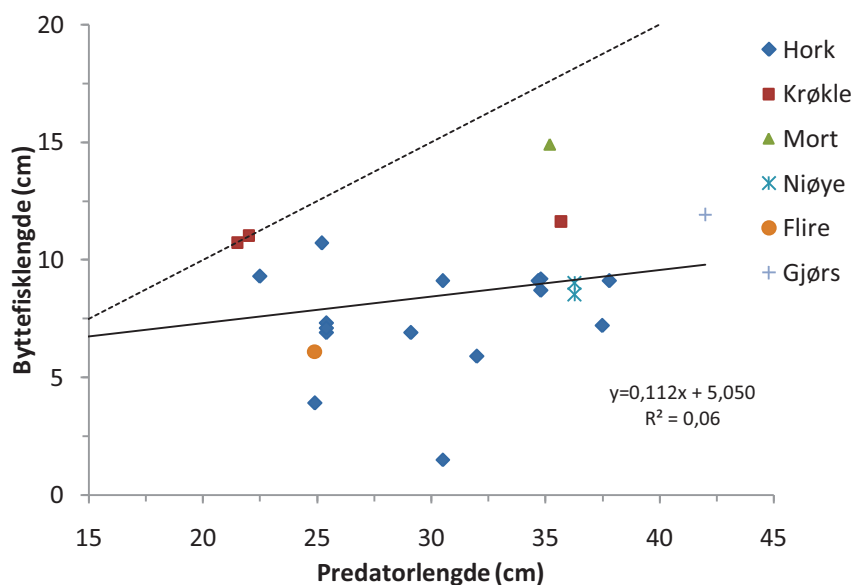
Det ble undersøkt mageinnhold hos 21 gjedder, 45 abbor og 45 gjørs. Av gjeddene hadde 41 % innhold i magesekken, mens det for abbor og gjørs var henholdsvis 62 % og 82 %. Gjerdde, abbor og gjørs hadde gjennomsnittlig magefyllingsprosent på henholdsvis 10, 20 og 25 % (visuelt bedømt). Blant gjerdde og gjørs som hadde mageinnhold var alle undersøkte individer fiskespisere, mens hos abbor hadde 75 % fisk i magen. De resterende 25 % (11,4-21,5 cm) av abbor som hadde mageinnhold, hadde kun evertetrater i magen. Mageinnholdet lot seg ikke artsbestemme hos henholdsvis 13-, 7-, og 24 % av gjerdde, abbor og gjørs. Mageinnholdet hos gjerdde var begrenset. Byttefisker funnet hos gjerdde var imidlertid laue, mort, krøkle og hork (figur 13). Abbor hadde hovedsakelig konsumert hork. For gjørs var hork og krøkle de klart viktigste byttefiskene.



**Figur 13** – Byttefiskfordeling hos gjedde (n=12), abbor (n=45) og gjørs (n=45) tatt i Øyeren i juni-november 2010, basert på antall byttefisk funnet i magen i forhold til byttefisk totalt innen hver predatorart. Antall byttefisk hos Gjedde (n=11), abbor (n=28), gjørs (n=52).

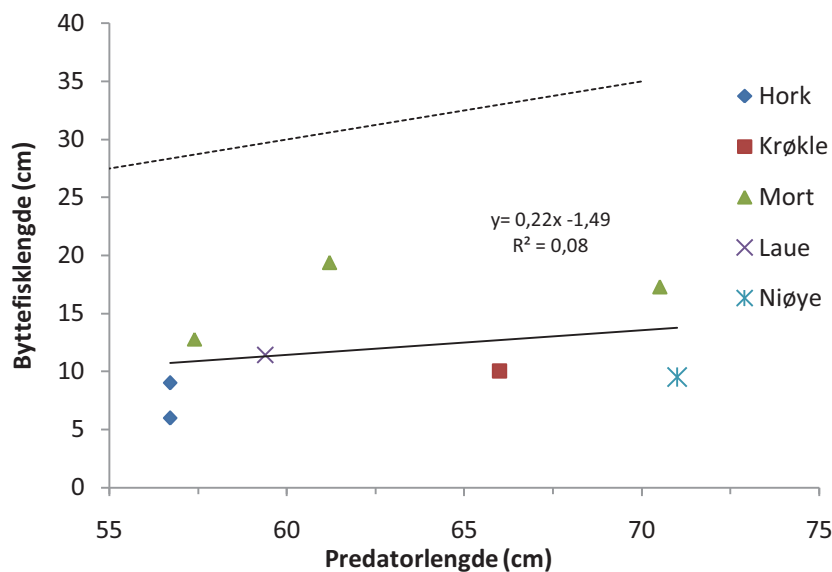
#### 4.4. Byttefisk og predatorstørrelse

Blant de identifiserte byttefiskene hos abbor varierte lengden mellom 1,5 og 15 cm (figur 14), der hork (1,5-11cm) utgjorde største andel. Byttefiskene var opptil 50 % av fiskens egen lengde. Hork av samme størrelse ble predatert av mange ulike lengdeklasser av abbor (22-38 cm). Mort var den største byttefisken (15 cm) som ble registrert. Det var ingen signifikant økning i byttefiskstørrelse med økende predatorstørrelse (Regresjon:  $p=0,267$ , figur 14).



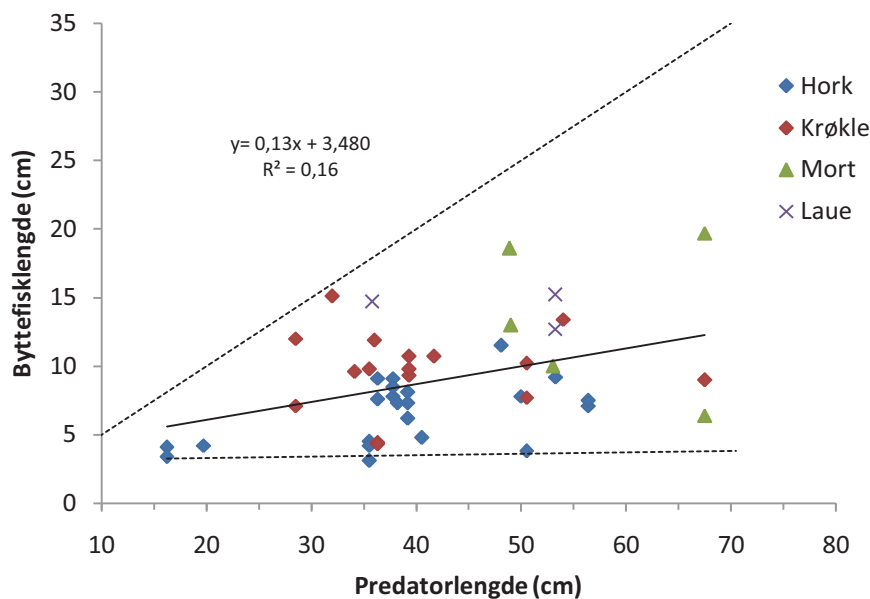
**Figur 14** – Forholdet mellom byttfiskstørrelse og predatorstørrelse hos abbor fanget juni-september i Øyeren 2010. Hork = 15, krøkle = 3, mort = 1, niøye = 2, flire = 1 og gjørs = 1. Stiplet linje angir 50 % av predatorens størrelse. Trendlinje (heltrukken) og regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) er anvist.  $F=1,30$ ,  $P=0,267$ .

Mageanalysene hos gjedde inneholdt meget få byttfisk (figur 15). De ulike byttfiskene var mellom 6 og 17 cm og ble funnet i mager hos gjedder mellom 57-71 cm. Det ble identifisert 5 ulike byttfiskarter. I mageanalysene hos gjedde inngår ytterlige 4 fisker til som ikke lot seg lengdeberegne. Det ble ikke funnet noen økende trend i byttfiskstørrelse med økende predatorstørrelse (figur 15).



**Figur 15** – Forholdet mellom byttfiskstørrelse og predatorstørrelse hos gjedde fanget juni-september i Øyeren 2010. Hork = 2, krøkle = 1, mort = 2, laue = 1 og niøye = 1. Stiplet linje angir 50 % av predatorens størrelse. Trendlinje (heltrukken) og regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) er anvist.  $F=0,55$ ,  $P=0,486$ .

Byttfiskstørrelsene hos gjørs varierte mellom 3 og 20 cm (figur 16). I samsvar med dietten hos abbor inngikk hork (3-11,5 cm) i dietten til gjørs for mange ulike lengdeklasser (16-56 cm). Krøkle (4,5-15 cm) var også representert i dietten for et stort spenn av gjørsstørrelser (28-67,5 cm). Mort (6,5-20 cm) utgjorde de største byttfiskene og ble predatert av gjørs over 50 cm. Gjørs konsumerte byttfisk inntil 47 % av egen størrelse. Hos abbor økte byttfiskstørrelsen signifikant med predatorstørrelsen (figur 16).

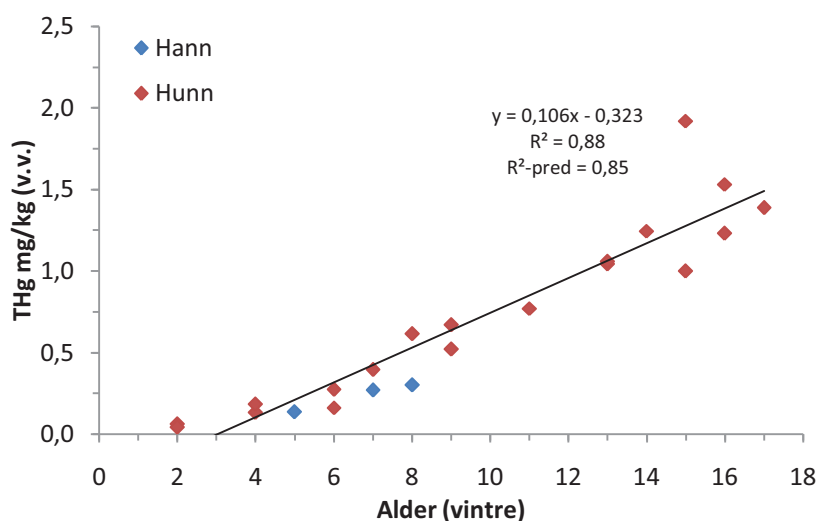


**Figur 16** – Forholdet mellom byttefiskstørrelse og predatorstørrelse hos gjørs fanget juni-september i Øyeren 2010. Hork = 22, krøkle = 16, mort = 5, laue = 3. Øverste stiplede linje angir 50 % av predatorens størrelse. Trendlinje (heltrukken) og regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) er anvist.  $F = 8,14$ ,  $P = 0,007$ .

## 4.5. Kvikksølv

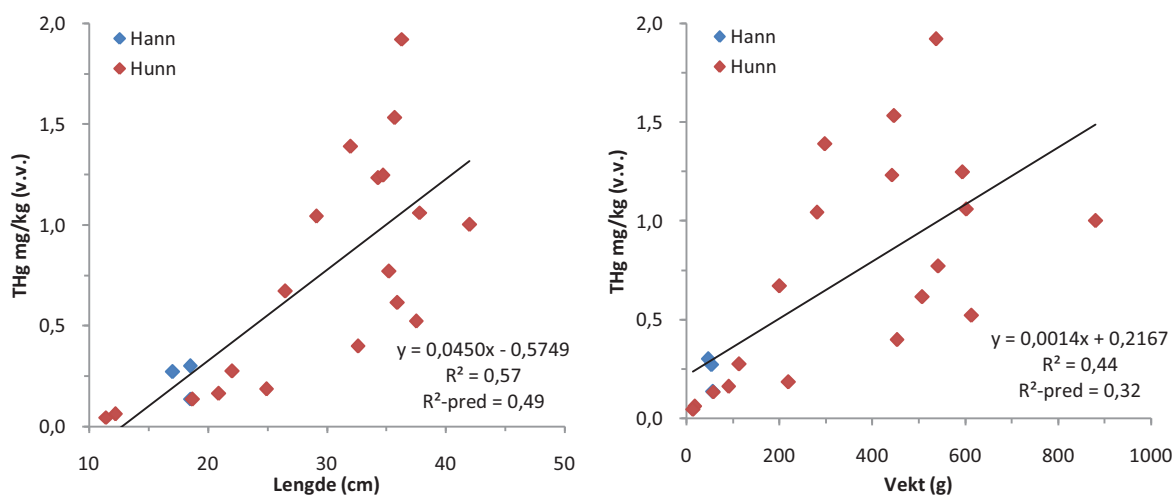
### 4.5.1. Abbor

Analysene viste kvikksølvverdier mellom 0,04-1,92 mg Hg/kg hos abbor (figur 17), der den høyeste verdien ble funnet i en abbor på 540 gram og 36 cm (15 år). Alder var den variabelen hos abbor som korrelerte best med kvikksølv, etterfulgt av henholdsvis lengde og vekt (figur 18). Vekt var imidlertid ikke egnet til å predikere kvikksølvkonsentrasjon hos abbor (lav  $R^2$ -pred). Individene som inneholdt mest kvikksølv var alle store, gamle og kjønnsmodne hunnabbor, fra 11-17 vintre. Ingen hannabbor i fangstene hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 0,3 mg Hg/kg, men gamle og store hannabbor var heller ikke representert i det analyserte materialet. 55 % av de undersøkte individene oversteg 0,5 mg Hg/kg.



**Figur 17** - Forholdet mellom THg og alder hos abbor (hanner=3, hunner = 19) fra Øyeren, fanget juni-november 2010. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2$ -pred) er angitt.  $F = 147,16$ .  $P = <0,01$ .

Regresjonene viser at en abbor over 8 vintre (25 cm/ anslagsvis 200g) vil overskride 0,5 mg Hg/kg. Individuer som var 13 år (35cm/ anslagsvis 550g) eller mer ville inneholde over 1,0 mg Hg/kg.

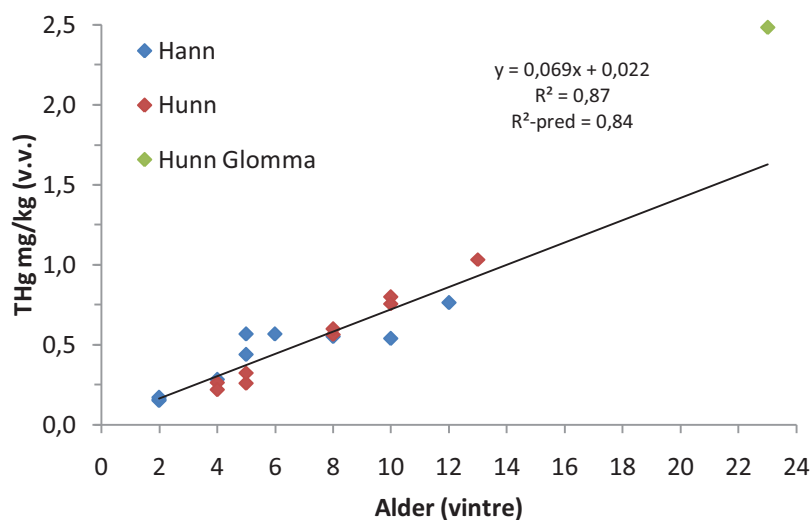


**Figur 18** – Forholdet mellom THg og lengde (venstre),  $F=26,53$ ,  $P=<0,01$ , og vekt (høyre),  $F=15,52$ ,  $P=<0,01$ , hos abbor ( $n = 22$ ) fanget i Øyeren 2010. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2$ -pred) er angitt. Merk ulik skala!

