

# Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2008



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2008	Løpenr. (for bestilling) 5784-2009	Dato Mai 2009
	Prosjektnr. Undernr. O-28318	Sider Pris 45
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Torleif Bækken og Atle Rustadbakken	Fagområde Ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Trykket CopyCat

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernnavdelingen	Oppdragsreferanse Ola Gillund
--	----------------------------------

**Sammendrag**

Undersøkelsene i 2008 tydet på at innsjøene Femund og Store Røgden samt søndre del av Trysilelva er lite påvirket av næringsstoffer og lett nedbrytbart organisk stoff. Femund og Røgden kan karakteriseres som næringsfattige innsjøer. Femund og Trysilelva ved Lutnes viste ingen tegn til forsuring. Røgden hadde svakt sure vannmasser (pH 6,5) og god syrenøytraliserende kapasitet, men alkalitet og konsentrasjonen av kalsium har sunket siden kalkingen opphørte i 2001. Krepssdyrplanktonet i innsjøen og bunnsfaunaen i utløpselva viste imidlertid ikke tegn til forsuring. Konsentrasjonene av tungmetaller og arsen var lave i de tre vannforekomstene. De undersøkte ørretene fra Femund og Trysilelva hadde alle lavere konsentrasjoner av kvikksølv enn grenseverdien på 0,5 µg/g. Av abborer fra Røgden hadde én fisk litt høyere kvikksølvkonsentrasjon enn grenseverdien, mens de øvrige hadde lavere enn grenseverdien. Nivåene av kvikksølv i abbor fra Røgden og ørret fra Trysilelva og Femund skilte seg ikke ut fra de en finner for tilsvarende arter i andre innsjøer i regionen. Tidligere undersøkelser tyder imidlertid på at det finnes fiskepisende fisk i Femund og Røgden som akkumulerer kvikksølv i større grad enn det som ble funnet her. Konsentrasjonene av organiske mikroforurensninger i fisk lå i hovedsak innenfor bakgrunnsnivåene for ikke-fiskepisende ferskvannsfisk i Norge.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Femund	1. Lake Femund
2. Trysilelva	2. River Trysilelva
3. Røgden	3. Lake Røgden
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status



Jarl Eivind Løvik  
Prosjektleder



Unn Hilde Refseth  
Forskningsleder



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

# **Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2008**

## Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av Femund, Trysilelva ved Lutnes og Røgden i Hedmark i 2008. Undersøkelsen omfatter vannkvalitet, økologisk tilstand og konsentrasjoner av metaller i vann samt konsentrasjoner av kvikksølv og organiske miljøgifter i fisk. Overvåkingen er gjennomført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen, og kontaktperson hos fylkesmannen har vært Ola Gillund.

Prosjektleder for NIVA har vært Jarl Eivind Løvik ved NIVAs Østlandsavdeling. Undersøkelsen av bunndyr er gjennomført av Torleif Bækken (NIVA). Feltarbeidet for øvrig er gjennomført av Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud (NIVA) og Amund Nordli Løvik. Fisk fra Femund er skaffet fra Femund Fiskerlag AL, Elgå, mens Snorre Grønnes i Gjerfloen Fluefiske, Plassen, har skaffet fisk fra søndre del av Trysilelva. Atle Rustadbakken (NIVA) har aldersbestemt fisken og vurdert kvikksølvkonsentrasjoner i fisk. Prøver av begroingsorganismer ble analysert og vurdert av Randi Romstad (tidligere NIVA), mens Pål Brettum (tidligere NIVA) har analysert planteplankton.

Alle kjemiske analyser av vannprøver og av kvikksølv i fisk er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Stabile C- og N-isotoper i fisk er analysert av Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller. Analyser av organiske miljøgifter i fisk er utført ved Typhoon-laboratoriet i Moskva i samarbeid med Akvaplan-NIVA i Tromsø. En analyse av fekale indikatorbakterier ble utført av LabNett Hamar.

Samtlige takkes for godt samarbeid!

Ottestad, 8. mai 2009

*Jarl Eivind Løvik*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>9</b>
<b>3. Resultater og vurderinger</b>	<b>13</b>
3.1 Typifisering av vannforekomstene	13
3.2 Næringsstoffer, plankton og begroing	13
3.3 Forsuring – vannkjemi og kreppdyrplankton	17
3.4 Bunndyr – økologisk tilstand og biomangfold	18
3.5 Konklusjoner – overgjødning og forsuring	21
3.6 Hygienisk forurensning	21
3.7 Miljøgifter	22
3.7.1 Metaller i vann	22
3.7.2 Kvikksølv i fisk	22
3.7.3 Organiske miljøgifter i fisk	25
<b>4. Litteratur</b>	<b>28</b>
<b>5. Vedlegg</b>	<b>30</b>

---

## Sammendrag

Hensikten med denne undersøkelsen har vært å skaffe nye data og ny kunnskap om vannkvalitet, forurensningssituasjon og økologisk tilstand i Femund, søndre del av Trysil-elva og Store Røgden. Dette er grensevassdrag i Hedmark som inngår i første planfase i forbindelse med implementeringen av Vanddirektivet. Overvåkingen omfatter påvirkningstyper som næringsstoffer, organisk belastning, forurensning, tarmbakterier og miljøgifter inklusive kvikksølv og andre tungmetaller samt utvalgte organiske mikroforurensninger.

### *Femund*

Femund hadde meget lave konsentrasjoner av næringsstoffer og meget små mengder tilsvarende svært næringsfattige (ultraoligotrofe) vannmasser (tilstandsklasse I). Sammensetningen innen planteplankton, krepsdyreplankton og bunndyr i strandsonen tydet også på rentvannsforhold og en vannkvalitet tilnærmet lik en forventet naturtilstand. Økologisk tilstand i Femund vurderes derfor som svært god med hensyn til næringsstoffer og organisk belastning. Det ble ikke observert vesentlige endringer siden forrige undersøkelse i 1991. Bunnfaunaens sammensetning i utløpselva Gløta indikerte god økologisk tilstand. Videre tydet undersøkelsen på at Femund og Gløta ikke er forsuret.

Vann fra Femund hadde meget lave konsentrasjoner av tungmetallene kadmium, krom, kobber, nikkel, bly og sink (tilstandsklasse I). Konsentrasjonen av arsen var også meget lav. Konsentrasjonen av kvikksølv i ørret fra Femund varierte i området 0,03-0,38 µg/g med middelvei 0,16 µg/g. Ingen av de analyserte fiskene hadde konsentrasjoner som oversteg grenseverdien på 0,5 µg/g. Ørretmaterialet bestod av 4-9 år gammel fisk i størrelsen 56-567 g (den største veid i sløyd tilstand). I en tidligere undersøkelse av fisk fra Femund ble det påvist kvikksølv-konsentrasjoner over grenseverdien for flere ørreter over 1 kg. Disse var imidlertid fiskespisende individer på et høyere trofisk nivå enn det som var representert i foreliggende undersøkelse.

De organiske mikroforurensningene PCB, HCB, DDT, chlordan, toxafen og PBDE ble påvist i blandprøve av ørret fra Femund. Konsentrasjoner var imidlertid generelt lave og på nivå med vanlige variasjonsområder for ikke-fiskespisende fiskebestander i områder uten kjente lokale kilder. Dioksiner og klororganiske pesticider som HCH, Endrin, Dieldrin og Mirex ble ikke påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene i ørret fra Femund.

### *Trysil-elva*

Konsentrasjonene av næringsstoffer var lave tilsvarende meget god vannkvalitet (tilstandsklasse I) i Trysil-elva ved Lutnes. Ut fra begroingsfunnet kan økologisk tilstand betegnes som god til svært god, mens bunndyrsfunnet indikerte god tilstand med hensyn til næringsstoffer og organisk belastning. Det ble ikke påvist endringer i økologisk tilstand siden forrige undersøkelse i 2006. Bunnfaunaen og de kjemiske analysene indikerte at Trysil-elva ikke er forsuret på denne lokaliteten. Tettheten av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) var lav (tilstandsklasse II) og tydet på liten påvirkningsgrad med hensyn til kloakk og husdyrgjødsel i denne delen av Trysil-elva.

Konsentrasjonene av tungmetaller var meget lave (tilstandsklasse I). Det samme gjaldt arsen. Konsentrasjonene av disse elementene lå innenfor eller svært nær variasjonsområdene som ble funnet i 2006. Ørreten fra nedre del av Trysil-elva hadde konsentrasjoner av kvikksølv i området 0,06-0,38 µg/g med middelvei på 0,19 µg/g. Ørretmaterialet bestod av 4-10 år gammel fisk i størrelsen 93-842 g. Den største ørreten hadde den høyeste konsentrasjonen, men ingen hadde konsentrasjoner høyere enn grenseverdien på 0,5 µg/g. Selv om en må forvente at det finnes større ørret enn dette i elvesystemet, er det sannsynlig at disse utgjør en relativt liten andel av konsumert fisk fra elva.

Undersøkelsen av organiske mikroforurensninger i ørret (blandprøve) viste konsentrasjoner av PCB, HCB, chlordan, toxafen og PBDE i nivåer som ligger innenfor de vanlige bakgrunnsnivåene for ikke-fiskespisende ferskvannsfisk i Norge. Dioksiner og klororganiske pesticider som HCH, Endrin, Dieldrin og Mirex ble ikke påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene i ørret fra Trysilelva.

### **Røgden**

Undersøkelsen i 2008 og tidligere undersøkelser i 2003 og 2004 viser at Røgden er en næringsfattig innsjø med lave konsentrasjoner av næringsstoffer og små algemengder tilsvarende meget god til god vannkvalitet (tilstandsklasse II). Økologisk tilstand med hensyn til næringsstoffer vurderes som svært god. Relativt lavt siktedyp er i hovedsak naturlig betinget og skyldes humuspåvirkningen. Krepssdyrplanktonet hadde en sammensetning som tydet på sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk og en ubetydelig andel effektive algebeitere. Det vil si at innsjøen trolig er noe sårbar for økte tilførsler av næringsstoffer.

Røgden hadde svakt sure vannmasser (pH 6,5) med relativt god syrenøytraliserende kapasitet (ANC på 105  $\mu\text{ekv/l}$ ) og lav konsentrasjon av toksisk aluminium (labilt Al på 4  $\mu\text{g/l}$ ). Videre hadde krepssdyrplanktonet bra bestander av flere forsurningsfølsomme arter. Bunndyrsamfunnet i utløpselva Røjdån tydet også på at lokaliteten ikke var forsuret og at økologisk tilstand med hensyn til overgjødning/organisk belastning var god. Alkalitet og konsentrasjon av kalsium har vist en synkende tendens etter at kalkingen av Røgden opphørte. pH og ANC har muligens også sunket noe. I utløpselva fra innsjøen ble det imidlertid registrert en betydelig økning i antall EPT-arter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) siden forrige undersøkelse i 1995. Økningen skyldtes funn av flere vårflue- og døgnfluearter, bl.a. den meget forsurningsfølsomme døgnfluen *Alainites muticus*.

Konsentrasjonene av tungmetaller i vann var lave tilsvarende meget god vannkvalitet (tilstandsklasse I). Konsentrasjonen av arsen var også lav. Abbor fanget i Røgden hadde konsentrasjoner av kvikksølv i intervallet 0,25-0,54  $\mu\text{g/g}$  med middelværdi på 0,39  $\mu\text{g/g}$ . Abbormaterialet bestod av 3-8 år gammel fisk med vekt 71-158 g. Det var den største fisken som hadde den høyeste verdien, like over grensa på 0,5  $\mu\text{g/g}$ . I en tidligere undersøkelse av Røgden ble det påvist kvikksølv-konsentrasjoner over grenseverdien i all abbor over 200 g. Analysene av stabile N- og C-isotoper kan tyde på at det finnes fiskepisende abbor eller abbor med et annet fødevalg som akkumulerer kvikksølv i større grad enn det vi påviste i denne undersøkelsen.

Organiske mikroforurensninger som PCB, DDT, chlordan, toxafen og PBDE ble påvist i blandprøven av abbor fra Røgden, i konsentrasjoner på nivå med vanlige variasjonsområder for ikke-fiskespisende fiskebestander i områder uten kjente lokale kilder. HCB, dioksiner og klororganiske pesticider som HCH, Endrin, Dieldrin og Mirex ble ikke påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene.