#### 4.5.2. Gjedde

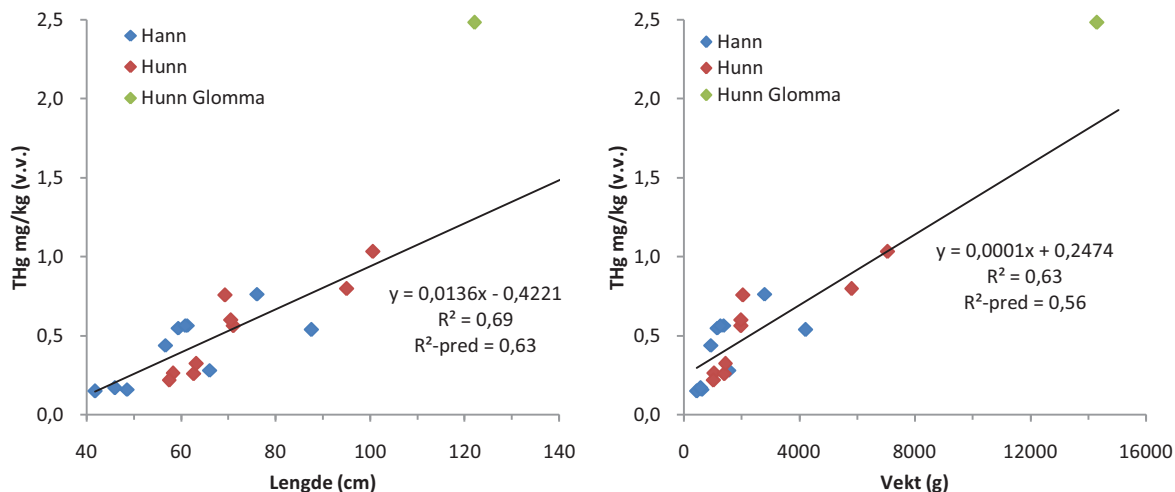
Kvikksølvkonsentrasjonene i gjeddene varierte mellom 0,17-1,03 mg Hg/kg (figur 19). Blant alder, lengde og vekt var også alder best korrelert med Hg hos gjedde (figur 19-20).

Lengde og vekt korrelerte klart bedre med kvikksølv hos gjedde enn hos abbor og gjørs. Det var derfor de gamle og store gjeddene som inneholdt mest kvikksølv. 53 % av gjeddeindividene oversteg 0,5 mg Hg/kg, mens kun ett individ (100cm/7050g) hadde høyere kvikksølvkonsentrasjon enn 1,0 mg Hg/kg. Den ene gjedda fra Glomma hadde vesentlig høyere kvikksølvkonsentrasjon (2,48 mg Hg/kg) enn de eldste undersøkte gjeddene i Øyeren. Samme individ var imidlertid langt eldre (23 vintre) enn den eldste gjedda i Øyeren (13 vintre).



**Figur 19** - Forholdet mellom THg og alder hos gjedde (hanner =10, hunner = 10) fra Øyeren, fanget i juni-september 2010. Grønt punkt er et individ fra Glomma (nedstrøms Øyeren), som ikke er med i regresjonen. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2\text{-pred}$ ) er angitt.  $F = 118,74$ .  $P < 0,01$ .

Gjedde over sju vintre (75cm/2500g) vil ifølge regresjonene inneholde mer enn 0,5 mg Hg/kg. For å inneholde mer enn 1,0 mg Hg/kg måtte gjedde i 2010 ha en alder på mer enn 15 vintre (105cm/7500g).

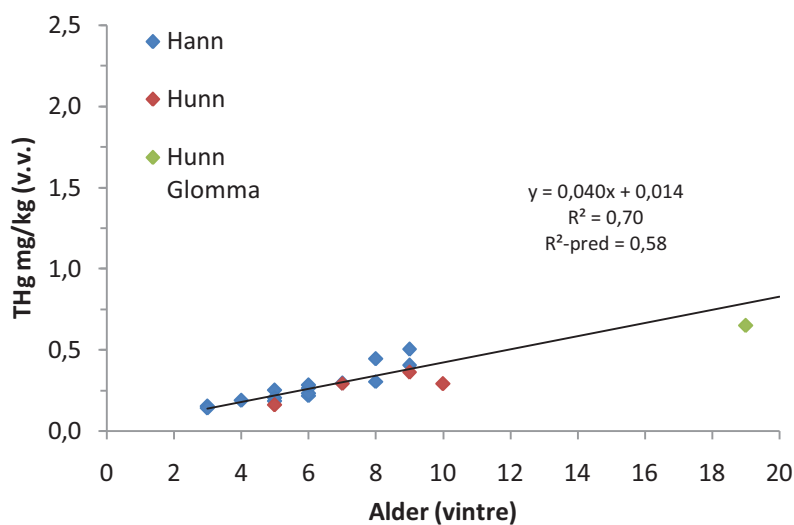


**Figur 20** – Forholdet mellom THg og lengde (venstre),  $F=38,50$   $P<0,01$ , og vekt (høyre),  $F=28,38$   $P<0,01$ , hos gjesse ( $n = 20$ ) fanget i Øyeren 2010. Grønt punkt er et individ fra Glomma (nedstrøms Øyeren), som ikke er med i regresjonen. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2$ -pred) er angitt.

#### 4.5.3. Gjørs

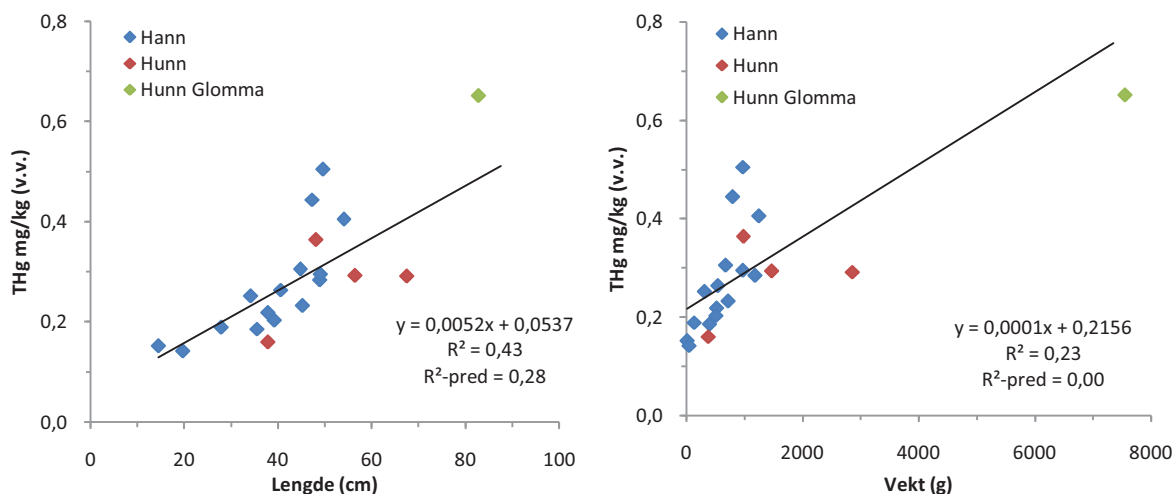
Kvikksølvkonsentrasjonene i gjørs fra Øyeren var lavt, i forhold til de andre fiskespisende artene, der verdiene varierte mellom 0,14-0,51 mg Hg/kg (figur 21). Som for abbor og gjesse korrelerte alder klart best med kvikksølvkonsentrasjonen også hos gjørs (figur 21-22). Selv relativt gammel gjørs akkumulerte ikke kvikksølv over tid i samme grad som abbor og gjesse. Ni og ti vintre gammel gjørs innholdt mellom 0,29-0,51 mg Hg/kg, der ett ti år gammelt individ (2850g) inneholdt kun 0,29 mg Hg/kg. Den største og eldste gjørsen fra Glomma hadde lav kvikksølvkonsentrasjon (0,65 mg Hg/kg). Med unntak av ett individ, inneholdt alle undersøkte gjørs fra Øyeren mindre enn 0,5 mg Hg/kg. Hanngjørs hadde noe høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn hunngjørs ved samme alder, og det var generelt de kjønnsmodne individene som oppkonsentrerte mest kvikksølv.





**Figur 21** - Forhold mellom THg og alder hos gjørs (hanner =15, hunner =5) fra Øyeren fanget i juni-september 2010. Grønt punkt er et individ fra Glomma (nedstrøms Øyeren), som ikke er med i regresjonen. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2\text{-pred}$ ) er angitt.  $F = 39,44$ .  $P < 0,01$ .

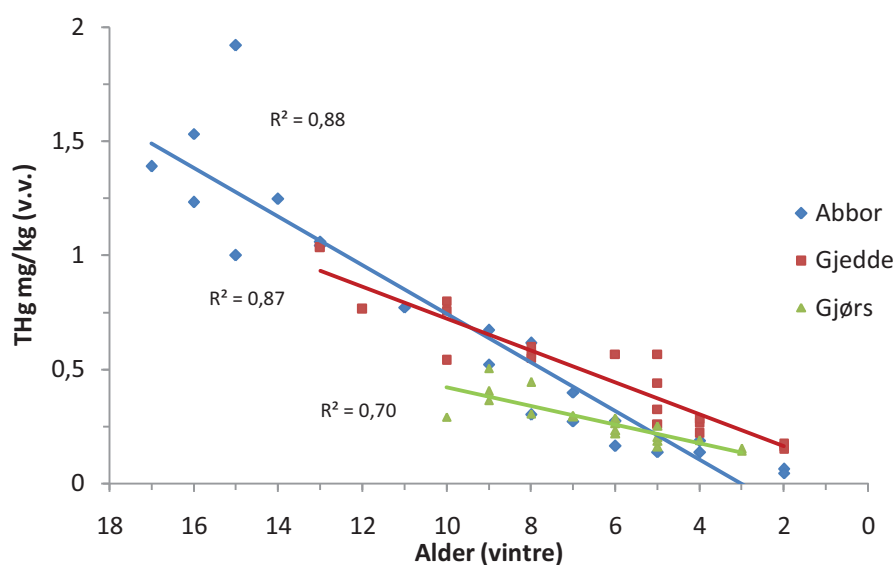
Vekt korrelerte dårligere med kvikksølv enn lengde, men økte likevel signifikant med gjørsens størrelse (figur 22). Verken lengde eller vekt egnet seg godt til å predikere kvikksølvkonsentrasjon hos gjørs (lav  $R^2\text{-pred}$ ) på grunn av stor variasjon. I følge regresjonene måtte gjørs oppnå en alder på minst 13 vintre eller anslagsvis 85cm/2900g for inneholde mer enn 0,5 mg Hg/kg. Enkelte gjørsindivider inneholdt imidlertid 0,5 mg Hg/kg ved lengde 50 cm eller 1000g.



**Figur 22** – Forholdet mellom THg og lengde (venstre),  $F=12,78$   $P<0,01$ , og vekt (høyre),  $F=4,95$   $P<0,05$ , hos gjørs ( $n = 20$ ) fanget i Øyeren 2010. Grønt punkt er et individ fra Glomma (nedstrøms Øyeren), som ikke er med i regresjonen. Regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2\text{-pred}$ ) er angitt. Merk ulik skala!

#### 4.5.4. Kvikksølvforskjeller

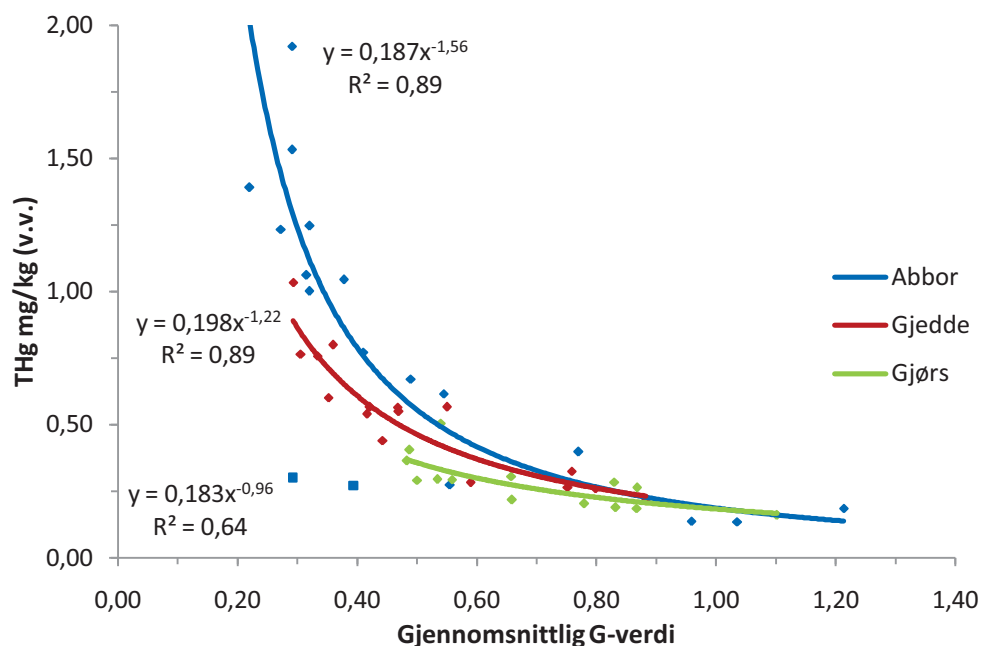
Abbor og gjedde hadde signifikant høyere kvikksølvkonsentrasjon enn gjørs (2-sample t-test: henholdsvis  $T=3,44$ ,  $DF=22$ ,  $p=0,001$  og  $T=3,24$ ,  $DF=23$ ,  $p=0,002$ ), men de hadde generelt også flere eldre individer enn gjørs (figur 23). Det var ingen signifikant forskjell i kvikksølvkonsentrasjon hos abbor og gjedde ( $T= -1,59$ ,  $DF=30$ ,  $p=0,122$ ). I samsvar med dette hadde abbor og gjedde ganske like kvikksølvkonsentrasjoner ved samme alder, mens gjørs inneholdt betydelig mindre kvikksølv.



**Figur 23** – Regresjonslinjer for THg og alder hos abbor ( $n=22$ ), gjedde ( $n=19$ ) og gjørs ( $n=19$ ) fra Øyeren 2010. Korrelasjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er anvist. Alle  $p < 0,01$ .

$\bar{G}$ , er et uttrykk for gjennomsnittlig tilvekst (Ln vektøkning) gjennom et fiskeindivids liv (første to leveår er ekskludert). Gjennomsnittlig vekstrate hos de fiskespisende individene kunne forklare noe mer av kvikksølvvariasjonene enn alder, spesielt hos abbor og gjedde, men noe mindre hos gjørs (figur 24).  $\bar{G}$ -verdiene kunne imidlertid ikke forklare fiskenes kvikksølvkonsentrasjoner i sin helhet. Dette viste seg spesielt godt for to abborindivider, som hadde avvikende kvikksølvkonsentrasjoner i forhold til de andre abborindividene. Med unntak av de to avvikende abborindividene, hadde alle små individer hos de tre artene vokst godt (høy  $\bar{G}$ ) og inneholdt lave kvikksølvkonsentrasjoner. Individer som stagnerte i vekst (lav  $\bar{G}$ ) bioakkumulerte kvikksølv i større grad. Abbor vokste dårligst (vekststagnasjon tidlig i livet - lav  $\bar{G}$ ) av de tre artene og oppnådde derfor lettere høye kvikksølvkonsentrasjoner. Gjerdde vokste gjennomsnittlig noe bedre enn abbor og oppnådde derfor noe seinere lav  $\bar{G}$

og høye kvikksølvkonsentrasjoner. Gjørs vokste jevnt bedre gjennom hele livsløpet enn abbor og gjedde og hadde generelt høy  $\bar{G}$  og lave kvikksølvkonsentrasjoner. Vekstforskjeller mellom artene forklarer derfor delvis hvorfor abbor oppnådde høyere kvikksølvkonsentrasjoner relativt til gjedde og gjørs.



**Figur 24** – Forholdet mellom THg og gjennomsnittlig vekstrate (G-verdi) (eksklusiv de to første leveår) hos abbor ( $n=19$ ), gjedde ( $n=16$ ) og gjørs ( $n=14$ ) fra Øyeren 2010. Regresjonslikninger (potenser) og korrelasjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er anvist. NB! Blå firkanter er to uteliggere (hannabbor) som ikke er med i regresjonen for abbor.

#### 4.6. $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$

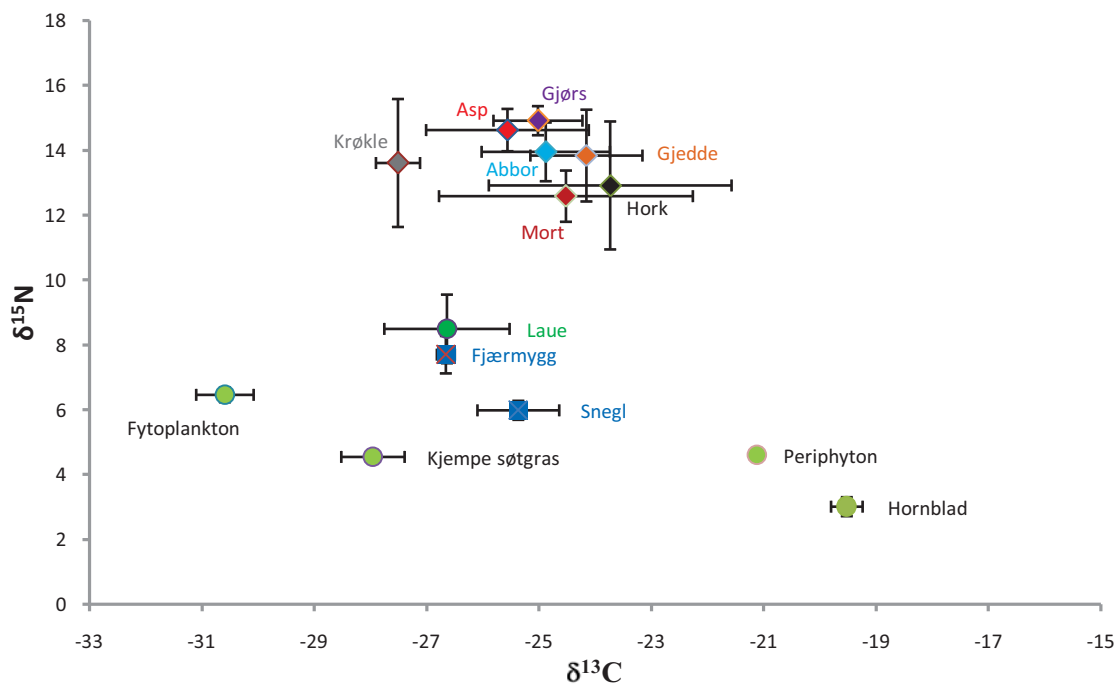
Det ble funnet signifikante forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  hos ulike vannlevende organismer i Øyeren. Gjørs hadde signifikant høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer enn både abbor, gjedde og krøkle (tabell 7). I likhet med gjørs hadde også asp signifikant høyere trofisk posisjon fra abbor, gjedde og krøkle. I samsvar med gjennomsnittlige  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer viser dette at de høyeste trofiske posisjonene i Øyeren ble okkupert av rovfiskene gjørs og asp,

**Tabell 7** – T-test (2-sample) av  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier ( $\text{Art1} > \text{Art2}$ ) mellom asp, krøkle, abbor, gjedde og gjørs fra Øyeren 2010.

| Art 1 | Art 2  | T    | DF | P            |
|-------|--------|------|----|--------------|
| Asp   | Krøkle | 2,21 | 10 | <b>0,026</b> |
| Asp   | Abbor  | 2,76 | 38 | <b>0,004</b> |
| Asp   | Gjedde | 2,13 | 22 | <b>0,022</b> |
| Gjørs | Krøkle | 2,79 | 9  | <b>0,010</b> |
| Gjørs | Abbor  | 4,39 | 31 | <b>0,000</b> |
| Gjørs | Gjedde | 3,08 | 20 | <b>0,003</b> |

etterfulgt abbor, gjedde, krøkle (figur 25). Hork og mort hadde også høy trofisk posisjon. Disse fiskeartene utgjorde til sammen det høyeste trofiske nivået i Øyeren.

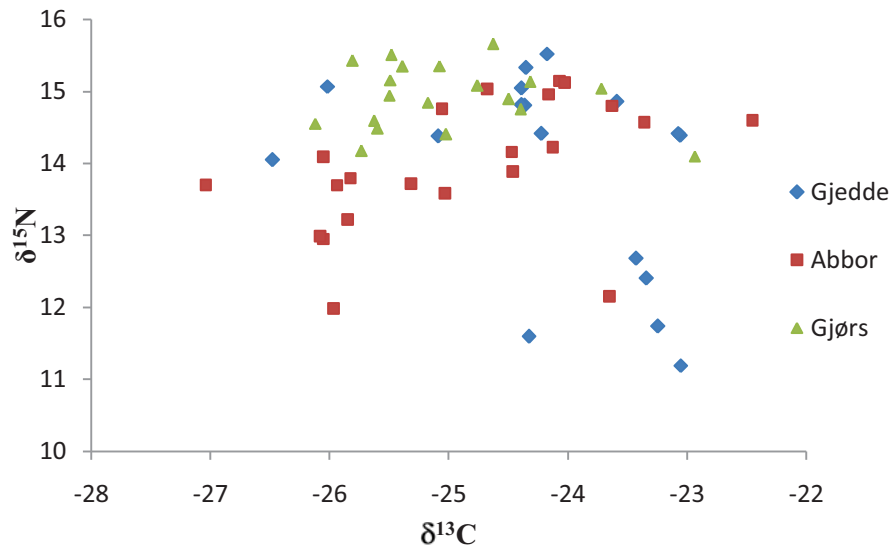
Laue og fjærmygg dannet et midlere trofisk nivå, mens det laveste trofiske nivået inneholdt snegl, periphyton, fytoplankton og vannplantene hornblad og kjempesøtgras. Spennet fra høyeste til laveste  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi var 10,3 (4,6-15,9). Dersom man regner med en økning i  $\delta^{15}\text{N}$  på 3,5 ‰ per trofisk nivå, vil det eksistere 3 trofiske nivåer over påvekstalter (periphyton) i Øyeren. Krøkle hadde signifikant lavere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi enn laue (2-sample t-test krøkle<laue:  $T=-2,33$ ,  $DF=11$ ,  $P=0,020$ ). Krøkle utgjorde dermed den mest pelagiske av fiskeartene sammen med zoo- og fytoplankton, mens periphyton og hornblad hadde de mest littorale karbonkildene.



**Figur 25** - Gjennomsnittlige  $\delta^{15}\text{N}$ - og  $\delta^{13}\text{C}$ - verdier for abbor ( $n=22$ ), gjedde ( $n=18$ ), gjørs ( $n=19$ ), asp ( $n=22$ ), krøkle ( $n=10$ ), laue ( $n=10$ ), mort ( $n=24$ ), hork ( $n=10$ ), snegl ( $n=2$ ), fjærmygg ( $n=2$ ), periphyton ( $n=2$ ), fytoplankton ( $n=4$ ), hornblad ( $n=2$ ) og kjempesøtgras ( $n=2$ ) fra Øyeren 2010. Standardavvik er angitt. Data etter: Greipsland 2011; Svae 2011 og egne data.

Individer av gjørs lå jevnt over høyest i trofiske nivå, mens abbor og gjedde hadde en mer spredt fordeling (figur 26). Gjedde viste stor individuell spredning i trofisk nivå. Alle tre artene var fordelt over et stort spenn av  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier, noe som indikerer at de beitet i både

littoral og pelagial sone. Det ser ut til at gjedde og abbor i større grad var knyttet til littoralt føde enn gjørs.



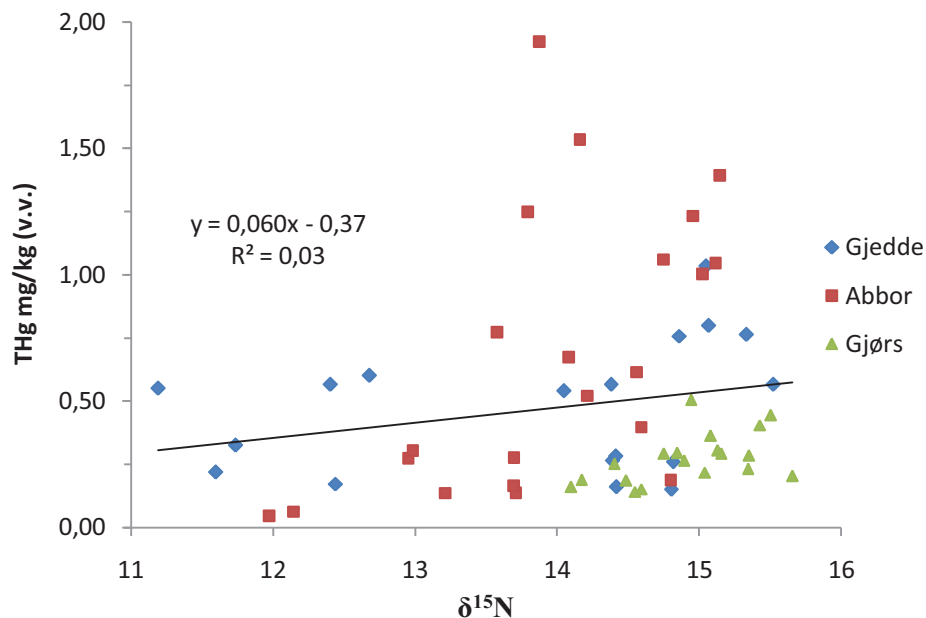
**Figur 26** - Totalplott av isotopsignaturer ( $\delta^{15}N$  og  $\delta^{13}C$ ) for abbor ( $n=22$ ), gjedde ( $n=19$ ) og gjørs ( $n=19$ ) fra Øyeren 2010.

Trofisk posisjon hos abbor, gjedde og gjørs forklarte mindre av kvikksølvvariasjonene enn alder, størrelse og vekst (unntak vekt hos gjørs). Kvikksølvkonsentrasjonene økte likevel signifikant ved økende trofisk signatur for abbor og gjørs, men ikke for gjedde (tabell 8). Hos abbor var det i tillegg en signifikant positiv sammenheng mellom trofisk nivå og økende alder og størrelse. Gjørs fikk også økende trofisk signatur med økende lengde, og samtidig høyere kvikksølvkonsentrasjoner ved økt trofisk posisjon. Abbor hadde en svak, men signifikant trend til å bli mer littoralt knyttet ved økende lengde, mens motsatt trend ble funnet hos gjedde.

**Tabell 8** – Lineære regresjoner for abbor, gjedde og gjørs fra Øyeren 2010, fordelt på variablene kvikksølv (THg/LogTHg),  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ , lengde (L), vekt (V) og alder (A). Skjæringspunkt (intercept), stigningstall (slope), regresjonskoeffisienter ( $R^2$  og  $R^2$ -adjusted) og p-verdi er angitt.

| Art           | Y                     | X      | n  | Intercept | Slope  | $R^2$ | $R^2$ -adj | P              |
|---------------|-----------------------|--------|----|-----------|--------|-------|------------|----------------|
| <b>Alle</b>   | $\delta^{15}\text{N}$ | LogTHg | 60 | -3,74     | 0,191  | 0,069 | 0,053      | <b>0,044</b>   |
| <b>Abbor</b>  | $\delta^{15}\text{N}$ | THg    | 22 | 13,3      | 0,907  | 0,299 | 0,264      | <b>0,009</b>   |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | L      | 22 | 11,82     | 0,076  | 0,594 | 0,574      | <b>0,000</b>   |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | V      | 22 | 13,23     | 0,002  | 0,392 | 0,361      | <b>0,002</b>   |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | A      | 22 | 12,80     | 0,122  | 0,423 | 0,395      | <b>0,001</b>   |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | THg    | 22 | -25,22    | 0,501  | 0,057 | 0,010      | 0,283          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | L      | 22 | -26,36    | 0,053  | 0,183 | 0,142      | <b>0,047</b>   |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | V      | 22 | -25,47    | 0,001  | 0,166 | 0,124      | 0,060          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | A      | 22 | -25,29    | 0,044  | 0,035 | 0,000      | 0,408          |
| <b>Gjedde</b> | $\delta^{15}\text{N}$ | THg    | 19 | 13,04     | 1,676  | 0,094 | 0,038      | 0,216          |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | L      | 19 | 11,86     | 0,029  | 0,109 | 0,054      | 0,180          |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | V      | 19 | 13,24     | 0,000  | 0,135 | 0,081      | 0,134          |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | A      | 19 | 13,03     | 0,122  | 0,090 | 0,033      | 0,227          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | THg    | 19 | -23,60    | -1,109 | 0,081 | 0,019      | 0,269          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | L      | 19 | -21,49    | -0,039 | 0,365 | 0,323      | <b>0,010</b>   |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | V      | 19 | -23,44    | -0,000 | 0,355 | 0,312      | <b>0,012</b>   |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | A      | 19 | -23,30    | -0,120 | 0,173 | 0,118      | 0,097          |
| <b>Gjørs</b>  | $\delta^{15}\text{N}$ | THg    | 19 | 14,28     | 2,303  | 0,265 | 0,221      | <b>0,024</b>   |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | L      | 19 | 14,18     | 0,017  | 0,237 | 0,192      | <b>0,035</b>   |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | V      | 19 | 14,73     | 0,000  | 0,108 | 0,056      | 0,169          |
|               | $\delta^{15}\text{N}$ | A      | 19 | 14,26     | 0,101  | 0,219 | 0,170      | <b>(0,050)</b> |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | THg    | 19 | -24,64    | -1,357 | 0,029 | 0,000      | 0,482          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | L      | 19 | -25,50    | 0,011  | 0,035 | 0,000      | 0,433          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | V      | 19 | -25,11    | 0,000  | 0,012 | 0,000      | 0,658          |
|               | $\delta^{13}\text{C}$ | A      | 19 | -25,39    | 0,054  | 0,021 | 0,000      | 0,571          |

For alle tre artene samlet sett var det ingen signifikant kvikksølvøkning (THg) med økende trofisk posisjon ( $p=0,216$ ) (figur 27). Transformerte kvikksølvverdier (LogTHg) avslørte imidlertid en signifikant økning ( $p= 0,044$ ) med økende trofisk posisjon (tabell 8). Dette demonstrerer at kvikksølv biomagnifiserer i Øyeren. På individnivå hadde abbor som oppkonsentrerte mest kvikksølv samtidig høy  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (signifikant økning). Gjørs hadde også en signifikant økende trend, men hadde lave kvikksølvkonsentrasjoner relativt til de høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene. Hos gjedde inneholdt individene med høyest trofiske posisjon mest kvikksølv, selv om det ikke ble funnet noen signifikant økende trend mellom kvikksølvkonsentrasjon og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi.