# 1. Innledning

I forbindelse med implementering av EUs vanndirektiv (Vanndirektivet) ønsket Fylkesmannen i Hedmark å få utført overvåking av økologisk tilstand og konsentrasjoner av miljøgifter i grensevassdrag som inngår i første planfase. Dette omfatter Femund/Trysilvassdraget i Engerdal og Trysil kommuner og Røgdenvassdraget i Grue kommune. Målsettingen har vært å følge med i utviklingen av vannkvaliteten og forurensningsbelastningen i vassdragene. Det gjelder påvirkningstyper som eutrofiering (overgjødning), organisk belastning, forsuring, hygienisk forurensning og miljøgifter (kjemisk tilstand). Naturforhold, forurensningskilder, vannkvalitet og biologiske forhold i Femund, Femund/Trysilvassdraget og Store Røgden er beskrevet bl.a. i faktaark som finnes på Fylkesmannen i Hedmarks nettside <http://hedmark.miljostatus.no>.

Høyt innhold av kvikksølv i innlandsfisk er et miljøproblem som i den senere tid har fått stadig større aktualitet, og atmosfæriske avsetninger av langtransporterte forurensninger antas å være viktigste kilde (Fjeld mfl. 2001, Rognerud og Fjeld 2002, Fjeld mfl. 2008). Mattilsynet har kommet med landsdekkende kostholdsråd for ferskvannsfisk. Disse sier at gravide og ammende ikke bør spise gjedde eller abbor over ca 25 cm, ørret over én kilo eller røye over én kilo. Andre personer bør ikke spise disse fiskeslagene mer enn én gang i måneden i gjennomsnitt. EU og Codex Alimentarius, FNs organisasjon for matvare-standardisering, har satt grenseverdi for kvikksølv i fisk på 0,5 µg/g våtvekt, med unntak av visse arter (eks. gjedde) som har fått en grense på 1,0 µg/g. Gjennom EØS-avtalen er disse grenseverdiene også blitt en del av norsk regelverk.

Kildene til de analyserte miljøgiftene kan være lokale, med direkte utslipp til vann, eller avsetninger av tildels langtransporterte atmosfæriske forurensninger. I områder uten lokale kilder kan det derfor ofte påvises lave konsentrasjoner av dem i miljøet. Slike lave konsentrasjoner, som i hovedsak skyldes langtransporterte atmosfæriske avsetninger, kan vi kalle områdets vanlig forekommende bakgrunnsnivå.

## ***Femund***

Femund er en stor, næringsfattig klarvannssjø, med saltfattige, kalkfattige og svakt sure vannmasser. Innsjøen ligger i et område som ikke har vært spesielt utsatt for sur nedbør, men geologien i nedbørfeltet bidrar til dårlig bufret vann, og flere mindre vannforekomster i området har vært gjenstand for kalking. Vannkvaliteten i innsjøen har blitt undersøkt med ujevne mellomrom siden 1960-tallet, sist i 1991 (se Løvik og Rognerud 1992 med referanser). Nedbørfeltet er meget tynt befolket, og det må antas å være svært små lokale, antropogene tilførsler av f.eks. næringsstoffer til innsjøen. Konsentrasjonen av kvikksølv i stor ørret har vist seg å være relativt høy (Rognerud og Fjeld 2002, Fjeld og Rognerud 2004), mens det er funnet lave konsentrasjoner av organiske miljøgifter som PCB og DDT i fisk (Fjeld mfl. 2001).

## ***Trysilelva ved Lutnes***

Vassdraget kan karakteriseres som et stort, kalkfattig og noe humøst vassdrag i skogområde. På bakgrunn av undersøkelser i 2006 ble økologisk status ved Lutnes betegnet som svært god (høy) til god på grunnlag av begroingsamfunnet, mens økologisk status ut fra bunndyr ble betegnet som god (Løvik mfl. 2007). Vannkvaliteten ble karakterisert som meget god med hensyn til pH, næringsstoffer (total-fosfor og total-nitrogen), god mht. alkalitet, turbiditet og *E. coli* og mindre god mht. organisk stoff (totalt organisk karbon). Konsentrasjonene av tungmetaller var lave (tilstandsklasse I). Vannkvalitet og biologiske forhold er også undersøkt på 1980-tallet (Kjellberg mfl. 1985), i 1992 (Kjellberg 1994) og i 2005 (Kjellberg 2005). Konsentrasjonen av kvikksølv i gjedde og ørret var i 2006 lavere enn omsetningsgrensene for alle undersøkte individer (Løvik mfl. 2007). Organiske miljøgifter i ørret (blandprøve) ble påvist i gjennomgående lave konsentrasjoner, på nivå med det som kan forventes i et miljø uten vesentlige lokale forurensningskilder.



### ***Store Røgden***

Røgden er en relativt stor, næringsfattig innsjø med svakt surt, humøst vann, god alkalitet og god syrenøytraliseringskapasitet. Kalking av innsjøen i 1992 og årlig i perioden 1995-2001 førte til markert bedring av vannkvaliteten med økning i pH, kalsium-konsentrasjon og alkalitet (Rognerud mfl. 2006). Etter at kalkingen opphørte, har konsentrasjonen av kalsium ikke endret seg vesentlig, mens alkalitet og pH har vist en svakt synkende trend. Konsentrasjonen av kvikksølv har vært høy i fiskespisende gjedde, abbor og lake (Rognerud mfl. 2006). Grensen for fisk til konsum passeres allerede ved en alder av 6-7 år. På 1990-tallet ble det gjort analyser av ulike halogenerte organiske miljøgifter i fisk fra Røgden (Fjeld mfl. 2001). Røgden er regulert for elektrisk kraftproduksjon, med en reguleringshøyde på 3,4 m.

## 2. Materiale og metoder

### Program

Tabell 1 gir en oversikt over hvilke påvirkningstyper, kvalitetselementer, støttevariabler og miljøgifter som ble undersøkt på de ulike lokalitetene i 2008.

**Tabell 1.** Undersøkte påvirkningstyper, kvalitetselementer og variabler ved de 3 vannforekomstene.

Påvirkningstype	Kvalitetselement	Variabler/analysepakker	Femund	Lutnes	Røgden
Eutrofiering	Planteplankton	Algetellinger, Klorofyll-a	x		x <sup>1</sup>
	Dyreplankton	Dyreplankton, vertikalt håvtrekk	x		x
	Fysisk/kjem. støtteparametre	Siktedyp, Tot-P, Tot-N, NO <sub>3</sub>	x	x	x
	Begroingsalger	Begroingsalger, standard met.		x	
	Bunndyr	Bunndyr, standard metode		x	
Hygienisk forur.	Tarmbakterier	E. coli		x	
Forsuring	Dyreplankton	Dyreplankton, vertikalt håvtrekk	x		x
	Bunndyr	Bunndyr, standard metode	x	x	x
	Fysisk/kjem. støtteparametre	Sur-pk, inkl. TOC, LaAl, ANC	x	x	x
Miljøgifter	Fisk	Kvikksølv (10 stk.)	x	x	x
	Fisk	Org. miljøg. <sup>2</sup> (blandprøve)	x	x	x
	Vannprøver	Metaller (As, Cd, Co, Cr, Pb, Cu, Zn, Mn, Fe)	x	x	x

<sup>1</sup> Bare klorofyll-a

<sup>2</sup> Organiske miljøgifter undersøkt her: PCB, DDT, Toxaphen, Chlordan, HCB, HCH, Dioksiner og PBDE.

### Vannprøver og planktonprøver

Vannprøver og prøver av planteplankton fra Femund ble samlet inn 12.8.2008 fra sjiktet 0-10 m (blandprøve) midtfjords over det dypere området i søndre del av innsjøen, mellom nordre Bjørnberget og store Gråsnaset. Prøve for analyser dyreplanktonets sammensetning ble samlet inn i form av et vertikalt håvtrekk fra sjiktet 0-20 m, mens prøve for analyser av metallkonsentrasjoner i vann ble samlet inn fra ca. 0,5 m dyp. Fra Trysilelva ble det samlet inn vannprøver og prøver av begroingsorganismer samme dato, 12.8.2008. Prøvene ble samlet inn like oppstrøms der elva renner inn i Värmland ved Lutnes, tidligere prøvestasjon 7. Vannprøver fra Røgden ble samlet inn 24.8.2008 fra sjiktet 0-10 m (blandprøve) over det dypere området omtrent midtfjords utenfor Vålberget. Prøve for analyser av dyreplanktonets sammensetning ble samlet inn som vertikalt håvtrekk fra 0-15 m dyp, mens prøve metallanalyser ble samlet inn fra ca. 0,5 m dyp. UTM-koordinater for prøvestasjonene er gitt i Tabell 2. Planteplankton er vurdert i henhold til indikatorverdier gitt av Brettum og Andersen (2005), mens krepsdyrplanktonet er vurdert i henhold til indikatorverdier gitt av Halvorsen, Schartau og Hobæk (ref. Aagaard mfl. 2002).

**Tabell 2.** UTM-koordinater for prøvestasjonene (vannkjemi, planteplankton, dyreplankton og begroingsorganismer).

Vannforekomst	St. nr.	St. navn	UTM-sone	Nord	Øst
Femund		Femund	32	6883330	650166
Trysilelva	7	Lutnes	33V	6771805	370010
Røgden		Røgden	32	6702019	695392

En oversikt over kjemiske analysemetoder ved NIVAs laboratorium er gitt i vedlegget. Organiske mikroforurensninger ble analysert ved det anerkjente Typhoon-laboratoriet i Moskva.

### ***Begroingsorganismer***

Dekningsgrad av framtrepende begroingselementer ble bedømt i felt. Prøvene ble konservert med formalin i felt og senere analysert mht. artssammensetning og relativ mengdefordeling samt at de gav grunnlag for bestemmelse av miljøtilstand (forurensningsgrad og økologisk tilstand). Retningslinjer for vurdering av forurensningsgrad og økologisk tilstand er gitt i vedlegget.

### ***Bunndyr***

Bilder fra stasjonene er vist i Fig. 1. Bunnsstratet på strandstasjonen i Femunden var dominert av middels stor stein med småstein, grus og sand mellom (Tabell 3). I Gløta like før innløpet til Istern var bunnsstratet dominert av blokk og stor stein. I Trysilelva ved Lutnes var det mer variert kornstørrelse, men substratet var dominert småstein. I utløpselva fra Røgden var det forholdsvis grovt substrat stort sett bestående av stor- og mellomstor stein.



Femund



Gløta før innløp Istern



Trysilelva ved Lutnes



Utløpselva fra Røgden

**Figur 1.** Bilder fra prøvestasjoner for bunndyr. Foto: Torleif Bækken.

**Tabell 3.** Fordeling av kornstørrelser i bunnsubstratet på hver av stasjonene (skala etter Wentworth, mm kornstørrelse).

		Blokk:	Mellom			Sand:	Siit og leire:	Middel	phi-verdi	
		>512	Stor stein: 256-512	stor stein: 64-256	Små stein: 16-64	Grus:2-16	0,063-2	verdi korn	korn	
Femunden	Strand1	0	5	55	20	10	10	0	75.0	-4.8
Trysilelva	GløtaE1a	50	45	5	0	0	0	0	434.3	-8.9
Trysilelva	LutnesSt 7E14	0	10	20	50	10	10	0	81.4	-4.4
Røgden	Utløpselv	10	40	40	5	5	0	0	251.3	-7.3

Prøvene ble tatt med standardisert sparkemetode (NS). Metoden er, i henhold til forslag i veileder for klassifisering, konkretisert til flere enkeltprøver og i sterkere grad bundet opp til areal enn tid. Det gjør metoden mer stringent, mindre avhengig av skjønn og lettere etterprøvbare. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekund pr. 1 m prøve, 3 slike pr. minutt, samlet 9 én meters prøver på 3 minutter (gir 3x1 minutt som har vært vanlig tidsforbruk i mange undersøkelser). For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt). Alle prøvene samles til en blandprøve. Tilnærmingen er tilsvarende den som ble foreslått i EU prosjektet STAR (24 enkeltprøver ca 1/3 m) og i den svenske metoden for bunndyr-undersøkelser i henhold til vanddirektivet (5 én meters prøver).

Økologisk tilstand på elvestasjonene er vurdert etter foreløpige kriterier, i henhold til status i utviklingen av norske vurderingssystemer for elver. Til dette er det anvendt bunndyrindeksen ASPT som også ble brukt som "norsk vurderingssystem" ved interkalibreringen av bunndyrssystemer i EU. EQR (ecological quality ratio) er forholdet mellom målt ASPT på en lokalitet og referanse ASPT for den aktuelle vanntypen.

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på opptelling av antall arter i gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i materialet. Det ble også gjort en vurdering av tettheten av grupper og arter i bunndyrssamfunnet.

### Fisk

Totalt 10 abbor fra Røgden (71-158 g), 10 ørret fra Trysilelva (93-842 g) og 10 ørret fra Femunden (56-567 g, den største veid i sløyd tilstand) ble samlet inn høsten 2008. Registrering av individdata og prøvetaking for alder, stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ), kvikksølv (Hg) og organiske miljøgifter ble gjennomført ved NIVA Østlandsavdelingen.

Aldersbestemmelse av fisken ble gjort ved avlesning av gjellelokk (abbor) eller skjell og otolitter (ørret) ved NIVAs østlandsavdeling. Stabile isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ) ble analysert i renskåret fiskemuskel ved Institutt for Energiteknikk (Siegle mfl. 2009) ved bruk av elementanalytator og isotopratio massespektrometer (beskrivelse i vedlegg) for å få en indikasjon på fiskens plass i næringskjeden. Kvikksølv ble analysert i renskåret fiskemuskel ved NIVAs analyse-laboratorium i Oslo ved bruk av kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri og oksidasjon med salpetersyre (beskrivelse i vedlegg). Organiske miljøgifter ble analysert i renskåret fiskemuskel pakket inn i aluminiumsfolie ved Typhoon-laboratoriet i Moskva.

Det ble tatt ut renskårne prøver av muskel til analyser av organiske mikroforurensninger i én blandprøve fra hver av lokalitetene. Mengden kjøtt som ble tatt ut fra hver fisk, er gitt i vedlegget. Blandprøvene bestod av totalt 180 g, 223 g og 134 g henholdsvis fra 6 ørret fra Femund, 10 ørret fra Trysilelva og 10 abbor fra Røgden.

Beskrivelse av prøvepreparering, analysemetoder og deteksjonsgrenser for persistente organiske mikroforurensninger i fisk er gitt i rapport fra Typhoon-laboratoriet (Konoplev mfl. 2009). Se også vedlegg for oversikt over deteksjonsgrenser.

**Litt om vurderingskriterier**

SFTs veiledning 97:04 (SFT 1997a) har i lengre tid vært retningsgivende ved vurdering av miljøtilstand og forurensningsgrad i norske vannforekomster, så vel elver som innsjøer. I og med innføringen av Vanddirektivet og etter at Vannforskriften trådte i kraft (1.1.2007) er et nytt vurderingssystem/-klassifiseringssystem under utvikling (se <http://www.vannportalen.no> og Solheim mfl. 2008). En vesentlig forskjell fra det tidligere systemet (SFT 1997a) er at hovedvekten ved fastsettelse av økologisk tilstand nå skal skje på grunnlag av biologiske kvalitetselementer, mens fysisk/kjemiske analyser skal fungere som støttevariabler; i motsetning til SFT-systemet fra 1997 der i hovedsak fysisk/kjemiske målinger ble lagt til grunn. Det nye systemet skal interkalibreres for de nordiske landene og er pr. i dag ikke ferdig interkalibrert eller utviklet. Vi har her likevel valgt å ta i bruk de forslagene til grenseverdier for ulike tilstandsklasser som foreligger ved fastsettingen av økologisk tilstand mht. eutrofiering og forsurening (Solheim mfl. 2008). Til sammenligning viser vi også tilstandsklasser basert på SFT-veiledning 97:04.

Pr. i dag finnes ikke nye, offisielle, kvalitetsnormer for konsentrasjoner av miljøgifter i vann, sediment eller biota ("kjemisk status") i henhold til Vannforskriften/Vanddirektivet; heller ikke for flere biologiske kvalitetselementer, fekale indikatorbakterier eller f.eks. fysisk/kjemiske støttevariabler for vurdering av tilstand mht. overgjødning i elver. Med hensyn til metaller i vann har vi her primært benyttet SFT-veiledning 97:04 ved tilstandsvurderingene. I tillegg har vi benyttet såkalte laveste biologiske riskonivå (LBRL = Lowest Biological Risk Level, jf. Lydersen og Löfgren 2000). Disse er også lagt til grunn fra SFTs side f.eks. ved fastsettelse av konsentrasjonsgrenser i forbindelse med utslippstillatelse ved Regionfelt Østlandet. Videre har vi vurdert konsentrasjonene i forhold til eksisterende forslag til ny veileder (Solheim mfl. 2008).

Når det gjelder fysisk/kjemiske forhold, skal klassifisering av økologisk tilstand normalt gjøres ut fra årsgjennomsnitt basert på et større antall prøver. Tilstandsvurderinger basert på kun én observasjon slik som her blir derfor relativt usikre. Det gjelder så vel generell vannkjemi som næringsstoffer, metaller i vann og fekale indikatorbakterier.

En vesentlig forskjell i det nye klassifiseringssystemet sammenlignet med SFT-systemet fra 1997 er at økologisk tilstand skal bedømmes etter ulike grenseverdier for ulike vanntyper. Det er derfor viktig å fastslå vanntypen før vannforekomstens tilstand kan vurderes (jf. Solheim og Schartau 2004). Økologisk tilstand fastsettes til én av 5 klasser: Svært god, god, moderat, dårlig eller svært dårlig. Et hovedprinsipp i Vanddirektivet er videre at for vannforekomster med moderat eller dårligere tilstand skal det utarbeides tiltaksplaner og iverksettes tiltak slik at god tilstand kan oppnås.

### 3. Resultater og vurderinger

#### 3.1 Typifisering av vannforekomstene

I tabellen nedenfor er de tre vannforekomstene typifisert i henhold til revidert typologi for norske elver og innsjøer (Solheim og Schartau 2004).

**Tabell 4.** De tre lokalitetene fordelt til innsjø- eller elvetype ut fra gitte typifiseringsfaktorer. "Størrelse" gjelder nedbørfeltareal for elver og overflateareal for innsjøer.

	Hoh m	Størrelse km <sup>2</sup>	Kalsium mg/l	Humus mgPt/l	Humus mg C/l	Type
Femund	662	203.5	1.5	9	1.9	I-17: Store, kalkfattige klare
Trysilelva	300	5427	3.2	37	4.2	E-13*: Store, kalkfattige, klare
Røgden**	280	14.8	1.4	45	5.7	I-18: Store, kalkfattige, humøse

\*) Ut fra fargetall er elva stor, kalkfattig og humøs, men denne typen er ikke med i typologien.

Ut fra TOC tilhører elva type E-13 (store, kalkfattige og klare).

\*\*\*) Kalsium-verdi fra 1988, dvs. før kalking

#### 3.2 Næringsstoffer, plankton og begroing

I tabellen nedenfor er vannforekomstenes tilstand vist for påvirkningstypen eutrofiering (overgjødning), basert på foreliggende forslag til grenseverdier for ulike vanntyper i henhold til Vanddirektivet (<http://www.vannportalen.no>) og i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann fra 1997 (SFT 1997a).

**Tabell 5.** Vannforekomstenes tilstand mht. eutrofiering i 2008. A – basert på foreliggende forslag til klassifiseringssystem i henhold til Vanddirektivet (bare grensene for klorofyll-a er interkalibrerte), B – basert på SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997a).

A	Type	Klorofyll-a µg/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Siktedyp m
Femund	I-17	0.81	200	2	14
Trysilelva	E-13		195	4	
Røgden	I-18	2.3	265	4	4.9

Økologiske tilstandsklasser (Solheim mfl. 2008)

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

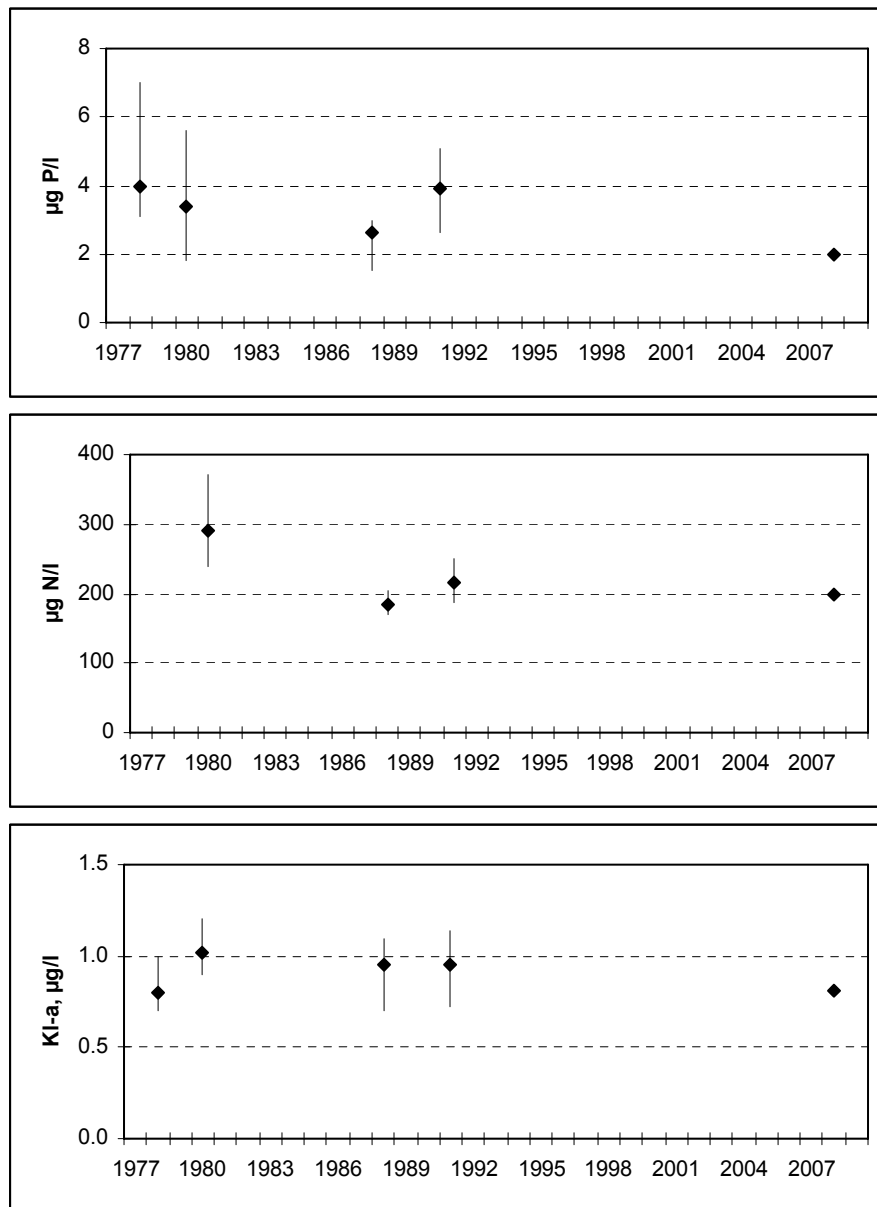
B	Klorofyll-a µg/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Siktedyp m
Femund	0.81	200	<1	14
Trysilelva		195	4	
Røgden	2.3	265	4	4.9

Vannkvalitet, tilstandsklasser (SFT 1997)

Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
-----------	-----	------------	--------	--------------

**Femund**

Figur 2 viser tidsutviklingen i Femund med hensyn til de overgjødslingsrelaterte variablene total-fosfor, total-nitrogen og algemengder målt som klorofyll-*a*, mens Figur 3 viser totalmengde av planteplankton (planktoniske alger) fordelt på hovedgrupper i 1980, 1991 og 2008.



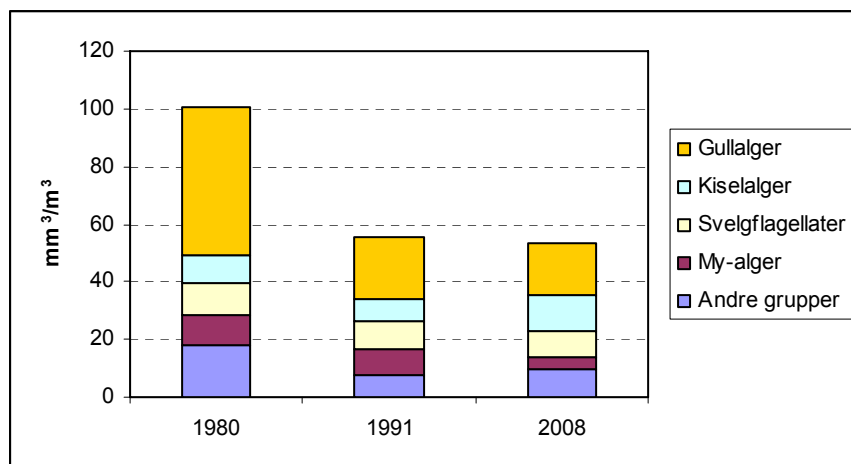
**Figur 2.** Tidsutvikling i totalfosfor, total-nitrogen og klorofyll-*a* i Femund. Figuren viser middelværdier og variasjonsbredder for vekstsesongen alger. I 2008 var det bare én observasjon.