**Figur 27** – Forholdet mellom THg og  $\delta^{15}\text{N}$  for alle individer av abbor ( $n=22$ ), gjerdde ( $n=19$ ) og gjørs ( $n=19$ ) fra Øyeren 2010.  $P=0,216$ . Regresjon og regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) er angitt.

## 5. Diskusjon

Abbor og gjerdde i Øyeren hadde signifikant høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn gjørs. Hos alle tre artene korrelerte alder sterkest med kvikksølv, med andre ord de eldste individene som hadde høyest kvikksølvkonsentrasjon. Abborindividene i denne undersøkelsen var generelt eldst, etterfulgt av gjerdde og gjørs, noe som kan forklare at konsentrasjonen av kvikksølv i abbor var høyere enn henholdsvis gjerdde og gjørs. Alder

kunne likevel ikke forklare at gjørs hadde signifikant lavere kvikksølvkonsentrasjoner ved samme alder.

I likhet med alder ble det også funnet positiv sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskenes størrelse hos alle tre artene, men den individuelle variasjonen var stor hos både abbor og gjørs. Det var hovedsakelig kjønnsmodne individer av alle tre arter som oppnådde de høyeste kvikksølvkonsentrasjonene. Hunnene i det undersøkte materialet ble størst og eldst hos alle tre artene, og i likhet med en undersøkelse i Vansjø (Lien & Brabrand 2004) var det store, gamle abbor- og gjeddehunner som inneholdt mest kvikksølv. Småvokste hanner av abbor (Borgstrøm & Huse 1997; Lien & Brabrand 2004), men også gjedde kan imidlertid være gamle og inneholde høye kvikksølvkonsentrasjoner. Materialet i min kvikksølvundersøkelse inkluderte ingen gamle hannabor, og det er derfor ikke utenkelig at småvokste og gamle abborhanner i Øyeren også kan inneholde mye kvikksølv. Hos gjørs i Øyeren var det små forskjeller i kvikksølvkonsentrasjoner mellom kjønnene ved samme alder, men små og gamle hanngjørs hadde en tendens til å inneholde mer kvikksølv enn hunner på samme størrelse.

Kvikksølvkonsentrasjonene som ble registrert i abbor fra Øyeren i 2010, er forholdsvis høye i både norsk (Fjeld & Rognerud 2004; Fjeld & Rognerud 2009a) og nordisk sammenheng (Munthe et al. 2007; Åkerblom & Johansson 2008). Den høyeste målte kvikksølvverdien i abbor i 2010 (1,92 mg Hg/kg) var betydelig høyere enn hva som tidligere er funnet (1,41 mg Hg/kg) i abbor fra Øyeren's hovedbasseng 40 år tidligere (Underdal 1971). Kvikksølvkonsentrasjonene hos abbor i 2010 var på nivå med abbor i sure skogsvann på Østlandet (Tærud et al. 1987; Ørjasæter et al. 1988; Fjeld & Rognerud 2009a).

Konsentrasjonene av kvikksølv i gjedde fra Øyeren var imidlertid forholdsvis lavt i både norsk (Underdal 1971; Tærud et al. 1987; Fjeld & Rognerud 2004) og nordisk sammenheng (Munthe et al. 2007). Den tidligere høyeste registrerte kvikksølvkonsentrasjonen i gjedde fra Øyeren (1,97 mg Hg/kg)(Underdal 1971) var omtrent dobbelt så høy som den høyeste registrerte konsentrasjon i 2010 (1,01 mg Hg/kg). Gjedde på 50 cm fra Øyeren i 2010 inneholdt likevel mer kvikksølv enn i Årungen i 2003 (Sharma et al. 2008). Den største undersøkte gjedda i materialet (tatt i Glomma) hadde imidlertid høy kvikksølvkonsentrasjon (2,48 mg Hg/kg), både i norsk og nordisk sammenheng Fjeld & Rognerud 2004; Munthe et



al. 2007; Åkerblom & Johansson 2008). Gjedda var imidlertid 23 vintre gammel, noe som er en meget høy alder for gjedde (Rognerud & Fjeld 2002).

Gjørser i Øyeren (2010) inneholdt forholdsvis lave kvikksølvkonsentrasjoner sammenlignet med tidligere undersøkelser i Finland og Sverige (Hattula et al. 1978; Johnsson et al. 2004). Dagens kvikksølvkonsentrasjoner i gjørs fra Øyeren er likevel i en mellomstilling sammenlignet med gjørs fra to andre lokaliteter i Akershus og Østfold (Brabrand, Å. upubl data; Lien & Brabrand 2004). Materialets største og eldste gjørs (som var brakkvanssonen i Glomma) hadde påfallende lav kvikksølvkonsentrasjon (0,65 mg Hg/kg), noe som kan ha sammenheng med at den levde i brakkvann (Hannerz 1968; Compeau & Bartha 1987). Svenske undersøkelser har også påvist lavere kvikksølvkonsentrasjoner hos gjørs i brakkvann enn i innsjølevende gjørs (Greyertz et al. 2000; Sandström 2000). Det er derfor ikke usannsynlig at en like stor gjørs i Øyeren ville hatt en høyere kvikksølvkonsentrasjon.

Vekstraten kan i stor grad ha betydning for kvikksølvkonsentrasjoner i fisk (Simoneau et al. 2005; Sharma et al. 2008; Jenssen et al. 2010). God vekst kan føre til biofortynning av kvikksølv i fisk, og er påvist hos blant annet hos abbor, gjedde (Sharma et al. 2008) og gjørs (Simoneau et al. 2005). Saktevoksende fisk kan derimot få en oppkonsentrering av kvikksølv (Jenssen et al. 2010). Dette gjenspeiles også i materialet fra Øyeren, der gjennomsnittlig vekstrate ( $\bar{G}$ ) hos abbor, gjedde og gjørs kunne forklare mye av variasjonen i kvikksølvkonsentrasjonene. I Øyeren hadde gjørs jevnt over en høyere vekstrate enn abbor og gjedde, og dette kan være en viktig årsak til at gjørs også hadde lavest kvikksølvkonsentrasjon i forhold til fiskestørrelsen. Abbor hadde lavest vekstrate, med stagnering i vekst ved lavere alder enn gjedde og gjørs, og oppnådde dessuten tidlig høye kvikksølvkonsentrasjoner. Gjedde var i en mellomstilling med hensyn til vekstrater og kvikksølvkonsentrasjon.

Abbores vekst i Øyeren 2010 må karakteriseres som relativt god sammenlignet med vekst hos abbor i Hommersjøen (Kvale 1980) og andre europeiske innsjøer (Deelder 1951; Le Cren 1958), men likevel langt dårligere enn abbor kan ha (Heibo et al. 2005; Sharma et al. 2008). Abborårsklassen 1995 hadde utpreget bedre vekst enn de andre årsklassene som inngikk i fangstene, noe som også ble funnet av Brabrand (2002). Sistnevnte påpekte at

abbor som klekket dette året (flommen i 1995) fikk spesielt gode forhold og bedre vekst, trolig på grunn av større refugiearealer eller økt tilgang på næring (Brabrand 2002).

Veksten hos gjedde i Øyeren i 2010 var lav sammenlignet med rasktvoksende norske (Sharma & Borgstrøm 2008) og utenlandske gjeddebestander (Frost & Kipling 1967), men omtrent lik som enkelte innsjøer i Haldenvassdraget (Vøllestad et al. 1986). Enkelte gjeddeindivider i Øyeren vokste imidlertid hele 25 cm første år. Materialets største gjedde (fra Glomma) vokste like bra som individene med best vekst fra Øyeren.

Gjørsens vekst i Øyeren i 2010 må generelt regnes som meget bra sammenlignet med vekstberegninger fra eutrofe innsjøer i Finland (Keskinen & Marjomäki 2003), men likevel markant lavere vekst enn gjørs i Gjersjøen (Brabrand 2002). Bestanden i Gjersjøen var imidlertid nyetablert og hadde trolig tilnærmet maksimal vekst for gjørs (Brabrand 2002). Dette kan være grunnen til at gjørs (50 cm) fra Øyeren i 2010 inneholdt dobbelt så høye kvikksølvkonsentrasjoner som gjørs av samme størrelse fra Gjersjøen i 1989 (Brabrand, Å upubl. data). Gjørs fra årsklasse 2001 vokste dårligst av alle undersøkte gjørs i Øyeren, og disse individene var blant dem som hadde høyest kvikksølvkonsentrasjoner. Gjørsindividet fra Glomma vokste meget bra sammenlignet med vekst hos gjørs i Østersjøen (Lappalainen et al. 2009).

Abbor fra Vansjø i 2002 (Brabrand & Lien 2004) vokste dårligere enn abbor fra Øyeren i 2010, men kvikksølvkonsentrasjonen i de undersøkte individene fra de to innsjøene var likevel ikke signifikant forskjellig (vedlegg 3). På samme måte vokste gjedde og gjørs i Vansjø (Brabrand & Lien 2004) forholdsvis likt som i Øyeren, mens kvikksølvkonsentrasjonene i gjedde og gjørs fra Vansjø (Lien & Brabrand 2004) var signifikant høyere enn de samme artene i Øyeren (vedlegg 3). Dette indikerer at forskjellene i kvikksølvkonsentrasjon hos abbor, gjedde og gjørs i de to innsjøene ikke skyldes ulikheter i vekst, men trolig ulikt diettvalg. I samsvar med dette bioakkumulerte gjedde og gjørs i Øyeren i 2010 mer kvikksølv enn abbor de første leveårene, noe som indikerer at disse artene i Øyeren de første leveårene ikke kunne bli styrt av vekst, men også av diett.

Valg av byttedefiskstørrelse kan spille en stor rolle for biomagnifisering av kvikksølv i predatorfisk (Lindqvist et al. 1991), siden større byttedefisk potensielt vil kunne inneholde mer kvikksølv enn mindre byttedefisk (Lien & Brabrand 2004; Munthe et al. 2007). Ikke minst vil

byttfiskens trofiske nivå påvirke biomagnifisering av kvikksølv (Cabana & Rasmussen 1994). I tillegg vil byttfiskens alder og vekst komplisere studier av biomagnifisering. I materialet fra Øyeren var det stor spredning med hensyn til valg av byttfiskstørrelse hos ulike størrelsesgrupper av abbor, gjedde og gjørs. Det ble ikke funnet noen økende preferanse for større byttfisk hos verken abbor eller gjedde. Gjørs valgte imidlertid (signifikant) større byttfisk ettersom den ble større. Positiv sammenheng mellom byttfisklengde og predatorlengde er imidlertid påvist tidligere for abbor og gjedde (Popova 1978). Dette demonstrerer at store predatorer potensielt vil kunne få i seg mer kvikksølv når den eter stor byttfisk, særlig om disse er fiskepisende. Antall byttfisk i gjeddemagene var lavt og gav ikke noe godt bilde av diett og byttfiskstørrelse i Øyeren, men generelt vil gjedde kunne ta vesentlig større byttfisk enn abbor og gjørs.

Generelt utgjorde mort de største byttfiskene ved studiet i Øyeren, etterfulgt av laue, krøkle og hork. Mort i lengdeintervallet 9-28cm innsamlet i 2010, inneholdt forholdsvis lave kvikksølvkonsentrasjoner (0,05-0,21 mg Hg/kg) med unntak av et mort indivis som inneholdt 0,5 mg Hg/kg (Greipsland 2011). De undersøkte individene av abbor, gjedde og gjørs i Øyeren hadde imidlertid alle konsumert mort inntil 20 cm. Mort på denne størrelsen i Øyeren inneholdt <0,09 mg Hg/kg (Greipsland 2011). Hork og krøkle kan potensielt inneholde mye kvikksølv (Hattula et al. 1978; Fjeld et al. 1999). Dette ble også påvist for krøkle (opptil 0,41 mg Hg/kg ved 18cm) og hork (opptil 0,25 mg Hg/kg ved 8 cm) i Øyeren (Svae 2011). Sik (vedlegg 4) og laue derimot inneholdt noe lavere kvikksølvkonsentrasjoner henholdsvis opptil 0,17 mg Hg/kg (ved 17 cm) og 0,14 mg Hg/kg (ved 33 cm)(Svae 2011). Hork og krøkle kan derfor i større grad medvirke til biomagnifisering av kvikksølv i predatorfisk i Øyeren enn blant annet mort, laue og sik.

Abbor hadde i all hovedsak konsumert hork (opptil 10 cm), men krøkle (opptil 11 cm), mort (opptil 15 cm), laue, niøye, gjørs og flire ble også funnet i magene. I likhet med en tidligere undersøkelse i Øyeren viste hork og krøkle å være de viktigste byttfiskene for gjørs (Øxnevad 1995). I tillegg til hork (opptil 9 cm) og krøkle (opptil 15 cm) hadde gjørs også konsumert noe mort (opptil 20 cm) og laue (opptil 15 cm). Gjeddemagene inneholdt få byttfisk, deriblant laue (opptil 11 cm), men også mort (opptil 19 cm), niøye, krøkle og hork. Det er dog kjent fra andre innsjøer at gjedde i stor grad kan konsumere sik (Vøllestad et al. 1986). Sik forekommer i store mengder i Øyeren (Brabrand 2002), og det er ikke

utenkelig at sik inngår i dietten til gjedde og kan være en grunn til at gjedde har forholdsvis lave kvikksølvkonsentrasjoner i Øyeren. Det var overraskende at abbor var totalt fraværende i mageinnholdet til både abbor, gjedde og gjørs, siden abbor ikke sjelden inngår i dietten til disse tre artene (Frost 1954; Peltonen et al. 1996; Lien & Brabrand 2004). Abbor kan dessuten være fiskeetende og kannibal svært tidlig i livet (Brabrand 2002; Lien & Brabrand 2004) og kunne derfor potensielt ha bidratt til biomagnifisering av kvikksølv. En forklaring på at abbor ser ut til å være sjelden byttefisk i Øyeren, kan være at hork finnes i enorme mengder (Brabrand 2002), og samtidig viser seg å være en svært sentral byttefisk for abbor og gjørs i Øyeren. I andre innsjøer kan være nesten fraværende i dietten (Lien & Brabrand 2004). Hork kan være en viktig byttefisk også for gjedde (Vøllestad et al. 1986; Lien & Brabrand 2004), selv om dette ikke ble påvist i Øyeren. Viktigheten av hork i dietten indikerer at predatorfiskene beiter littoralt eller eventuelt profundalt. Hork er imidlertid å finne på grunnere vann om sommeren og kan derfor til en viss grad være lettere tilgjengelig (Pethon 2005). Krøkle forekommer også til dels i store tettheter i Øyeren, der den opptrer som en typisk pelagisk art (Brabrand 2002), og det høye innslaget av krøkle i gjørsens diett sammenlignet med abbor og gjedde bekrefter at gjørsen i Øyeren er den mest pelagiske av de tre artene. Krøkle er også en viktig byttefisk for gjørs i andre innsjøer (Lien & Brabrand 2004; Keskinen & Marjomäki 2004).

På artsbasis ble det funnet en signifikant økning i kvikksølvkonsentrasjon med økende trofisk signatur for både abbor og gjørs, men ikke gjedde. Samme trend ble funnet hos abbor og gjedde i Hedmark (Rognerud & Fjeld 2002). Dette kan indikere at gjedde beitet seg på samme trofiske nivå gjennom livet, mens abbor og gjørs hadde livnærte seg på stadig høyere trofinivå ettersom de ble større. Samlet sett for alle artene var det ingen signifikant økning i kvikksølv (ikke transformert) med økende  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier.