Konsentrasjonen av total-fosfor på 2 µg/l i Femund 12.8.2008 er meget lav og blant de laveste konsentrasjonen som er registrert i innsjøen. Konsentrasjonen av total-nitrogen var på samme nivå som i 1988 og 1991. Middelværdiene var ca. 100 µg N/l lavere disse to årene sammenlignet med i 1980. Algemengden målt som klorofyll-*a* var innenfor samme variasjonsområdet som på 1970-, 1980- og 1990-tallet. Verdiene for næringsstoffer og klorofyll-*a* i 2008 tilsvarer næringsfattige forhold.

Planteplanktonet i Femund var i august 2008 dominert av gullalger (33%), kiselalger (24 %) og svelgflagellater (17 %). Totalvolumet var svært lavt (54 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) og på nivå med middelværdien i



1991. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer, men flere rentvannsindikatorer ble registrert, slik som grønnalgen *Monoraphidium griffithii*, gullalgene *Bitrichia chodata*, *Chrysolynos skujai* og *Dinobryon cylindricum v. alpinum* og svelgflagellaten *Cryptaulax vulgaris*. Resultatene av planteplanktonanalysene viser at vannmassene i Femund kan karakteriseres som meget næringsfattige (ultraoligotrofe).



**Figur 3.** Totalbiomasser (totalvolumer) av planteplankton fordelt på hovedgrupper i Femund i 1980, 1991 og 2008. Blandprøver fra sjiktet 0-10 m.

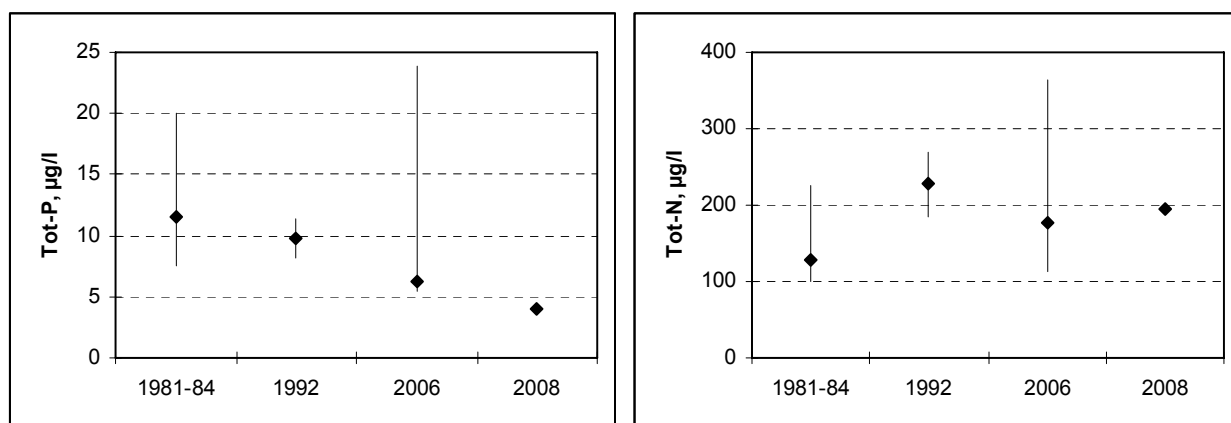
Dyreplanktonet i Femunden var i 2008 sammensatt av arter som er vanlige i næringsfattige innsjøer (se primærdata i vedlegget, jf. Aagaard mfl. 2002). Indikatorer for næringsrike forhold ble ikke registrert, men gelekrepsen *Holopedium gibberum*, som er indikator for næringsfattige og kalkfattige lokaliteter, var vanlig i planktonet. Det ble ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen sammenlignet med i 1991. Størrelsen av dominerende vannlopper var relativt stor med gjennomsnittslengden av voksne hunner av *H. gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* på henholdsvis 1,24 mm, 1,74 mm og 0,86 mm. Dette kan tyde på at predasjonspresset (beitepresset) fra planktonspissende fisk var lavt i 2008.

#### **Trysilelva ved Lutnes**

I Figur 4 er konsentrasjonene av total-fosfor og total-nitrogen i Trysilelva ved Lutnes 12.8.2008 vist og sammenlignet med tidligere målinger siden begynnelsen av 1980-tallet.

Konsentrasjonen av total-fosfor var meget lav 12.8.2008; det er ikke registrert lavere konsentrasjoner på denne lokaliteten tidligere. Konsentrasjonen av total-fosfor varierer normalt relativt mye gjennom året i mange elver bl.a. som følge av variasjoner i avrenningsforholdene (se f.eks. variasjonsbredde i 2006, Figur 4). Medianverdien av totalfosfor ved Lutnes har sunket fra 1980-tallet til 2006. Den lave enkeltverdien fra 2008 er ikke tilstrekkelig til å konkludere med at konsentrasjonene av total-fosfor generelt har blitt redusert ytterligere fra 2006 til 2008.

Konsentrasjonen av total-nitrogen 12.8.2008 var godt innenfor variasjonsområdet som ble registrert i 2006 og nær medianverdien for dette året.



**Figur 4.** Medianverdier og variasjonsbredder for total-fosfor og total-nitrogen i Trysilelva ved Lutnes. Bare én observasjon i 2008.

Begroingen var preget av flere typiske rentvannsarter som grønnalgene *Bulbochaete* sp., *Oedogonium* a og *Binuclearia tectorum*. Blågrønnbakteriene *Stigonema mamillosum*, *Clastidium setigerum* og slekten *Calothrix* var til stede og er alle gode indikatorer på rent vann. Forekomsten av den fastsittende ciliaten *Vorticella* sp. viser tilførsel av noe partikulære organisk materiale. Vurdert ut fra begroingssamfunnet var økologisk tilstand svært god til god (tilstandsklasse I-II).

#### Røgden

Røgden hadde lave konsentrasjoner av næringsstoffene total-fosfor og total-nitrogen og små algemengder målt som klorofyll-*a* (Tabell 6). Det relativt beskjedne siktedypet er trolig naturlig betinget og skyldes først og fremst humuspåvirkningen (jf. fargetall og TOC, se vedlegg). Observasjonene av næringsstoffer, algemengder og siktedyp viser at Røgden er en næringsfattig innsjø med god vannkvalitet. Økologisk tilstand bestemmes til ”meget god” ut fra det biologiske kvalitetselementet klorofyll-*a*. Dette underbygges av støttevariablene total-fosfor og total-nitrogen, mens siktedypsverdiene tilsvarer ”meget god” i 2003 og 2004 og så vidt under grensa til ”god” i 2008.

**Tabell 6.** Middelerverdier og variasjonsbredder (i parentes) for overgjødslingsrelaterte variabler i Røgden (0-10 m, bortsett fra siktedyp) i 2003, 2004 og 2008. Siktedyp er bare målt i august alle år, total-fosfor ble ikke målt i 2003 og 2004, og i 2008 var det bare én observasjon for alle variabler. Data fra denne undersøkelsen og Rognerud mfl. (2006).

	Total-fosfor µg P/l	Total-nitrogen µg N/l	Klorofyll- <i>a</i> µg/l	Siktedyp m
2003	-	283 (265-295)	1,2 (1,1-1,2)	5,7
2004	-	277 (270-280)	0,9 (0,7-1,1)	5,7
2008	4	265	2,3	4,9

Dyreplanktonet hadde i 2008 en sammensetning som er vanlig i næringsfattige innsjøer (se primærdata i vedlegg). Gelekrepsen *Holopedium gibberum*, som er indikator for næringsfattige og kalkfattige lokaliteter, hadde en bra bestand. Det ble funnet noe færre arter i 2008 enn i 2003 og 2004, men dette kan ha sammenheng med at vi hadde bare én observasjon i 2008. Middellengdene av de dominerende vannloppene *H. gibberum*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* var på henholdsvis 0,77 mm, 0,97 mm og 0,47 mm. Dette er svært små kroppsstørrelser og er trolig en indikasjon på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk var meget sterkt. Andelen effektive algebeitere som store dafnier var meget liten (ubetydelig). Dette kan bidra til at innsjøen er sårbar overfor økninger i tilførselene av næringsstoffer. Tidligere ble en noe mer storvokst art innen *Daphnia longispina*-gruppen funnet å ha

en liten bestand i begynnelsen av vekstsesongen (Rognerud mfl. 2006), noe som innebar en litt større andel effektive algebeitere på den tiden.

### 3.3 Forsuring – vannkjemi og krepsdyrplankton

Økologisk tilstand og vannkvalitetsklasser for de tre lokalitetene basert på kjemiske analyser mht. forsuring er gitt i Tab. 7.

**Tabell 7.** Klassifisering av økologisk tilstand og vannkvalitet i forhold til forsuring. A – basert på foreløpige grenseverdier i henhold til Vanndirektivet og B – grenseverdier i henhold til SFT (1997a).

A	pH	ANC µekv/l	Labilt Al µg/l
Femund	6.95	111	1
Trysilelva	6.98	213	3
Røgden	6.47	105	4

Økologiske tilstandsklasser (Solheim mfl. 2008)

Meget god	God	Moderat	Dårlig	Meget dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

B	pH	Alkalitet mmol/l	Labilt Al µg/l
Femund	6.95	0.117	1
Trysilelva	6.98	0.185	3
Røgden	6.47	0.087	4

Vannkvalitet, tilstandsklasser (SFT 1997)

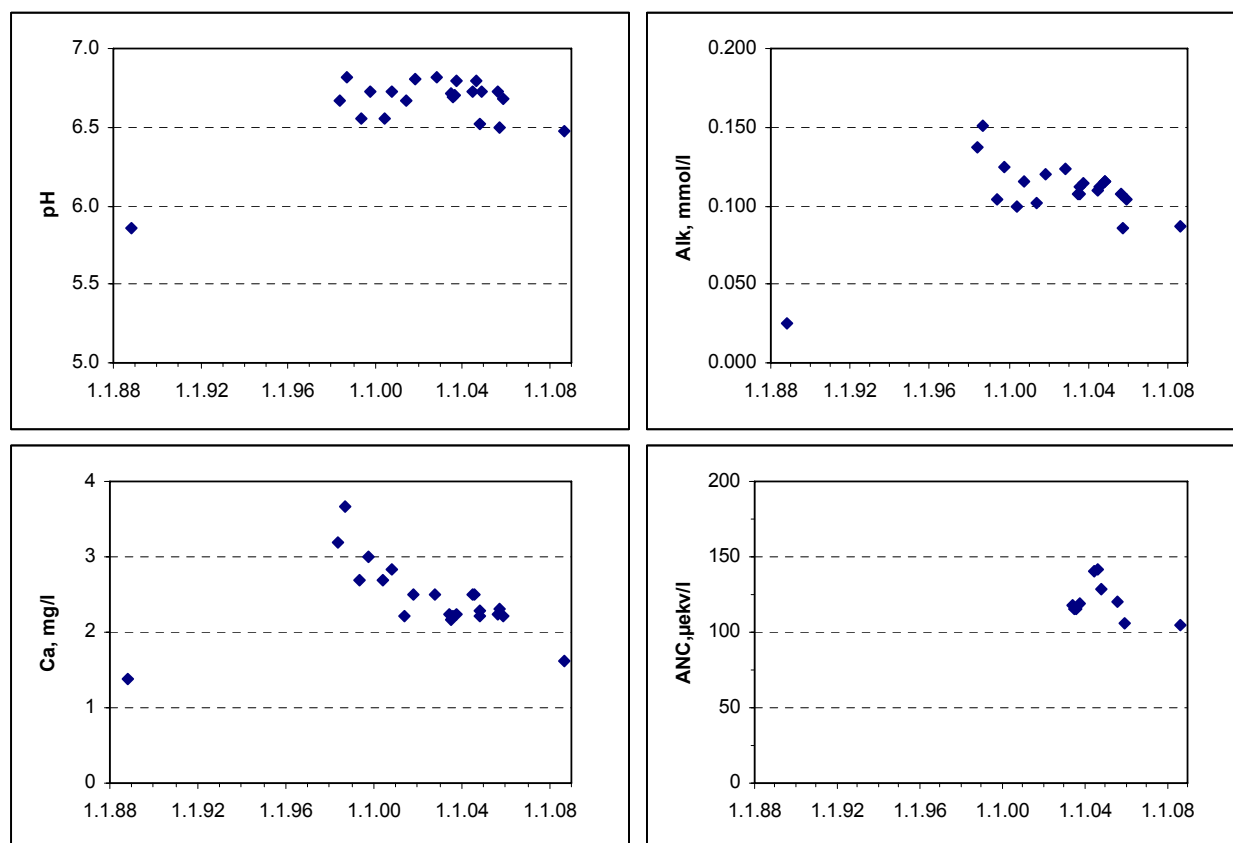
Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
-----------	-----	------------	--------	--------------

Verdiene for pH, ANC, alkalitet og labilt aluminium indikerer at økologisk tilstand i 2008 var god i Røgden og svært god i Femund og Trysilelva med hensyn til forsuring. Røgden som har vært mest i faresonen mht. forsuring av disse, hadde svakt sure vannmasser med pH 6.47, relativt høy syrenøytraliserende kapasitet (ANC = 105 µekv/l) og lav konsentrasjon av labilt aluminium (4 µg/l). Foreløpige grenser mellom god og moderat økologisk tilstand er satt ved minimum pH 5.8, minimum ANC på 55 µekv/l og maksimum konsentrasjon av labilt aluminium på 30 µg/l for denne typen innsjøer.

Kalkingen førte til markant økning i pH, alkalitet og konsentrasjon av kalsium (Figur 5). Kalkdosene var størst de første årene det ble kalket, med 2327 tonn og 1524 tonn henholdsvis i 1992 og 1995 (Rognerud mfl. 2006). I perioden 1996-2001 ble innsjøen tilført 200-370 tonn årlig. Siden 1998 har så vel alkalitet som konsentrasjonen av kalsium blitt redusert. pH-verdien og ANC-verdien fra 24. august 2008 var også de laveste som er registrert etter at kalkingen startet. Hovedårsaken til denne utviklingen er trolig de reduserte kalkdosene og at innsjøen ikke har blitt kalket siden 2001.

Krepsdyrplanktonet i Røgden hadde bra bestander av flere forsuringfølsomme arter slik som hoppekrepsene *Eudiaptomus graciloides* og *Thermocyclops oithonoides* og vannloppen *Daphnia cristata* (se vedlegg). Dette er en indikasjon på at dyreplanktonet i Røgden for tiden ikke er skadet av forsuring (jf. Aagaard mfl. 2002). Hoppekrepsen *E. graciloides* er en relativt sjelden art i Østlandsområdet.

Femund hadde også bra bestander av forsuringfølsomme arter, slik som *Arctodiaptomus laticeps* og *Daphnia galeata*. Dette tyder på at heller ikke dyreplanktonet i denne innsjøen er skadet av forsuring.



Figur 5. Tidsutviklingen i pH, alkalitet, kalsium og ANC i Røgden. ANC er ikke beregnet før 2003.

### 3.4 Bunn dyr – økologisk tilstand og biomangfold

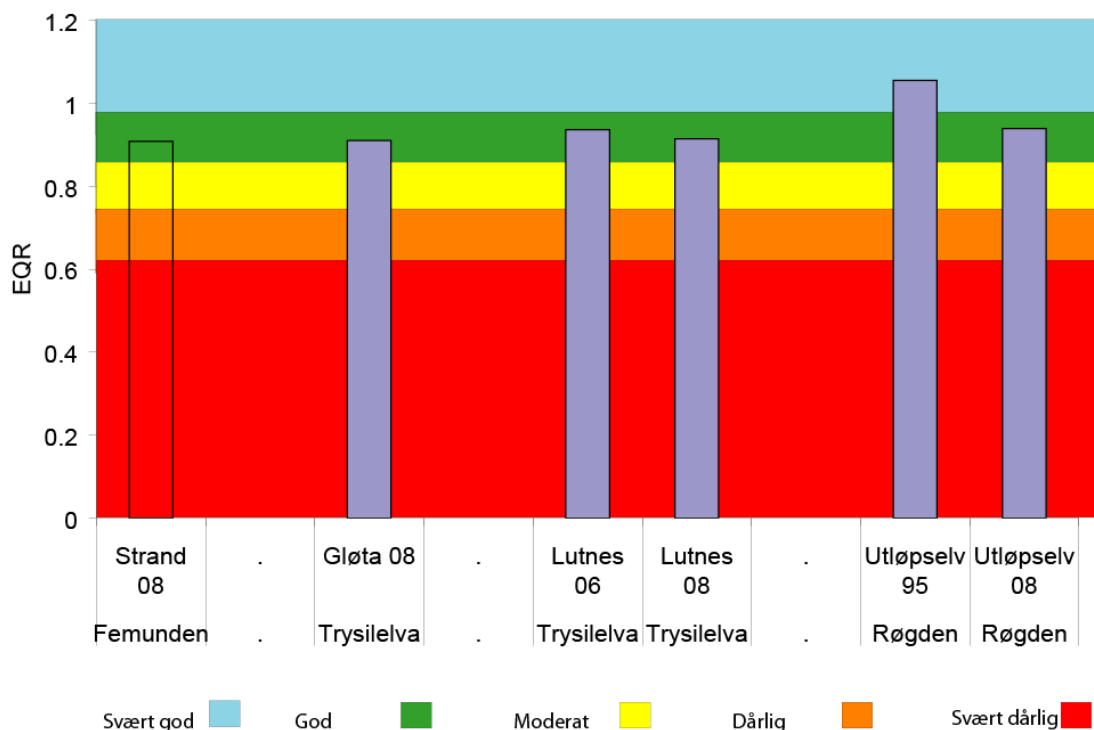
#### Økologisk tilstand

I følge de foreløpige kriteriene for eutrofi/organisk belastning basert på indeksen ASPT og de tilhørende EQR-verdiene (ASPT-verdi registrert/ASPT-verdi referanse), var den økologiske tilstanden god i Gløta og i Trysilelva ved Lutnes (Fig. 6) For Lutnes var tilstanden den samme som i 2006. I strandsonen i Femund ble det også registrert høye ASPT verdier, særlig med tanke på at innsjøer oftest har lavere score på ASPT enn elver (Fig. 7). Det finnes ingen referanseverdier for ASPT i innsjøer, og det er heller ikke utviklet et vurderingssystem, slik at EQR egentlig ikke kan beregnes. Erfaring tilsier imidlertid at den økologiske tilstanden i Femunden er svært god basert på informasjonen i bunndyrsamfunnet.

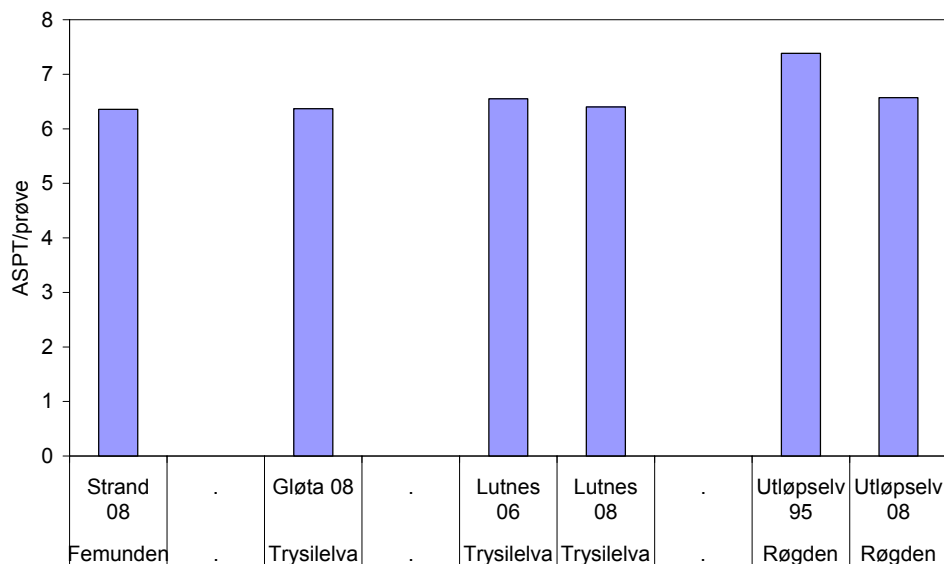
I utløpselva fra Røgden ble det registrert god økologisk tilstand i 2008. Ved undersøkelsen i 1995 var tilstanden svært god. Dette kan være et resultat av naturlige svingninger, men kan også være et resultat av bedre forhold sett i forhold til forurening, da flere av gruppene som kommer inn ved redusert forurening senker indeksverdien til ASPT (ASPT er ikke beregnet brukt ved forurening, men har en tendens til å øke ved noe forurening).

Basert på Raddum I forureningsindeks, var ingen av lokalitetene forurenet. Alle fikk indeksverdi 1. Problemstillingen med forurening er trolig mest relevant for utløpselva fra Røgden. Dette er en humusrik elv. Høyt humusinnhold medfører ofte at bunnsfaunaen tolererer lavere pH enn i klarvannselver. Dette tas hensyn til i NIVAs forureningsindeks for humusrike elver og bekker i Østlandsområdet (Bækken og Kjellberg 2004). I utløpselva fra Røgden ble det gjort en undersøkelse

også i 1995. En endring siden da er at det i 2008 ble funnet en meget forsuringfølsom art, *Alainites muticus* (i henhold til Bækken og Kjellberg 2004). Arten ble bare funnet med få individer, men det kan likevel antyde at det er enda bedre forhold for faunaen enn ved forrige undersøkelse.



**Figur 6.** Økologisk tilstand (eutrofi/organisk belastning). Åpne søyler angir habitattyper som ikke er med i klassifikasjonssystemet.

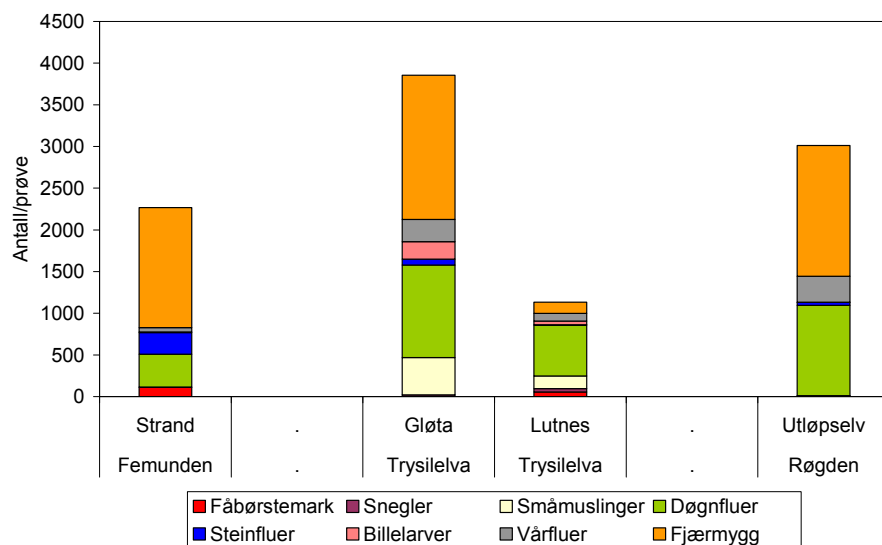


**Figur 7.** ASPT indeksverdier.

### Mengder og biologisk mangfold

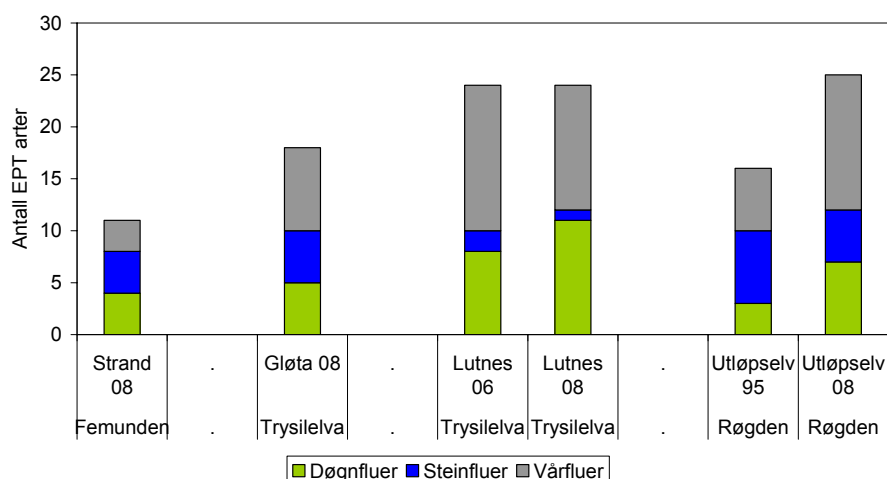
Sammensetningen av bunndyrgrupper og antall individer i hver hovedgruppe i bunndyrsamfunnet varierte mellom stasjonene (Fig. 8). Likevel var det stort sett de samme, og de vanlige gruppene som ble funnet på alle stasjonene. Området ved Lutnes har mer ustabile forhold enn de andre stasjonene.

Dette kan bidra til lavere tetthet her enn ved de andre stasjonene. Insektpopulasjoner vil imidlertid også naturlig kunne variere mye i tetthet. Metoden for bunndyr i elver er ikke kvantitativ, og vil også bidra med usikkerhet i mengdeestimatene.