I likhet med tidligere funn (Cabana & Rasmussen 1996) hadde gjørs høyere trofisk posisjon enn abbor og gjedde, og lå på toppen av næringskjeden. Ut fra  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene og dietten lå også krøkle i Øyeren på et høyt trofisk nivå (Svae 2011), noe som også er funnet for krøkle før (Rognerud & Fjeld 2002). I likhet med andre undersøkelser (Rognerud & Fjeld 2002; Tarvainen et al. 2008) hadde også hork i Øyeren forholdsvis høy  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (Svae 2011) på tross av at evertebrater er hoveddietten (Tarvainen et al. 2008). Signaturene var imidlertid noe lavere enn hos krøkle, og det kan derfor ikke utelukkes at krøkle bidrar til

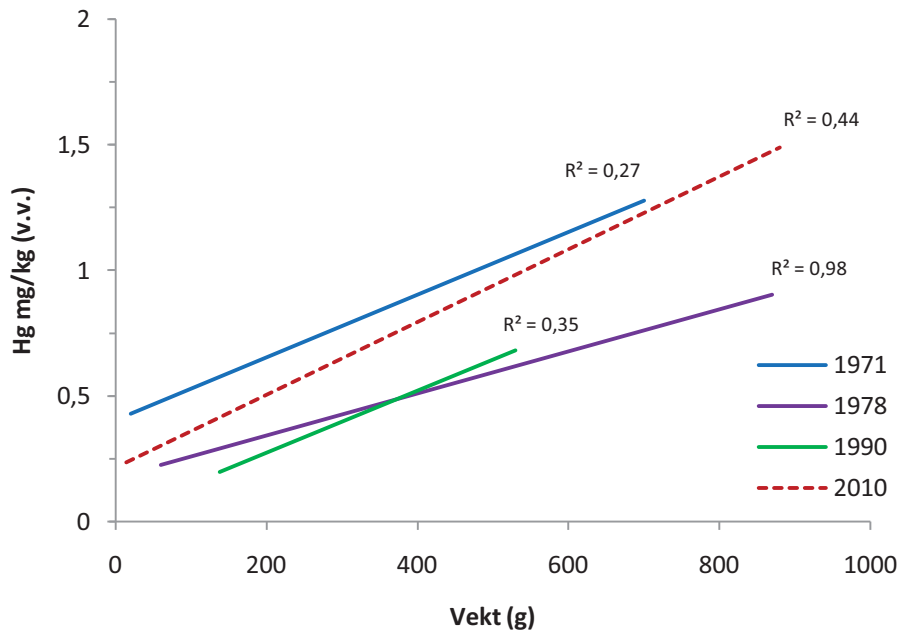
større  $\delta^{15}\text{N}$  oppkonsentrering hos predatorer enn hork. Predatorer som i stor grad lever av hork, og spesielt krøkle, vil derfor få høy  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi, noe som kan forklare at gjørs, men også abbor i Øyeren hadde høye  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturer, og at gjørs fikk høyere trofiverdi enn gjedde og abbor. Dette samvarer med at gjørsindividene med høyest trofiverdi hadde konsumert eksempelvis mellomstore krøkler og hork. Krøkle ble også i stor grad predatert av asp i Øyeren, som inneholdt høye kvikksølvkonsentrasjoner og delte øverste trofiske posisjon sammen med gjørs (Svae 2011). Enkelte hork i Øyeren har trolig kunstig høye  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier på grunn av sult (Tarvainen et al. 2008), som kanskje kan bidra til en ekstra høy  $\delta^{15}\text{N}$  økning. I tillegg kan organisk forurensning av kloakk eller andre nitrogenkilder kan forstyrre nitrogenisotopfraksjoner i et næringsnett (Hansson et al 1997).

Abborindividet som var mest knyttet til pelagisk føde (mest negativ/lavest  $\delta^{13}\text{C}$ ) hadde spist krøkle, og samsvarer med at krøkle var mest knyttet til pelagial føde. Noe overraskende ble det funnet at abbor ble mer littoralt knyttet med økende lengde, noe som er motsatt av funn hos abbor i Hedmark (Rognerud & Fjeld 2002). En mulig forklaring på dette kan være at små abbor ikke bare beiter littoralt, men også våger seg ut pelagialen, og/eller at tilgangen på byttfisk for større abbor er god også i littoralsonen (Reidar Borgstrøm pers. medd.).

Generelt var det godt samsvar med fiskeindividenes  $\delta^{15}\text{N}$ -signatur, kvikksølvkonsentrasjon og trofisk nivå hos byttfiskartene som ble funnet i mageinnholdet. Fiskeindivider med høy trofisk signatur hadde høyt kvikksølvinnhold fordi den hadde lav individuell vekstrate ( $\bar{G}$ ), eller den hadde konsumert byttfiskarter som lå på høyt trofisk nivå, og vise versa. Det var imidlertid to abborindivider som skilte seg ut. Disse var små og middels gamle hanner og hadde vokst dårlig, men hadde forholdsvis lave kvikksølvkonsentrasjoner. Dette kunne imidlertid forklares ved individenes diett, da magene inneholdt kun evertebrater og  $\delta^{15}\text{N}$ -signaturene var blant de laveste som ble funnet hos abbor.

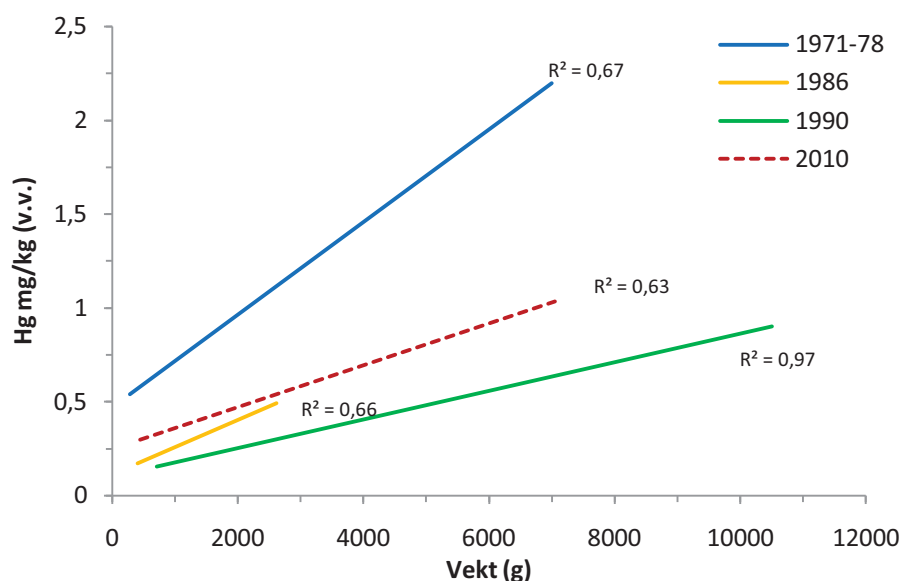
Veksten hos 5-7 vintre gamle abbor, gjedde og gjørs i Øyeren har variert i tidsrommet 1969-2010 (vedlegg 5). Noe av forskjellene i vekst kan imidlertid delvis skyldes ulik aldersavlesning eller bruk av annen beinstruktur til tilbakeberegning av vekst. I samme periode ser det ut til å ha vært til dels betydelige variasjoner i mengde kvikksølv hos abbor og gjedde fra Øyeren (Underdal 1971; Underdal 1978; Vøllestad 1987; Nordheim et al. 1990) (figur 28-29). Kvikksølvkonsentrasjonene i abbor (på vektbasis) fra Øyeren var mye lavere i 1978/1990 enn i 1971 (figur 28), noe som delvis kan være et resultat av en markant

vekstøkning hos abbor i Øyeren fra 1969 til 1994-95 (Brabrand 2002, vedlegg 5). I tråd med de tidligere endringene ble det funnet både høyere kvikksølvkonsentrasjoner og samtidig lavere vekst hos abbor 2010 enn i 1990. Økningen i kvikksølv (Lineær modell-GLM; Hg vs alder) er imidlertid ikke signifikant (vedlegg 2).



**Figur 28** – Regresjonslinjer for kvikksølv og vekt hos abbor (begge kjønn) i Øyeren 1971,  $n=23$  (Underdal 1971), 1978,  $n=5$  (Underdal 1978), 1990,  $n=26$  (Nordheim et al. 1990) og 2010,  $n=22$  (egne data). Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er anvist. Alle  $p < 0,01$ .

Det ser også ut til å ha vært en reduksjon i mengde kvikksølv hos gjedde fra 1971/78 til 1987 (Vøllestad 1987), samt en ytterligere reduksjon til 1990 (figur 29). Reduksjonen kan imidlertid ikke tilskrives endringer i vekst (vedlegg xx), siden vekstendringene ikke passer til kvikksølvendringene. Kvikksølvkonsentrasjonene i 2010 er imidlertid høyere enn i 1990, men økningen (Lineær modell-GLM; Hg vs Alder) fra 1986/1990-2010 er imidlertid ikke signifikant (vedlegg 2).



**Figur 29** – Regresjonslinjer for kvikksølv og vekt hos gjedde (begge kjønn) i Øyeren 1971-78,  $n=18$  (Underdal 1971; Underdal 1978), 1986,  $n=9$  (Vøllestad 1987), 1990,  $n=12$  (Nordheim et al. 1990) og 2010,  $n=19$  (egne data). Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er anvist. Alle  $p < 0,01$ .

Gjørsen i Øyeren ser ut til å ha hatt en klar bedring i vekst (vedlegg 5). Endringen er klarest for hunngjørs, og er betydelig bedre enn på 1990-tallet. Det finnes imidlertid ikke tidligere kvikksølvdata for sammenligning med vekstendringer, men det kan ikke utelukkes at kvikksølvkonsentrasjonene i gjørs har vært høyere.

Variasjonene i kvikksølvkonsentrasjonene i abbor og gjedde i fra 1971 til 2010 må imidlertid sees i sammenheng med at det kan ha skjedd endringer i diett. De tidligere kvikksølvanalysene inkluderer ikke analyse av diett eller stabile isotoper. Det kan derfor ikke fastslås om ulikhetene i kvikksølvkonsentrasjonene skyldes diettforskjeller. De historiske variasjonene i kvikksølvkonsentrasjonene i abbor og gjedde fra Øyeren må også sees i sammenheng med tidligere kvikksølvutslipp til vann og luft. Med økende fokus på kvikksølv som miljøgift er de norske kvikksølvutslippene samlet sett betydelig redusert de siste 20-25 årene (Anon 2010). Kvikksølv kan imidlertid også langtransporteres fra fjerntliggende land og forurensede områder langt unna kilden (Rannekleiv et al. 2009). Med noen unntak registreres det generelt en svak nedadgående trend i europeiske kvikksølvutslipp og kvikksølvdeposisjon (Pacyna et al. 2006; Munthe et al. 2007; Wängberg et al. 2010). Redusert kvikksølvdeposisjon er også registrert i norske innsjøsedimenter (Rognerud et al. 2008), og det er derfor ikke usannsynlig, at de høye



kvikksølvkonsentrasjonene i fisk på 1970-tallet (Underdal 1971) har sammenheng med større kvikksølvutslipp på den tiden. På 1960-70-tallet ble det i Mjøsa sluppet ut betydelige mengder kvikksølv fra treforedlingsindustrien (Kaste 2001) og annen industri. Eksempelvis (urelevant for fisk i denne undersøkelsen) hadde A/S Borregaard kloralkalifabrikk i Sarpsborg årlig utslipp av ca 600 kg kvikksølv i 1970 (Underdal 1971). Dette er omtrent seks ganger høyere enn estimert verdi av de totale kvikksølvutslipp fra norsk landbasert industri i 2009 (KLIF 2010). Grunnet de reduserte kvikksølvutslippene fra europeiske og lokale kilder burde man derfor forvente en nedadgående trend i kvikksølvmengden i norsk ferskvannsfisk. En reduksjon i kvikksølv siden 1970-tallet er registrert hos enkelte fiskearter i Mjøsa, selv om noen av dem viser tendens til økte konsentrasjoner de siste år (Eriksen et al. 1991; Fjeld et al. 2007). Det er nylig også registrert en nedgang i kvikksølvkonsentrasjoner hos abbor i enkelte norske innsjøer (Fjeld et al. 2010).

Tilførsler av kvikksølv kan ofte gjenspeiles i kvikksølvkonsentrasjoner i innsjøsedimenter (Rognerud et al. 2008). I likhet med en tidligere sedimentundersøkelse i Øyeren (Martinsen 2002) ble det funnet lave kvikksølvkonsentrasjoner i Øyerens sedimenter i 2010 (Greipsland 2011). Dette kan blant annet være et resultat av den store vanngjennomstrømningen i Øyeren, eller at kvikksølvbelastningen i 2010 er lav (Greipsland 2011). Det er godt dokumentert at humus i vann, totalt- eller løst organisk karbon (TOC/DOC), kan øke (Mierle & Ingram 1991; Ravichandran 2004), men også redusere metyleringsprosesser (Miskimmin et al. 1992) og dermed påvirke biotilgjengeligheten av kvikksølv på giftig form (MeHg). Endringer i TOC/DOC kan derfor påvirke mengde metylkvikksølv i ferskvannsfisk og vannlevende organismer (Verta 1990; Watras et al. 1998; Haaland et al. 2010). I Skandinavia er det registrert en generell økning i TOC ettersom sur nedbør (sulfat) har blitt ett mindre problem (Skjelkvåle et al. 2001; De Wit et al. 2007). Øyeren kan tidvis inneholde en del humus. Ifølge vannkjemiske data (Martinsen 2002; Anon 2011) varierte humusinnholdet i Øyeren i perioden 1985-2010 mellom tilstandsklasse II "god" og tilstandsklasse IV "Dårlig" jamfør Klassifiseringsveilederen 97:04 (Andersen et al. 1997). I klassifiseringsveilederen 1:2009 tilsvarer dette "Klar" og "Humøs" (Iversen 2009).

Vannkjemiske eller fysiske endringer i nedbørsfelt kan påvirke tilførsler og endringer av Hg i fisk (Sonesten 2003; Fjeld & Rognerud 2009; Fjeld 2010). Skogsdrift (Porvari et al. 2003;



Bishop et al. 2009) og skogbrann (Garcia & Carnigan 2000) kan eksempelvis øke tilførsler av kvikksølv til vannforekomster. Et varmere og fuktigere klima vil kunne påvirke mikrobiell aktivitet (Porcal et al. 2009) og dermed mengde biotilgjengelig kvikksølv.

### 5.1. Konklusjon

Det var positiv sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjonen og størrelse og alder hos abbor, gjedde og gjørs i Øyeren, noe som kan forklares med bioakkumulering og biomagnifisering av kvikksølv. Ulikheter i kvikksølvkonsentrasjon mellom artene og innen samme art ser ut til å ha sammenheng med trofisk posisjon (byttedefiskvalg), alder, størrelse og vekstrater ( $\bar{G}$ ).

I Øyeren oppnådde undersøkt abbor i større grad høye kvikksølvverdier enn gjedde grunnet lavere vekstrate. Gjørs hadde høyest trofisk posisjon, men oppnådde likevel ikke høye kvikksølvkonsentrasjoner, trolig på grunn av høy vekstrate.

Hork og krøkle var desidert viktigste förfiskarter, og dermed vil de ha stor betydning for biomagnifisering av kvikksølv hos predatorfisker i Øyeren.