**Figur 8.** Sammensetning av utvalgte hovedgrupper i bunndyrsamfunnet på stasjoner i Glomma 2007 og 2008.

Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT arter var lavest i strandsonen på Femund med 11 arter/slekter (Fig. 9). EPT er naturlig lavere i innsjøer enn i elver. Det mangler kunnskap om referansesituasjon for innsjøer. Vi må imidlertid anta at Femund er nær en referansesituasjon, og sammensetningen av arter i denne type habitat er normal. På stasjonen i Gløta var EPT 18. Det er noe lavt for denne typen elv. Det meget grove substratet medfører vanskelige prøvetakingsforhold som kan være medvirkende til litt lavere EPT enn forventet. Ved Lutnes var antall EPT 24 både i 2006 og 2008, noe som er normalt for denne typen habitater. I utløpselva fra Røgden ble det registrert en økning fra 16 til 25 arter/slekter fra 1995 til 2008. Økningen skyldes funn av flere vårflue- og døgnfluearter.



**Figur 9.** EPT indeks (døgnfluer, steinfluer, vårfluer).

### 3.5 Konklusjoner – overgjødsling og forsuring

#### *Femund og Gløta*

Undersøkelsene av næringsstoffer, plante- og dyreplankton samt bunndyr i strandsonen tilsier at økologisk tilstand i Femund kan betegnes som svært god i forhold til overgjødsling og organisk belastning. Det er ikke observert endringer som kan tyde på noen negativ utvikling siden forrige undersøkelse i 1991. Bunnfaunaens sammensetning i utløpselva Gløta indikerte god økologisk tilstand. Undersøkelsene tydet på at Femund og Gløta ikke er forsuret.

#### *Trysilelva ved Lutnes*

Vurdert ut fra begroingssamfunnet kan økologisk tilstand i Trysilelva ved Lutnes betegnes som svært god til god i forhold til overgjødsling og organisk belastning. Bunndyrsamfunnet indikerte god økologisk tilstand. Konsentrasjonene av næringsstoffene total-fosfor og total-nitrogen var lave i august 2008, noe som understøtter vurderingene av økologisk tilstand basert på de biologiske kvalitetselementene. Bunnfaunaen og de vannkjemiske målingene indikerte at lokaliteten ikke er forsuret.

#### *Røgden*

Røgden hadde meget god økologisk tilstand med hensyn til overgjødsling, med lave konsentrasjoner av næringsstoffer og små algemengder. Sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk bidrar til meget lav andel effektive algebeitere innen dyreplanktonet, og innsjøen er derfor trolig sårbar med tanke på eventuelle større økninger i tilførselene av næringsstoffer. Ut fra vannkjemiske analyser og krepsdyrplanktonets sammensetning vurderes økologisk tilstand som god med hensyn til forsuring, men det er observert reduksjoner i alkalitet, konsentrasjon av kalsium og muligens pH og ANC i de senere årene. Bunndyrsamfunnet i utløpselva Røjdån tydet på god økologisk tilstand med hensyn til overgjødsling/organisk belastning og at lokaliteten ikke var preget av forsuring.

### 3.6 Hygienisk forurensning

Det ble påvist relativt lav tetthet av fekale indikatorbakterier eller ”tarmbakterier” (her *E. coli*) i prøven fra Trysilelva ved Lutnes 12.8.2008 (Tabell 8). Tettheten tilsvarer god vannkvalitet i henhold til SFTs veiledning for miljøkvalitet i ferskvann. Dette viser at vannet var moderat påvirket av kloakk, avrenning av husdyrgjødsel eller avføring fra varmlodige, ville dyr. Verdien fra august 2008 var på nivå med medianverdien fra 2006. Undersøkelsen i 2006 viste at den hygieniske forurensningen i Trysilelva økte markert på en strekning omkring Trysil sentrum og avtok gradvis igjen nedover mot Lutnes (Løvik mfl. 2007).

**Tabell 8.** Medianverdier og variasjonsbredder for fekale indikatorbakterier i Trysilelva ved Lutnes i 1991-1984, 1992-1993, 2006 og 2008. Verdiene gjelder *E. coli* i 2006 og 2008 og termotolerante koliforme bakterier ved de tidligere undersøkelsene (antall/100 ml).

	Median	Minimum	Maksimum	Antall prøver
1981-1984	48	<2	542	36
1992-1993	33	23	130	3
2006	11	1	20	6
2008	10	-	-	1



### 3.7 Miljøgifter

#### 3.7.1 Metaller i vann

Det var lave konsentrasjoner av alle analyserte metaller i vann ved alle prøvelokalitetene, dvs. alle konsentrasjoner var innenfor tilstandsklassen "ubetydelig forurensset" og betydelig lavere enn LBRL (såkalt laveste biologiske risikonivå, se Lydersen og Löfgren 2000 og Tabell 9). Konsentrasjonene av kadmium, bly og nikkel var også lavere enn foreslåtte nye grenseverdier for årsgjennomsnitt i henhold til Vannforskriften (Solheim mfl. 2008). Det betyr at målingene indikerer god såkalt kjemisk tilstand med hensyn til disse metallene. For arsen, krom, kobber og sink foreligger ikke forslag til nye grenseverdier.

**Tabell 9.** Konsentrasjon av metaller i Femund, Trysilelva og Røgden i august 2008. Tilstandsklasser (forurensningsgrad) i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i er også gitt.

		Femund	Trysilelva	Røgden	LBRL
Arsen	µg/l	0.06	0.10	0.10	5
Kadmium	µg/l	<0.005	<0.005	0.029	0.2
Krom	µg/l	<0.1	<0.1	<0.1	10
Kobber	µg/l	0.26	0.16	0.25	3
Nikkel	µg/l	0.31	0.10	0.20	5
Bly	µg/l	0.036	0.070	0.062	2.5
Sink	µg/l	1.4	0.68	1.8	50

Tilstandsklasser (forurensningsgrad), SFT 1997:

Ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt
------------	---------	---------	--------	--------------

I Trysilelva ved Lutnes lå alle konsentrasjonene innenfor eller svært nær de variasjonsområdene som ble funnet ved samme lokalitet i 2006. Konsentrasjonene av kadmium og krom var imidlertid lavere enn deteksjonsgrensene for metoden, som ved de fleste analysene i 2006.

Konsentrasjonene av jern og mangan var betydelig høyere i Trysilelva og til dels i Røgden sammenlignet med i Femund. Dette har i stor grad sammenheng med den høyere humuskonsentrasjonen i de to førstnevnte lokalitetene, siden løst organisk materiale er en svært effektiv kompleksbinder av metallkationer i nær nøytralt til basisk miljø (jf. Rognerud 2005 med ref.).

#### 3.7.2 Kvikksølv i fisk

Resultatene av undersøkelsen av kvikksølv i abbor og ørret fra Røgden, Trysilelva og Femunden er gitt i vedlegget og vist i Fig. 10. Figuren viser sammenhengen mellom konsentrasjoner av kvikksølv og noen forklaringsvariabler (alder, vekt, lengde og  $\delta^{15}\text{N}$ ).

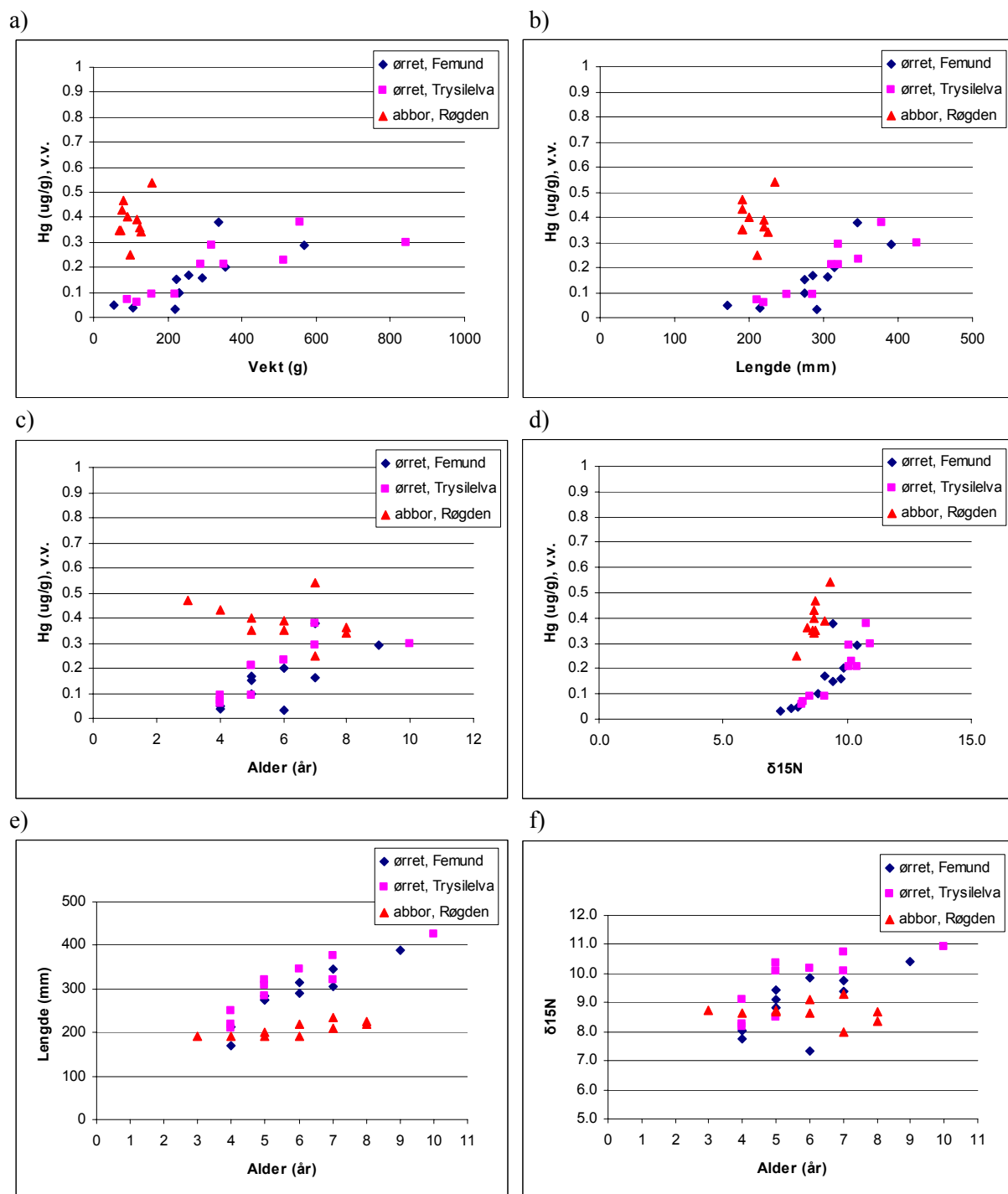
Konsentrasjonene av kvikksølv i abbor fra Røgden og ørret fra Trysilelva og Femund skilte seg ikke ut fra de en finner for tilsvarende arter i andre innsjøer i denne regionen når en tar hensyn til alder, lengde, vekt og trofisk posisjon ( $\delta^{15}\text{N}$ ) (Rognerud og Fjeld 2002). For Trysilelva antas det at det innsamlede materialet av ørret reflekterer forekomstene i elva. Men resultatene representerer sannsynligvis ikke den fiskespisende delen av abborbestanden i Røgden og storørreten i Femunden.

Abbormaterialet fra Røgden bestod av mellomstore fisker med alder 3-8 år (se vedlegg) og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 8,0 og 9,3 ‰ (Fig. 10a-f). Konsentrasjonen av kvikksølv i abbor varierte i området 0,25-0,54 µg/g med en middelværdi på 0,39 µg/g. Den største abbor hadde den høyeste verdien, like over grenseverdien for kvikksølv på 0,5 µg/g. I en tidligere undersøkelse av Røgden (Rognerud og Fjeld 2002), ble det påvist kvikksølv-konsentrasjoner over grenseverdien i alle abbor over 200 g. Disse hadde forøvrig også alle  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 10 og 12 ‰, noe som tyder på at det forekommer

fiskespisende abbor i Røgden (på et høyere trofisk nivå) som akkumulerer kvikksølv i større grad enn det vi har klart å påvise i denne undersøkelsen.

Ørretmaterialet fra Trysilelva bestod av fisk fra 93 til 842 g, hhv. 4 til 10 år og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 8,2 og 10,9 ‰ (Fig. 10a-f). Konsentrasjonen av kvikksølv i ørreten varierte i området 0,06-0,38  $\mu\text{g/g}$  med en middelvei på 0,19  $\mu\text{g/g}$ . Den største ørreten hadde den høyeste konsentrasjonen, men ingen oversteg grenseverdien for kvikksølv på 0,5  $\mu\text{g/g}$ . Selv om det finnes større individer av ørret i elvesystemet, forventes det ikke at disse utgjør noen stor andel av konsumert fisk fra elva. Det antas dermed ikke å være urovekkende konsentrasjoner av kvikksølv i ørret i Trysilelva.