Kvikksølvkonsentrasjonene i abbor og gjedde fra Øyeren 2010 var overraskende høye på bakgrunn av nedgangen som fant sted fra 1971 til 1990, og dessuten den nedadgående trenden det generelt har vært i kvikksølvutslipp i seinere år. Økte tilførsler av biotilgjengelig kvikksølv fra nedbørsfeltet gjennom TOC kan være grunner til økningen.

Både abbor, gjedde og gjørs i Øyeren har individer som overskrider EU's omsetningsgrenser og kostholdsrådet (TWI) på 0,5 mg Hg/kg. Abbor i Øyeren vil inneholde over 0,5 mg Hg/kg når den er større enn 25 cm eller anslagsvis 200 g (åtte vintre). Gjørs overskred samme grense ved anslagsvis 85 cm/2900g (13 vintre), selv om enkeltindivider oppnådde grenseverdien allerede ved 50 cm eller 1000g. Gjedde vil overskride 0,5 mg Hg/kg ved 75 cm/2500g (sju vintre). Sik i Øyeren inneholdt lave kvikksølvkonsentrasjoner (vedlegg 4), og rammes derfor ikke kostholdsrestriksjoner.

## 6. Referanser

- Anon. 2005. Miljøverndepartementet, 2005. Handlingsplan for å redusere utslipp av kvikksølv. 16s.
- Anon. 2006. Method description - Determination of  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  by use of EA/IRMS. Isotoplaboratoriet, Universitet for miljø- og biovitenskap. 13 s.
- Anon. 2010. Handlingsplan for å redusere utslipp av kvikksølv - 2010. Klima og forurensningsdirektoratet. TA 2684/2010. 23 s.
- Anon. 2011. NIVA - AquaMonitor: <http://www.aquamonitor.no/glomma/> Lest: 1. 3.2011
- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensingstilsyn. TA 1468/1997. 31 s.
- Borgstrøm, R. 1987. Gjedge. i; Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. 1987. Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo 1987
- Borgstrøm, R. & Huse, S. Foreløpig notat om kvikksølv i abbor og gjedge fra innsjøer i Halden, Rakkestad og Sapsborg kommuner. UMB-Institutt for naturforvaltning, Ås, juli 1997. Foreløpig notat. 11 s.
- Brabrand, Å. 1993. Tetthet, dybdefordeling og biomasse av fisk i Øyerens dybbasseng. Lab.Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo. LFI-Rapport-145. 32 s.
- Brabrand, Å. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000. Laboratorium for Ferskvannsökologi og innlandsfiske. LFI-rapport -207. 88 s.
- Brabrand, Å. & Lien. I. 2004. Fiskeribiologisk undersøkelse i Vansjø, Østfold. Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske. Rapport nr. 227-2004. 52 s.
- Branfireun, B. A., Hilbert, D. & Roulet, N.T. 1998. Sinks and sources of methylmercury in a boreal catchment. Biogeochemistry **41**: 277-291.
- Böhler, S., Thorshov, J.O., Holt, O.J., Holte, T.E. & Strengen, K. 2004. Driftsplan for Øyeren 2004-2008. Øyeren Grunneierlag. 37 s.
- Cabana, G. & Rasmussen, J.B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature **372**: 255-257.
- Cabana, G. & Rasmussen, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. Vol. **93**: 10844-10847.
- Callister, S. M. & Winfrey, M.R. 1986. Microbial methylation of mercury in Upper Wisconsin river sediments. Water, Air Soil Pollution **29**: 453-465.
- Christensen JM. 1964. Burning of otoliths, a technique for age determination of soles and other fish. J Cons Perm Int Explor Mer. **29**: 73-81.
- Clarkson, T.W., Magos, L. & Myers, G.J. 2003. The toxicology of Mercury – Current exposures and clinical manifestations. The New England Journal of Medicine **349**: 1731-1737.
- Compeau, G. C. & Bartha, R. 1987. Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments. Appl. Environ. Microbiol. **53**: 261-265.

- Dahl, K. 1910. Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studier av deres skjæl- Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Deelder, C.L. 1951. A contribution to the knowledge of the stunted growth of perch (*Perca fluviatilis*) in Holland. *Hydrobiologia* Vol 3. No 4: 357-378.
- De Wit, H. A., Mulder, J., Hindar, A. & Hole, L. 2007. Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environmental Science & Technology* 41: 7706-7713.
- Eklöf, K., Fölster, J. & Bishop, K. 2009. Kvicksilvertrender i Svenska vattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 2009:1. 55s.
- Eriksen, H., Qvenild, T., Skurdal, J. & Fjeld, E. 1991. Kvikksølv i aure, lake og krøkle fra Mjøsa 1982-84. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 16/91. 25 s.
- EU 2006. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuff. Commission regulation (EC) No 1881/2006. 25 s.
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N. & Brevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA. LNR-4072-99. 37 s.
- Fjeld, E. & Rognerud, S. 2002. Kvikksølv i storørret og røye i norske innsjøer, 2000-2001. NIVA rapport; LNR 4502-02. 42 s.
- Fjeld, E. & Rognerud, S. 2004. Kvikksølv i ferskvannsfisk i fra Sør-Norge i 1998-2002, nivåer og tidsmessig utvikling. NIVA Rapport – 4813/2004. 58 s.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Maage, A., Kjellberg, G., Øxnevad, S. & Ptacnikova, R. 2007. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv. SFT. TA 2349/2007. 33 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. & Rognerud, S. 2009a. Regional undersøkelse av kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Rapportnr: TA 1056/2009. 82 s
- Fjeld, E. & Rognerud S. 2009b. Kvikksølv i ørret fra Sør-Norge, 2008. Rapportnr: TA 2850/2009. 20 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Rognerud, S., Christensen, G., Dahl-Hansen, G. & Veiteberg Braaten H.F. 2010. Miljøovervåkning av kvikksølv i Abbor, 2010. KLIF. TA-2737/2010. 33 s.
- Frost, W.E. 1954. The food of pike, *Esox lucius*, in Windemere. *Journal of Animal Ecology* 23 (2): 339-360.
- Frost, W.E. & Kipling, C. 1959. Determination of the age and growth of pike (*Esox lucius* L.) from scales and opercular bones. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 24 (2): 314-341.
- Frost, W.E. & Kipling, C. 1967. A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius*, in Windemere. *Journal of Animal Ecology* Vol. 36 (3): 651-693.
- Frøslie, A. 1987. Notat 19.08.1987. Muskulatur fra 7 fisk for Hg-analyse. Journalnr: 1064. Veterinærinstituttet. 1 s.

- Garcia, E. & Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned and undisturbed catchments. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* **57**: 129-135.
- Geier, D.A., King, P.G., Sykes, L.K. & Geier, M.R. 2008. A comprehensive review of mercury provoked autism. *Indian J Med Res* **128**: 383-411.
- Glomstad, B., 2010. Utvikling av metode for bestemmelse av metylkvikksølv i ekstraherte og oppsluttede prøver av sediment og biota ved hjelp av kalddamp atomabsorpsjonsspektroskopi. Masteroppgave ved Istitutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 72 s.
- Grande, M. 1972. Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua. Rapportdel III -Fiskeribiologiske undersøkelser. Norsk institutt for vannforskning. O-55/68. 29 s + vedlegg.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, N., Dahl, R. & Jørgensen, P.J. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology* **19**: 417-428.
- Greipsland, I. 2011. Kvikksølv i sediment og mort (*Rutilus rutilus*) fra Øyeren – Fokus på bioakkumulering og biomagnifisering. Masteroppgave UMB – Institutt for plante- og miljøvitenskap.
- Greyerz, E., Bignert, A., Olsson, M. & Petersson Gruvé, K. 2000. Kvikksilver i gädda från Norrlandskusten – En undersökning med konsumtionsperspektiv. En samproduktion från länsstyrelserna i Norrbottens, Västerbottens, Västernorrlands och Gävleborgs län samt Livsmedelsverket, 2000. 25 s.
- Götberg, A. 1983. Intensive fishing: A way to reduce the mercury levels in fish. *Ambio* **12** (5): 259-261.
- Haaland, S., Riise, G., Hongve, D. & Blakar, I.A. 2010. Increased Hg accumulation in Perch – linked to the decline in acid rain deposition. Poster. Bioforsk, Ås/Norway. 1 s.
- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J.W.M., & Rosenberg, D. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Kluwer Academic Publishers. Water, Air and Soil Pollution* **100**: 13-24.
- Hannerz, L. 1968. Experimental investigations of the accumulation of mercury in water organisms. Fishery Board of Sweden, Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Report No. **48** : 120-176 .
- Hansen, L.P. 1978. Forekomst og fordeling av noen fiskearter i Nordre Øyeren. *Fauna* **31**: 175-183.
- Hansson, S., Hobbie, J.E., Elmgren, R., Larsson, U., Fry, B. & Johansson, F. 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology* **78** (7): 2249-2257.
- Harris, R.C. & Bodaly, R.A. 1998. Temperature, growth and dietary effects of fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry* **40**: 175-187.
- Hattula M.J., Särkkä, J., Janatuinen, J., Paasivirta, J. & Roos, A. 1978. Total mercury and methyl mercury content in fish from lake Päijänne. *Environmental Pollutants* **17**: 19-29.
- Hecky, R. E., og Hesslein R.H. 1995. Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **14**: 631-653.

- Heibo, E., Magnhagen, C. & Vøllestad, L.A. 2005. Latitudinal variation in life-history traits in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* **86** (12): 3377-3386.
- Heron, H., Dencker, H., Reinhardt, C., Bendixen, E. L., Jørgensen, G.E., Heidam, N., Christensen, N., Rebsdorf, Å., Møhlenberg F., & Hansen, E. 1987. Kviksvrederegørelse. Redegørelse fra Miljøstyrelsen. ISBN: 87-503-6739-0. 106 s.
- Holtan, H., 1962. Undersøkelse av Øyeren som drikkevannskilde for Eidsberg vannverk. NIVA. O-325. 45 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandfiskenes utbredelse og indvandring i Norge. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106. Lest i: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. 2000. Fisk i ferskvann- Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* **17**: 411-429.
- Høgåsen, T., 2010. Vannkjemiske data fra Øyeren 1980-2009 (upubl. data) – Regional overvåkning. NIVA.
- Iverfeldt, Å., Munthe, J., Brosset, C. & Pacyna, J. 1995. Long-term changes in concentration and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia. *Water, Air, and Soil Pollution* **80**: 227-233.
- Iversen, A. 2009. Direktoratets gruppa Vanndirektivet: Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 179 s.
- Jenssen, M., Borgstrøm, R., Salbu, B. & Rosseland, B.O. 2010. The importance of size and growth rate in determining mercury concentrations in European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and Brown trout (*Salmo trutta*) in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* **642**: 115-126.
- JECFA 2006. Methylmercury. Summary and conclusions of the 67<sup>th</sup> Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. WHO Technical Report Series 940. [www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/summary67.pdf](http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/summary67.pdf).
- Johnsson, C., Sällsten, G., Schütz, A., Sjörs, A. & Barregård, L. 2004. Hair mercury levels for versus freshwater fish consumption in household members of Swedish angling societies. *Environmental Research* **96** (3): 257-263.
- Kaste, Ø. Fjeld, E. & Øxnevad, S. 2001. Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder. NIVA-Rapport: 4334-2001. 53 s.
- Keskinen, T. & Marjomäki, T.J. 2003. Growth of pikeperch in relation to lake characteristics: total phosphorous, water colour, lake area and depth. *Journal of Fish Biology* **63**: 1274-1282.
- Keskinen, T. & Marjomäki, T.J. 2004. Diet and prey size spectrum of pikeperch in lakes in central Finland. *Journal of Fish Biology* **65**: 1147-1153.
- Kidd, K.A., 1995. Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Science of the Total Environment* **160**: 381-390.

- KLIF 2010. Utslipp av kvikksølv fra norsk landbasert industri. <http://www.norskeutslipp.no/Templates/NorskeUtslipp/Pages/component.aspx?id=74&epslanguage=no&ComponentType=utslipp&ComponentPageID=74>. Lest 15.04.2010.
- Kvale, J.H. 1982. Abbor, (*Perca fluviatilis* L.), Røye (*Salvelinus alpinus* L.) og ørret (*Salmo trutta* L.) i Hommersjøen 1980 - Relative mengdeforhold, fordeling i vannet, ernæring og vekst. Hovedoppgave Institutt for naturforvaltning. Norges Landbrukshøgskole. 106 s.
- Kålås, J.A., Viken, Å. og Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge. 416s
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge. 480 s.
- Laarman, P. W., Willford, W. A. & Olson, J. R. 1976. Retention of Mercury in the Muscle of Yellow Perch (*Perca flavescens*) and Rock Bass (*Ambloplites rupestris*). Transactions of the American Fisheries Society **105** (2): 296 – 300.
- Lappalainen, J., Milardi, M., Nyberg, K. & Venäläinen, A. 2009. Effects of water temperature on year-class strength and growth patterns of pikeperch (*Sander lucioperca*) in the brackish Baltic Sea. Aquatic Ecology **43**: 181-191.
- Lea, E. 1919. On the methods used in herring investigations- Publs. Circonst. Cons. Perm. Int. Explor. Mer. **53**: 7-174.
- Le Cren, E.D. 1947. The determination of the age and the growth of the Perch (*Perca fluviatilis*) from the Opercular bone. Journal of Animal Ecology. Vol. **16** (2): 188-204.
- Le Cren, E.D. 1958. Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis*) over twenty-two year study with special reference to the effects of temperature and changes in population density. Journal of Animal Ecology, Vol. **27** (2): 287-334.
- Lien, I. & Brabrand, Å. 2004. Kvikksølv i gjedde, gjørs og abbor i Vansjø, Østfold. Laboratorium for ferskvannsökologi- og innlandsfiske. LFI-Rapport nr. 226-2004. 20 s.
- Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Hovsenius, G., Håkanson, G., Iverfeldt, Å., Meili, M. & Timm, B. 1991. Mercury in the Swedish Environment – Recent research on causes, consequences and corrective methods. Water, Air and Soil Pollution **55**: 1-261.
- Lohne, S., 2009. Laboratorieøving: Kvikksølv i fisk - Cold Evaporation Atome Absorption Spectrophotometry. KJM 340 – 2009. Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 4s.
- Martinsen, T., 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyere 1994-2000 –Vannkvalitet. ANØ Rapport 26/01. ANØ Miljøkompetanse. Kjeller. 68s.
- Mendelhall, W. & Sincich, T. 2003. A second course in statistics – Regression analysis. Sixth edition. Pearson Education/Prentice Hall. 880 s.
- Mierle, G. & Ingram, R. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water, Air and Soil Pollution **56**: 349-357.
- Miskimmin, B.M., Rudd, J.W.M. & Kelly, C.A. 1992. Influence of DOC, pH, and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **49**: 17–22.