Ørretmaterialet fra Femund bestod av fisk fra 56 til 567 g (den største veid i sløyd tilstand), hhv. 4 til 9 år og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 7,3 og 10,4 ‰ (Fig. 10a-f). Konsentrasjonen av kvikksølv i ørret fra Femund varierte i området 0,03-0,38  $\mu\text{g/g}$  med en middelvei på 0,16  $\mu\text{g/g}$ . Selv om det ikke var den største ørreten som hadde den høyeste konsentrasjonen, var det en korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde (Fig. 10b). Ingen av de analyserte fiskene oversteg grenseverdien for kvikksølv på 0,5  $\mu\text{g/g}$ . I Femund er det imidlertid en god bestand av fiskespisende ørret som oppnår vekter på mange kilo. I vårt materiale var ingen fisker oppe i denne størrelsen og ingen hadde  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier  $>10,4$  ‰, noe som indikerer at de alle står på lavt eller middels lavt trofisk nivå (Fig. 10f). I en tidligere undersøkelse av fisk fra Femund (Rognerud og Fjeld 2002), ble det påvist kvikksølv-konsentrasjoner over grenseverdien for en rekke ørret over 1 kg. Disse hadde alle  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier mellom 10 og 12,5 ‰, og var tydeligvis fiskespisende individer på et høyere trofisk nivå enn de vi klarte å fange opp i denne undersøkelsen.



**Figur 10.** Sammenhengen mellom vekt, lengde, alder,  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) og kvikksølvinnhold i fisk fra Røgden, Trysilelva og Femunden i Hedmark (a-d). Sammenhengen mellom alder og henholdsvis lengde og  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) i fisk fra Røgden, Trysil elva og Femunden i Hedmark (e-f).

### 3.7.3 Organiske miljøgifter i fisk

Primærdata fra analysene er gitt i vedlegget. I Tabell 10 har vi gitt de viktigste resultatene og sammenlignet disse med tidligere analyser fra Femund og Røgden samt en del andre relevante analyser av norsk ferskvannsfisk. Prosentandelen fett i prøvene er også oppgitt fordi disse organiske forbindelsene er svært fettløselige og oppkonsentreres først og fremst i fettriakt vev.

#### **PCB**

Polyklorerte bifenyler (PCB) kan regnes som en av de ”klassiske” miljøgiftene. Det omfatter en gruppe forbindelser som har det til felles at de er dannet av en bifenylgruppe (to sammenkoblede benzen-ringer) med ulik grad av klorering. Teoretisk finnes til sammen 209 ulike PCB-forbindelser, eller kongenerer, med ulik grad av giftighet. PCB er et industrikjemikalium med et vidt anvendelsesområde. PCB er svært tungt nedbrytbart (persistent), og forbindelsene er svært lipofile. De bioakkumuleres derfor i organismenes fettvev og biomagnifiseres i næringskjeden. All ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980.

Konsentrasjonene av sum PCB<sub>7</sub> i blandprøvene av fisk fanget i 2008 var 2,37 ng/g våtvekt i ørreten fra Femund, 0,97 ng/g i ørret fra Trysilelva og 0,92 ng/g i abbor fra Røgden. Dette er innenfor variasjonsområdet for ikkespisende ferskvannsfisk fra andre lokaliteter uten kjente lokale kilder (Fjeld mfl. 2001). Til sammenligning kan nevnes at i ørret fra Mjøsa fanget i 2001 og 2005-2007 ble konsentrasjonen av sum PCB<sub>7</sub> funnet å variere i intervallet 13,1-19,1 ng/g våtvekt (Fjeld mfl. 2007). Dette var fisk med middelvekt på 1,9-2,7 kg. I stor mjøsørret (middelvekt 3,5-10,2 kg) fanget i årene 1998, 2002 og 2003 var konsentrasjonen betydelig høyere (75-93 ng/g våtvekt). Krøkle og lågåsild fanget i Mjøsa etter 2002 hadde konsentrasjoner på henholdsvis 7,4-10,8 ng/g våtvekt og 5,8-12,3 ng/g våtvekt (Fjeld mfl. 2007).

#### **HCB**

Heksaklorbenzen er et uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser, og det kan dannes ved enkelte forbrenningsprosesser. Forbindelsen har også blitt brukt som soppbekjempningsmiddel (fungicid), men ikke i Norge. HCB har en rekke toksiske effekter. Det er meget persistent og en bioakkumulerbar miljøgift som kan oppkonsentreres i næringskjeden.

Konsentrasjonen av HCB var 0,26 ng/g og 0,21 ng/g våtvekt i ørret henholdsvis fra Femund og Trysilelva, mens forbindelsen ikke ble påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensa i abbor fra Røgden. Tidligere er det funnet lave konsentrasjoner i abbor og gjedde fra Røgden og en del høyere konsentrasjon i lake: 0,21 ng/g og 6,2 ng/g våtvekt henholdsvis i muskel og lever (Fjeld mfl. 2001). Konsentrasjonene av HCB i ørreten fra Femund og Trysilelva tilsvarer det lavere området av klasse II (”moderat forurenset”) for muskel av torsk eller skrubbe i henhold til SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann (SFT 1997b). Vurdert ut fra grenseverdiene for sild tilsvarer nivåene klasse I (”ubetydelig-lite forurenset”)

#### **Chlordan**

Chlordan er et klororganisk pesticid som ikke skal ha vært i bruk i Norge, men som har vært benyttet i stor skala f.eks. i USA og i noe mindre grad i Vest-Europa, tidligere Sovjetunionen og tropiske asiatiske land (AMAP 2002). Chlordan ble påvist i fiskeprøvene fra alle lokalitetene.

I ørreten fra Femund ble det funnet en konsentrasjon på 0,33 ng/g våtvekt, dvs. på nivå med konsentrasjonen av f.eks. HCB i samme blandprøve. Konsentrasjonen i fiskeprøvene fra Trysilelva og Røgden var betydelig lavere, dvs. ca. 1/10 av konsentrasjonen i fisken fra Femund. Konsentrasjonen i ørret fra Femund tilsvarer 42,9 ng/g fett. Til sammenligning kan nevnes at det er rapportert middelvekter av chlordan i arktisk torsk på ca. 300 ng/g fett (AMAP 2002).

**DDT**

Summen av det klororganiske pesticidet DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE benevnes som DDT. Konsentrasjonen av sum DDT var 1,25 ng/g våtvekt, 1,67 ng/g og 0,55 ng/g henholdsvis i ørret fra Femund og Trysilelva og abbor fra Røgden. Konsentrasjonene ligger innenfor det vanlig forekommende bakgrunnsnivået for ikkepisende ferskvannsfisk i Norge (Fjeld mfl. 2001).

**PBDE**

Polybromerte difenyletere (PBDE) tilhører en gruppe kjemikalier som benevnes bromerte flammehemmere. De er bygget opp rundt et grunnkjelett av karbon og har et varierende antall bromatomer knyttet til seg (inntil 10 stk.). PBDE har blitt brukt som tilsetningsstoffer i plast, elektroniske kretskort, tekstiler, bygningsmaterialer m.m. for å gjøre materialene vanskelige å antenne og dempe brannutviklingen. Flere av kongenerene er tungt nedbrytbare og er påvist høyt oppe i næringskjeder i til dels høye konsentrasjoner f.eks. i Mjøsa (Fjeld mfl. 2007).

PBDE ble funnet i fiskeprøvene fra alle lokalitetene. Konsentrasjonene av sum PBDE varierte relativt lite (0,13-0,34 ng/g våtvekt). Til sammenligning har sum PBDE (sju viktigste kongenerer) i mjøsfisk variert i områdene 28-82 ng/g våtvekt og 64-316 ng/g våtvekt henholdsvis i lågåsild og ørret i perioden 2000-2007 (Fjeld mfl. 2007). I fisk og annet biologisk materiale dominerer vanligvis de to kongenerene BDE-47 og BDE-99. Summen av disse var på 0,16 ng/g, 0,09 ng/g og 0,30 ng/g våtvekt i fiskeprøvene fra henholdsvis Femund, Trysilelva og Røgden. Dette er sammenlignbart med nivåer funnet i andre norske bestander av ferskvannsfisk i områder uten kjente lokale kilder (Fjeld mfl. 2001).

**Toxafen**

Toxafen er et klororganisk pesticid som i likhet med Chlordan ikke skal ha vært brukt i Norge, men som finnes i miljøet på grunn av atmosfærisk langtransport. Konsentrasjonene varierte fra 0,04 ng/g våtvekt i abbor fra Røgden og ørret i Trysilelva til 0,43 ng/g våtvekt i ørret fra Femund. Dette er lave konsentrasjoner sammenlignet med resultatene fra den nasjonale undersøkelsen (Fjeld mfl. 2001) hvor laveste konsentrasjon var 0,26 ng/g våtvekt i muskel fra ørret og røye.

**Dioksiner, HCH og andre pesticider**

Det ble ikke påvist dioksiner eller dibenzofuraner i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene (se vedlegg) i noen av fiskeprøvene. Heller ikke heksaklorcykloheksan (HCH) ble påvist, verken alfa-isomeren, beta-isomeren eller gamma-isomeren (Lindan). De klororganiske pesticidene Endrin, Dieldrin og Mirex ble heller ikke påvist.

**Tabell 10.** Konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger i ørret fra Femund og Trysilelva og abbor fra Røgden i 2008. Nivåene i ferskvannsfisk fra noen andre miljøgiftundersøkelser er gitt til sammenligning. Alle konsentrasjoner er oppgitt på våtvektbasis. n.d. = ikke påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

Lokalitet	art	fett, %	∑PCB7 ng/g	HCB ng/g	Chlordan ng/g	∑DDT ng/g	∑PBDE ng/g	PBDE 47+99 ng/g	Toxafen ng/g
Femund 2008	ørret	0,77	2,37	0,26	0,33	1,25	0,25	0,16	0,43
Femund ca. 1995 <sup>1</sup>	abbor	0,79	0,7	0,9		0,57			
Femund ca. 1995 <sup>1</sup>	gjedde	0,41	1,67	0,08		1,06			
Trysilelva 2008	ørret	0,74	0,97	0,21	0,03	1,67	0,13	0,09	0,04
Trysilelva 2006	ørret	0,76	2,36		-		1,24	0,88	
Røgden 2008	abbor	0,44	0,92	n.d.	0,03	0,55	0,34	0,30	0,04
Røgden ca. 1995 <sup>1</sup>	abbor	0,59	0,84	0,04		0,59			
Røgden ca. 1995 <sup>1</sup>	gjedde	0,47	1,49	0,08			1		
Nasjonal undersøkelse <sup>1</sup>	ørret	1,5	0,9-3,6			0,65- 3,15	-	0,3-1,1	1,55-11,7
Hardangervidda, Blånutjern <sup>2</sup>	ørret	9,48					1,38		
Glomma, Sør-Odal <sup>2</sup>	gjedde	0,12					0,38		
Øyeren <sup>2</sup>	abbor	0,48					1,08		
Glomma, Skinnerflo <sup>2</sup>	abbor	0,64					1,52		
Hurdalssjøen <sup>2</sup>	abbor	0,14					0,88		
Haldenvassdraget, Femsjøen <sup>2</sup>	abbor	0,46					0,7		

<sup>1</sup> Fjeld et al. 2001. Konsentrasjonsområdet er oppgitt som 25–75 prosentilene.

<sup>2</sup> Fjeld et al. 2005.

## 4. Litteratur

- AMAP, 2002. Arctic pollution 2002. Persistent organic pollutants, heavy metals, radioactivity, human health, changing pathways. ISBN 82-7971-015-9. 111 pp.
- Brettum, P. og Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-report 4818-2004. 33 pp. + 164 fact-sheets.
- Bækken, T. og Kjellberg, G. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forurensning i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. NIVA-rapport 4923-2004. 13 s.
- Craig, H. 1953. The geochemistry of stable carbon isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 3: 53 - 93.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt. NIVA-rapport, løpenr. 4458-2001. 54 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2004. Kvikksølv i ferskvannsfisk fra Sør-Norge i 1998-2002, nivåer og tidsmessig utvikling. NIVA-rapport 4813. 57 s.
- Fjeld, E., J. Knutzen, E. M. Brevik, M. Schlabach, T. Skotvold, A. R. Borgen, and M. Wiborg. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995–1999. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), TA-1813/2001. Norsk institutt for vannforskning, NIVA rapport 4402-2001. 48 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C. og Gundersen, H. 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), TA-2096/2005. Norsk institutt for vannforskning, NIVA rapport 5011-2005. 97 s + vedlegg.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Maage, A., Kjellberg, G., Øxnevad, S. og Ptacnikova, R. 2007. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HCDD), PCB og kvikksølv. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), TA-2349/2007. 33 s + vedlegg.
- Fjeld, E. et al. 2008, Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv. NIVA-rapport 5541-2008. 33 s + vedlegg.
- Kjellberg, G. 1994. Tiltaksorientert overvåking av Trysil-elva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på kjemiske og biologiske forhold i 1992. NIVA-rapport 2983-94. 69 s.
- Kjellberg, G. 2005. Store forekomster av ”grønske” i nedre delen av Trysil-elva sommeren 2005. NIVA-rapport 5093-2005. 14 s.
- Kjellberg, G., Rognerud, S. og Gillund, O. 1985. Basisundersøkelse i Trysil-elva 1981-1984. SFT, Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 211/86. NIVA-rapport 1816-85. 103 s.
- Konoplev, A. mfl. 2009. Report on the sub-project -4/08 “Analytical determination of PTS levels in bottom sediments and biota”. Project title: “Contaminant levels in biota and sediments in Norway”. Scientific production association “Typhoon”, Center for Environmental Chemistry. Obninsk. 105 pp.