- Munthe, J., Wanberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P. & Meili, M. 2007. Mercury in Nordic Ecosystems. IVL Report B1761. 58 s.
- Nordheim, G., Ydersbotn, T., & Ørjasæther, H., 1990. Kartlegging av kvikksølv i fisk fra Øyeren. Miljøpakke Romerike 1990 (Unpubl. data). Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., & Wilson, S. 2006. Global antropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* **40**: 4048-4063.
- Peltonen, H., Rita, H. & Ruuhijärvi, J. 1996. Diet and prey selection of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in lake Vesijärvi analysed with a logit model. *Ann. Zool. Fennici*. **33**: 481-487.
- Pethon, P. 2005. Aschehougs store fiskebok. Aschehoug Forlag, Oslo. ISBN 82-03-23247-7. 480 s.
- Popova, O.A. 1978. The role of predaceous fish in ecosystems. 215-249. In: Ecology of Freshwater fish production. Eds. Gerking, S.D. 1978. Blackwell Scientific Publications. London. 520 s.
- Porcal, P., Koprivnjak, J. F., Molot, L. A. & Dillon, P. J. 2009. Humic substances-part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change. *Environmental Science and Pollution Research* **16**: 714-726.
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J. & Haapanen, M. 2003. Forestry Practices Increase Mercury and Methyl Mercury Output from Boreal Forest Catchments. *Environ. Sci. Technol.* **37**: 2389-2393.
- Power, M., Klein, G.M., Guiguer, K.R.R.A. & Kwan, M.K.H. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology* **39**: 819-830.
- Ranneklev, S., Wit, H., Jenssen, M. & Skjelkvåle, B.L. 2009. An assessment of Hg in the freshwater aquatic environment related to long-range transported air pollution in Europe and North America. ICP Waters Report 97/2009. 47s.
- Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter – a review. *Chemosphere* **55**: 319-331.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 191. 382 s.
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statelig program for forurensningsovervåkning, Rapport SFT-TA 1380/1996 (NIVA 673/96). 21 s. + vedlegg.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 2002. Kvikksølv i fisk fra Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-Rapport: 4487-2002. 46 s.
- Rognerud, S., Grimalt, J.O., Rosseland, B.O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R., Lauritzen, B., Lien, L., Massabuau, J.C. & Ribes, A. 2002. Mercury and organochloride contamination in brown trout (*Salmo trutta*), and arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago, Water, Air, and Soil Pollution. Focus **2**: 209-232.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G. & Røyseth, G.O. 2008. Forurensing av metaller, PAH og PCB. Nasjonal innsjøundersøkelse, 2004-2006. Del 2: Sedimenter. TA 2362/2008. 86 s.

- Rosseland, B. O., Massabuau, J.-C., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Raddum, G., Rognerud, S. & Vives, I., 2001. Fish Ecotoxicology: Fish sampling manual for live fish. European Mountain lake Ecosystems Regionalisation, diagnostic and socio-economic Evaluation (EMERGE). NIVA. 7 s. (<http://www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf>).
- Rosseland, B.O., Rognerud, S., Collen, P., Grimalt, J., Vives, I., Massabuau, J.-C., Lackner, R., Hofer, R., Raddum, G., Fjellheim, A., Harriman, R. og Pina, B. 2007. Brown trout in Lochnagar: population and contamination by metals and organic micropollutants. *In* Rose, N. (ed), Lochnagar: the natural history of a mountain lake. Developments in Paleoenvironmental Research (DPER) Vol. 12. Springer, Dordrecht: 253-285.
- Rørslett, B. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000 Fagrapport: Vannbotanikk. NIVA rapport: LNR 4516-2002. 88 s.
- Sandström, O. 2000. Kvivcksilver i kustfisk. Svenska Fiskeriverket. Rapport 2000: 2.
- Sharma, C., & Borgstrøm, R., 2007. Age determination of pike length through use of metapterygoid bone. *Journal of Fish Biology* **70**: 1636-1641
- Sharma, C., & Borgstrøm, R. 2008. Increased population density of pike (*Esox lucious*) – a result of selective harvest of large individuals. *Ecology of freshwater fish* **17**: 590-596.
- Sharma, C., Borgstrøm, R., Huitfeldt, J.S. & Rosseland, B.O. 2008. Selective exploitation of large pike *Esox lucious*, Effects on mercury concentrations in fish populations. *Science of the total Environment* **399**: 33-40.
- Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S. & Laliberte, D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. *Environmental Research* **98**: 73-82.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A. & Andersen, T. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrology and Earth System Sciences* **5**: (No. 3) 327-337.
- Sonesten, L. 2003. Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in perch (*Perca fluviatilis*) in circumneutral lakes. *Water, air and soil pollution* **144**: 117-139.
- Spry, D.J. & Wiener, J.G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes – A critical review. *Environmental Pollution* **71**: 243-304.
- Svae, P.S. 2011. Høye kvikksølvkonsentrasjoner i asp (*Aspius aspius*) fra Øyeren er bestemt av byttefiskvalg, alder og individuell vekstrate. Masteroppgave UMB – Institutt for naturforvaltning. 50 s.
- Sømme, L. D. 1941. Ørretboka. Oslo. Jakob Dybwads forlag. Lest i: Rosseland et al. 2003.
- Tarvainen, M., Vuorio, K. & Sarvala, J. 2008. The diet of Ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.) in northern lakes: new insight from stable isotope analyses. *Journal of Fish Biology* **72**: 1720-1735.
- Tærud, J.K., Norheim, G., Høie, R. & Kristiansen, T. 1987. Kvikksølv i fisk fra Hølandsvassdraget - Vurdering av helserisiko ved konsum. Nedre Romerike kjøtt- og næringsmiddelkontroll. Veterinærinstituttet. Strømmen. 23 s.



- Underdal, B. 1971. Kvikksølvundersøkelser i fisk fra Øyeren, nedre delen av Glomma og fra einskelde vatn i Austfold fylke. Rapport, Institutt for næringsmiddelhygiene. Norges Veterinærhøgskole. Januar 1971. 25 s.
- Underdal, B. 1978. Kvikksølvundersøkelse av fisk fra Øyeren. Notat. Institutt for næringsmiddelhygiene. Norges Veterinærhøgskole. Oslo 7. Aug. 1978.
- Ullrich, S.M., Tanton, T.W. & Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical reviews in Environmental Science and Technology* **31**: 241–293.
- Vander Zanden, J. & Rasmussen, J.B. 2001. Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  Trophic Fractionation: Implications for Aquatic Food Web Studies. *Limnology and Oceanography* **46** (8): 2061–2066.
- Verta, M. 1990. Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: Anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish. Doctoral dissertation, University of Helsinki. Publication of the Water and Environ. Research Inst., Nat. Board of Waters and the Environ. Finland, Vol. 6, 1990.
- Vøllestad, L.A., Skurdal, J. & Qvenild Tore. 1986. Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius*) in four Norwegian lakes. *Archiv für Hydrobiologie* **108**: 107–117.
- Vøllestad, L.A. 1987. Kvikksølv i fisk i Østfold 1986. Rapport nr. 7 - 1987. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen.
- Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison K.A. & Wente, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *The Science of the Total Environment* **219**: 183–208.
- Wängberg, I., Aspö, P., Pfaffhuber, K., Berg, T., Hakola, H., Kyllönen, K., Munthe, J., Porvari, P. & Verta, M. 2010. Atmospheric and catchment mercury concentrations and fluxes in Fennoscandia. *TemaNord 2010*: **594**. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 55 pp.
- Ørjasæter, H., Skogheim, O. & Hansen, J.R. 1988. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet i fisk i Setten og fem tjern i Setten sitt nedbørsfelt våren 1985. Foreløpig notat. Mai 1988.
- Øxnevad, S. 1995. Fiskeribiologiske undersøkelser i den sørlige delen av Øyeren. Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Østfold, rapp **2:95**, 33s
- Åkerblom, S & Johansson, K. 2008. Kvikksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Institutionen for miljöanalys – SLU. Rapport **2008:08**. 21 s.

## **Vedlegg**

**Vedlegg 1** – Historiske vannkjemiske data i Øyeren 2005-2010

**Vedlegg 2** – Forholdet mellom kvikksølv og alder (abbor og gjedde) i Øyeren 1990 og 2010

**Vedlegg 3** – Kvikksølvdata fra abbor, gjedde og gjørs i Vansjø 2002

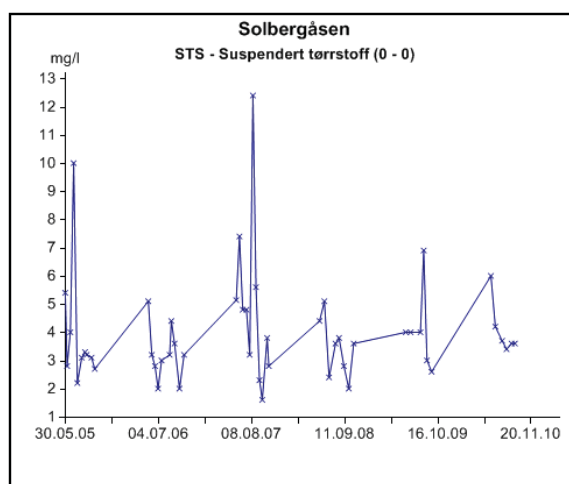
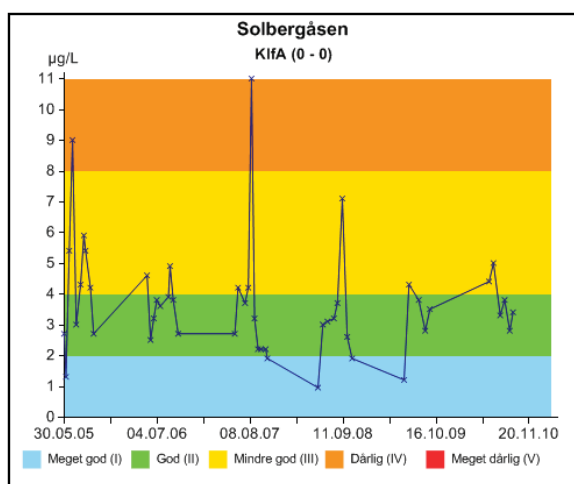
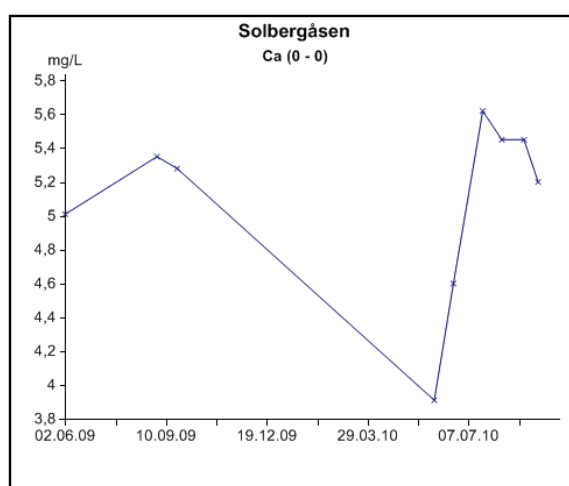
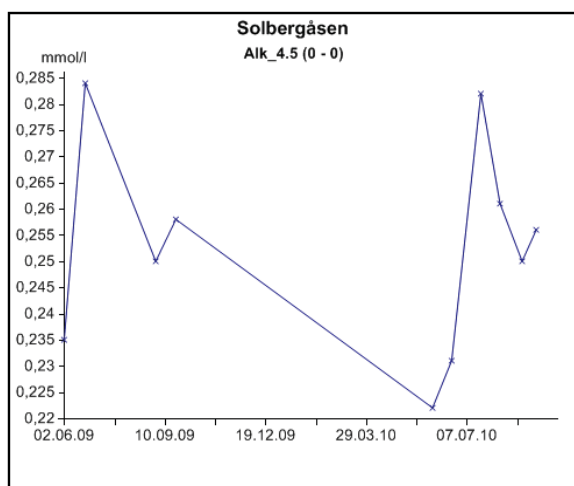
**Vedlegg 4** – Kvikksølvkonsentrasjoner i Sik fra Øyeren 2010. Data etter: Svae 2011.

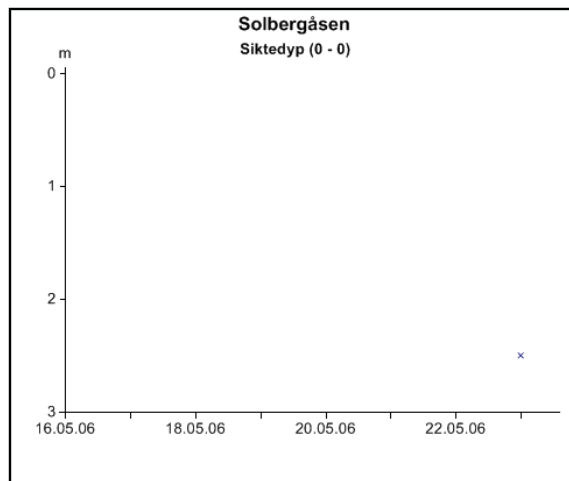
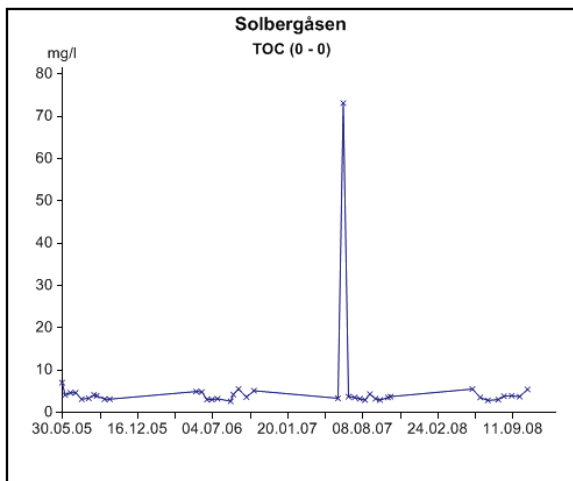
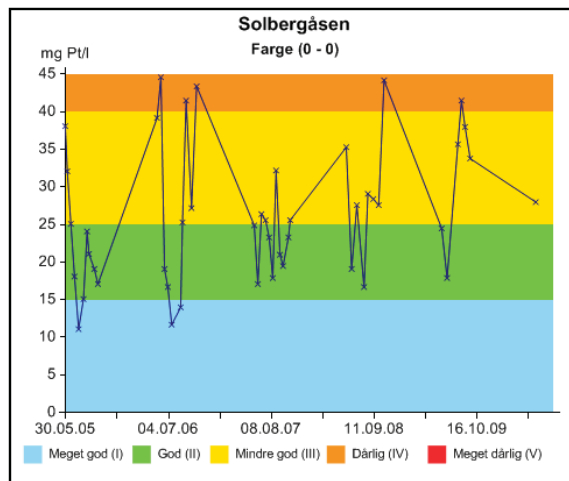
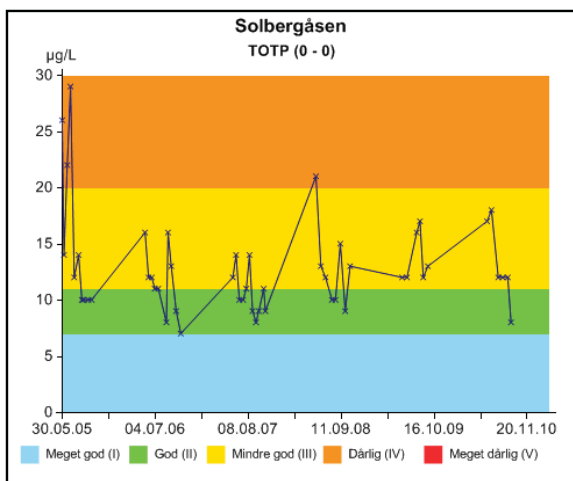
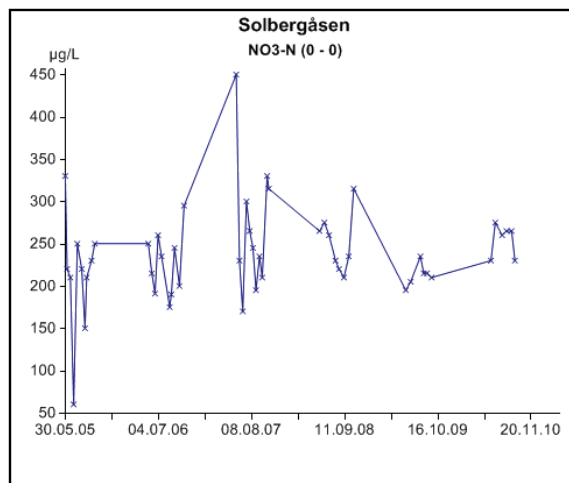
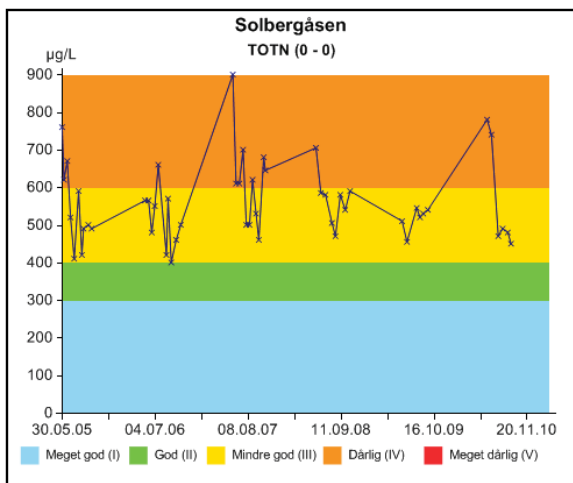
**Vedlegg 5**– Vekst hos abbor, gjedde og gjørs i Øyeren i perioden 1969-2010

**Vedlegg 1 – Historiske vannkjemiske data fra Øyeren.** Data etter: Høgåsen 2011\* og Martinsen 2002”.

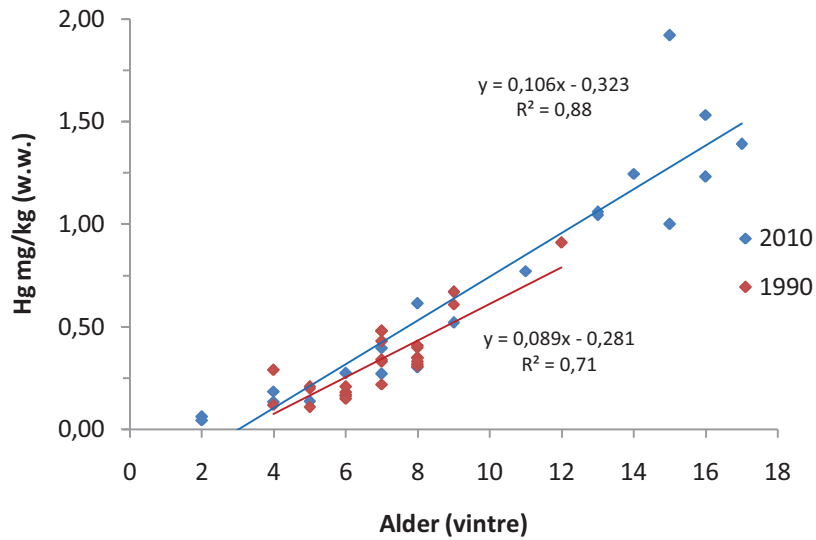
| Parameter        | Verdi <sub>min-maks</sub> | Tidsperiode for prøvetakning |
|------------------|---------------------------|------------------------------|
| pH               | 6,2-7,6                   | Mars 1980- aug.1988*         |
| Ca               | 5,28-5,33 mg/l            | Juni – sept. 2009”           |
| TOC              | 2,7-5,4 mg/l              | Mai - okt. 2008”             |
| Fosfor (Tot P)   | 10-29 µg/l                | Mai 2005 – mai 2006”         |
| Nitrogen (Tot N) | 520-540 µg/l              | Aug. - sept. 2009”           |
| Siktedyp         | 1,3-2,7 m                 | Mai - aug. 1988/2006”        |
| Farge (Pt)       | 17,8-41,4 mg Pt/l         | Juni - sept. 2009”           |

Prøvene er tatt i Øyeren ved Solbergåsen. Ca, Alkalinitet, TOC, Tot-N, Tot-P, Suspendert stoff, Farge, Klorofyll A. Anon 2011 NIVA AkvaMonitor. Lest 24.02.2011

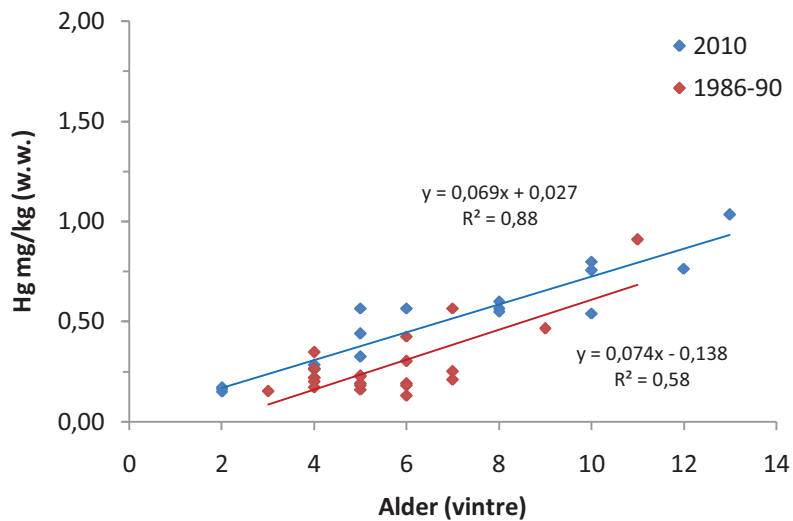




## Vedlegg 2 – Endring i kvikksølv i forhold til alder i abbor og gjedde

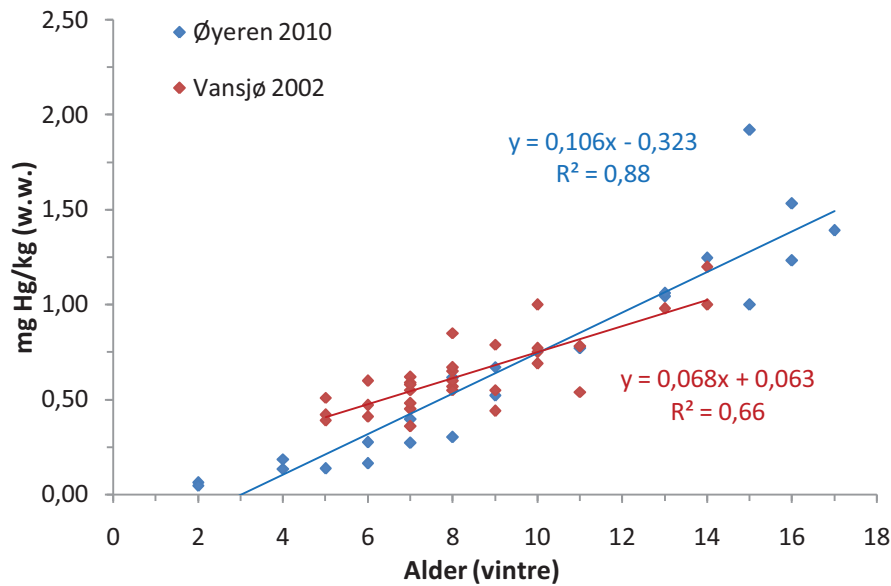


*Figur xx – Forholdet mellom kvikksølv og alder hos abbor i Øyeren 1990 (Nordheim et al. 1990) og 2010 (egne data). Regresjonslikninger og korrelasjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er angitt. Endringen i kvikksølv (Lineær modell-GLM) er ikke signifikant,  $p=0,358$ .*

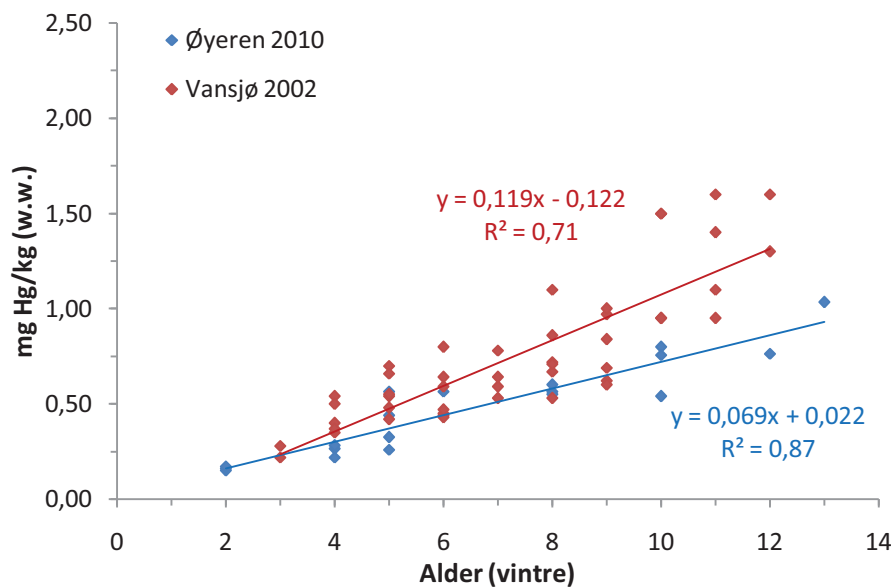


*Figur xx – Forholdet mellom kvikksølv og alder hos gjedde i Øyeren 1986-90 (Vøllestad 1987; Nordheim et al. 1990) og 2010 (egne data). Regresjonslikninger og korrelasjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er angitt. Endringen i kvikksølv (Lineær modell-GLM) er ikke signifikant,  $p=0,755$ .*

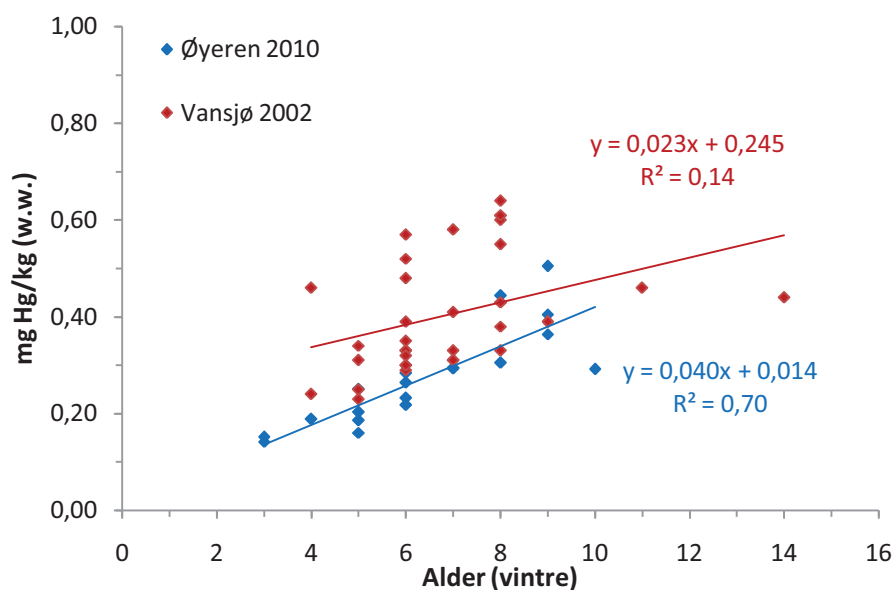
### Vedlegg 3 – Kvikksølvdata fra abbor, gjedde og gjørs i Vansjø 2002.



**Figur xx** - Forholdet mellom kvikksølv og alder hos abbor i Vansjø 2002 ( $n=31$ ) og Øyeren 2010 ( $n=22$ ). 2-sample t-test (Øyeren=Vansjø):  $T=0,37$ ,  $DF=25$ ,  $P=0,712$ ). Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er angitt. Data fra Vansjø etter: Lien & Brabrand 2004.

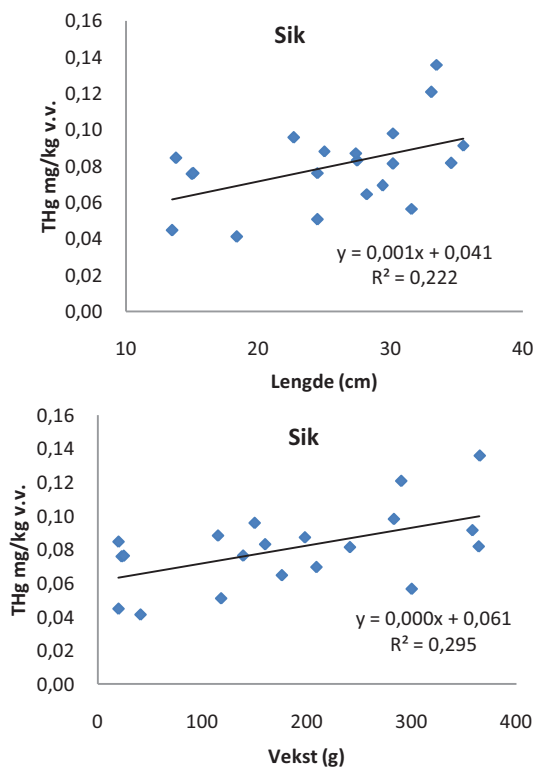


**Figur xx** - Forholdet mellom kvikksølv og alder hos gjedde i Vansjø 2002 ( $n=46$ ) og Øyeren 2010 ( $n=19$ ). 2-sample t-test (Øyeren<Vansjø):  $T=-3,54$ ,  $DF=47$ ,  $P=0,000$ ). Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er angitt. Data fra Vansjø etter: Lien & Brabrand 2004.



**Figur xx** - Forholdet mellom kvikksølv og alder hos gjørs i Vansjø 2002 ( $n=35$ ) og Øyeren 2010 ( $n=19$ ). 2-sample t-test ( $\text{Øyeren} < \text{Vansjø}$ ):  $T=-4,39$ ,  $DF=42$ ,  $P=0,000$ ). Regresjonskoeffisienter ( $R^2$ ) er angitt.. Data fra Vansjø etter: Lien & Brabrand 2004 . Merk ulik skala!

#### Vedlegg 4 – Kvikksølvkonsentrasjoner i Sik fra Øyeren 2010. Data etter: Svae 2011.



| Fisk ID | Lengde (mm) | Vekt (g) | Hg (mgTHg/kg) |
|---------|-------------|----------|---------------|
| 500     | 335         | 365      | 0,14          |
| 501     | 316         | 300      | 0,056         |
| 502     | 331         | 290      | 0,12          |
| 504     | 227         | 150      | 0,096         |
| 505     | 275         | 160      | 0,083         |
| 506     | 250         | 115      | 0,088         |
| 507     | 274         | 198      | 0,087         |
| 508     | 346         | 364      | 0,082         |
| 509     | 355         | 358      | 0,091         |
| 510     | 282         | 176      | 0,065         |
| 512     | 184         | 41       | 0,041         |
| 514     | 302         | 241      | 0,081         |
| 515     | 150         | 23       | 0,076         |
| 516     | 135         | 20       | 0,045         |
| 517     | 138         | 20       | 0,085         |
| 518     | 151         | 25       | 0,076         |
| 532     | 245         | 118      | 0,051         |
| 537     | 302         | 283      | 0,098         |
| 538     | 245         | 139      | 0,076         |
| 538     | 294         | 209      | 0,069         |



**Vedlegg 5** – Lineært tilbakeberegnet gjennomsnittlig vekst for 5-7 vinter gammel abbor, gjedde og gjørs i Øyeren i perioden (1969-2010). Data etter: Grande 1972; Øxnevad 1995; Brabrand 2002; og egne data.