Lydersen, E. og Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt og riskanalys. Naturvårdsverket rapport 5074. ISBN 91-620-5074-5. 76 s.

Rognerud, S. 2005. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåking. NIVA-rapport lnr. 4944-2005. 62 s. + vedlegg.

Løvik, J.E., Bækken, T., Fjeld, E. og Johansen, S.W. 2007. Femund/Trysilvassdraget. Overvåking av vannkvalitet, biologiske forhold og miljøgifter i 2006. NIVA-rapport 5345-2007. 59 s.

Mariotti, A. 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural abundance <sup>15</sup>N measurements. *Nature*, 303: 685 - 687.

Rognerud, S. 2005. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåking. NIVA-rapport 4944-2005. 62 s. + vedlegg.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Eriksen, G. S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. SFT overvåkingsrapport 673/96. TA 1380/1996. 21 s. + vedl.

Rognerud, S. og Fjeld, E. 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-rapport, løpenr. 4487-2002. 46 s.

Rognerud, S., Løvik, J.E. og Lydersen, E. 2006. Røgden og Møkeren. Vannkjemisk og biologisk status. NIVA-rapport 5225-2006. 22 s. + vedlegg.

SFT 1997a. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. TA-1468. 31 s.

SFT 1997b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. TA-1467. 36 s.

Siegle, S., Andsjøen, M. og Mørkved, P.T. 2009. Data-report – Isotope analyses of biological samples (IFE ref: IS-295-08). IFE-report IFE/KR/F-2009/018. 2 pp.

Solheim, A.L. og Schartau, A.K. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. NIVA-rapport 4888-2004. 17 s.

Solheim, A.L., Schartau, A.K., Hesthagen, T., Ugedal, O., Sandlund, O.T., Moe, J., Mjelde, M., Schneider, S., Bækken, T., Molvær, J., Pedersen, A., Johnsen, T., Rygg, B. og Naustvoll, L. 2008. Forslag til veileder i klassifisering, versjon 2, 30.9.2008. Med oversikt over foreløpige klassegrenser for parametre for forskjellige påvirkningstyper og vanntyper. Utarbeidet av NIVA, NINA og HI.

Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B. (red.) 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA-rapport 4590-2002: 48 s.

## **5. Vedlegg**

## Metoder og materiale

**Tabell 11.** Oversikt over analysemetoder for analyser utført ved NIVAs kjemilaboratorium.

Analysevariabel	Benevning	Metode	Prinsipp/teknikk
pH	pH	A 1	Elektrometrisk
Konduktivitet	mS/m	A 2	Elektrometrisk
Alkalitet	mmol/l	C 1	Potensiometrisk titrering m/saltsyre til pH 4.5
Total-fosfor	µg P/l	D 2-1	Autoanalytator, etter oppsl. med peroksidisulfat
Total-nitrogen	µg N/l	D 6-1	Autoanalytator, etter oppsl. med peroksidisulfat
Nitrat	µg N/l	C 4-3	Ionekromatografi
Klorofyll-a	µg/l	H 1-1	Spektrofotometrisk best. av kl-a i metanolekstrakt
TOC	mg C/l	G 4-2	Peroksidisulfat/UV-metoden
Klorid	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Sulfat	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Kalsium	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Kalium	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Magnesium	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Natrium	mg/l	C 4-3	Ionekromatografi
Reaktivt aluminium	µg/l	E 3-2	Fotometrisk, autoanalytator
Ikkeløst aluminium	µg/l	E 3-2	Fotometrisk, autoanalytator
Arsen	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Kadmium	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Kobolt	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Krom	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Kobber	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Jern	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Mangan	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Nikkel	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Bly	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Sink	µg/l	E 8-3	ICP-MS
Kvikksølv (i fisk)	µg/g	E 4-3	Kalddampeteknikk, spektrofotometri

**Tabell 12.** Retningslinjer brukt til vurdering av tilstandsklasse og økologisk tilstand basert på begroingsanalysene.

Tilstandsklasse (jf. SFT 1997):	I	II	III	IV	V
Tilstands-beskrivelse:	ikke eller ubetydelig påvirket og/eller naturlig næringsfattig	svakt påvirket og/eller naturlig næringsrik	markert påvirket	sterkt påvirket	meget sterkt påvirket
Økologisk tilstand (jf. Vanndirektivet):	Svært god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Begroings-samfunnet:					
Artsantall alger:	mange arter, som naturtilstand	mange arter	noe redusert artsantall	redusert artsantall	få arter
Artssammen-setning alger:	vesentlig forurensnings-ømfintlige arter	både forurensnings-ømfintlige og nærings-krevende arter	vesentlig næringskrevende og forurensnings-tolerante arter	bare forurensnings-tolerante arter	bare svært tolerante arter
Mengder av alger:	sjelden stor forekomst	økende mengder, masseforekomst kan forekomme	masseforekomst vanlig	massefore-komst vanlig	massefore-komst vanlig
Forekomst av bakterier, sopp og dyr:	liten forekomst	liten forekomst	vanlig forekomst	stor forekomst	massefore-komst

**Tabell 13.** Metodebeskrivelse kvikksølvanalyse ved NIVA

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>E 4-3</b>	<b>Kvikksølv</b>	<b>ng/l, µg/g</b>	<b>Hg/L, Hg-Sm, Hg-B, Hg/H</b>
<p><b>Tittel:</b></p> <p>Bestemmelse av kvikksølv i vann, slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin-Elmer FIMS-400.</p>			
<p><b>Anvendelsesområde:</b></p> <p>Metoden omfatter bestemmelse av kvikksølv i renvann, samt avløpsvann, biologisk materiale slam og sedimenter oppluttet i salpetersyre. Slam og sediment frysetørres fortrinnsvis. Ved tørking av prøver i varmeskap må ikke temperaturen overstige 80°C. Nedre grense er for renvann 1,0 ng/l, oppluttet renvann 10 ng/l, avløpsvann 0,1 µg/l, faste prøver 0,005 µg/g.</p>			
<p><b>Prinsipp:</b></p> <p>Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet (SnCl<sub>2</sub>) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølvet omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen, slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølvet i renvann oppkonsentreres i et amalgameringsystem.</p>			
<p><b>Instrument(er):</b></p> <p>Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E Amalgam System AA Accessory.</p>			
<p><b>Målesikkerhet:</b></p> <p>100 målinger av syntetisk løsning tilsatt 20 ng/l Hg ga middelvei 19,3 og standardavvik 1,3 ng/l. For oppluttet løsning med 43 ng/l Hg ga middelvei 108 ng/l og standardavvik 12,5 ng/l. For faste materialer: 19 målinger av DORM-3 (fiskemuskel) 0,409 ± 0,027 µg/g, ga 0,43 og 0,02 µg/g, 20 målinger av lever 2, 3,37 ± 0,18 µg/g, ga 3,64 og 0,16 µg/g.</p>			
<p><b>Referanser:</b></p> <p>B. Welz, M. Melcher, H.W. Sinemus, D. Maier: Pico-trace determination of mercury using the amalgamation technique. Norsk Standard, NS 4768. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989.</p>			

## Prosedyrer og presisjon ved analyser av stabile isotoper hos IFE

Isotopsammensetningen av karbon og nitrogen ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) oppgis som "deltaverdier":  $\delta$  (‰) =  $[(R_{\text{prøve}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$ , der R representerer forholdet mellom tung og lett isotop. Alle isotopverdiene refereres til primære standarder. For karbon er dette et marint karbonat, Pee Dee Belemitt (Craig 1953), og for nitrogen atmosfærisk luft (Mariotti 1983). Internasjonale standarder analyseres samtidig med prøvene for hver tiende prøve.  $\delta^{15}\text{N}$  resultatene IFEs verdier kontrolleres også mot en husstandard av ørretfilet.

For bestemmelse av  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  veies ca 1,0 mg tørket og homogenisert prøvemateriale inn og overføres til en 9x15 mm tinnkapsel. Kapselen lukkes og plasseres i en Eurovector elementanalysator der prøvene forbrennes med  $\text{O}_2$  og  $\text{Cr}_2\text{O}_3$  ved  $1700^\circ\text{C}$ .  $\text{NO}_x$  reduseres til  $\text{N}_2$  i en Cu-ovn ved  $650^\circ\text{C}$ .  $\text{H}_2\text{O}$  fjernes i en kjemisk vannfelle med  $\text{KMnO}_4$  før separering av  $\text{N}_2$  og  $\text{CO}_2$  i en poraplot Q GC kolonne. C/N-ratioen kvantifiseres på bakgrunn av TCD-resultatene fra GC.  $\text{N}_2$  og  $\text{CO}_2$  overføres direkte til et Nu Instruments Horizon, Isotop Ratio Massespektrometer for bestemmelse av  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ .

Nøyaktighet og presisjon for analyse av  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  er blitt målt ved replikatanalyser av IFEs egne internstandard (IFE-ørret) samt internasjonale standardmaterialer. Standarden ble preparert ved Soxhlet ekstraksjon med  $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ : 7%  $\text{CH}_3\text{OH}$  i ca 2 t, rensing med 2N HCL og rensing med destilert vann til nøytral pH.  $\delta^{15}\text{N}$  sammensetningen i IFE-ørret er kontrollert mot IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder, og  $\delta^{13}\text{C}$  sammensetningen er kontrollert mot USGS-24 standard. Gjennomsnittsverdi i 2008 for IFE-ørret er:

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{LUFT}}: 11,63 \text{ ‰} \pm 0,20 \text{ (1sigma)} \quad \delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}: -20,22 \text{ ‰} \pm 0,19 \text{ (1sigma)}$$

Gjennomsnittresultat med én standardvarians for 9 analyser av IFE-ørret (standard) analysert sammen med prøvene:

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{LUFT}}: 11,50 \text{ ‰} \pm 0,15 \text{ (1sigma)} \quad \delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}: -20,13 \text{ ‰} \pm 0,08 \text{ (1sigma)}$$

**Tabell 14.** Vekt av prøver fra enkeltfisk (muskel) til analyser av organiske mikroforurensninger. FØ – ørret fra Femund, TØ – ørret fra Trysilelva, RA – abbor fra Røgden. Ørretene FØ7-10 ble fanget for sent til at vi kunne få tatt ut prøver av dem til analyser av organiske mikroforurensninger.

	g		g		g
FØ-1	36	TØ-1	19	RA-1	18
FØ-2	26	TØ-2	26	RA-2	22
FØ-3	16	TØ-3	12	RA-3	32
FØ-4	7	TØ-4	10	RA-4	18
FØ-5	56	TØ-5	20	RA-5	9
FØ-6	39	TØ-6	32	RA-6	14
FØ-7		TØ-7	38	RA-7	6
FØ-8		TØ-8	14	RA-8	4
FØ-9		TØ-9	40	RA-9	6
FØ-10		TØ-10	12	RA-10	5
Sum	180		223		134

**Tabell 15.** Deteksjonsgrenser for organiske mikroforurensninger i fisk (Konoplev mfl. 2009).

<b>Forbindelse</b>	<b>Metodens deteksjons- grense</b>
<b>Klorerte pesticider</b>	<b>ng/g</b>
HCB	0.05
alfa-HCH	0.03
beta-HCH	0.03
gamma-HCH	0.03
Heptachlor	0.05
Heptachlor epoxide	0.10
Oxychlordane	0.08
trans-Chlordane	0.03
cis-Chlordane	0.03
trans-Nonachlor	0.01
cis-Nonachlor	0.01
2,4`-DDE	0.03
4,4`-DDE	0.03
2,4`-DDD	0.03
4,4`-DDD	0.03
2,4`-DDT	0.08
4,4`-DDT	0.08
Endrin	0.10
Dieldrin	0.05
Mirex	0.03
<b>PCB</b>	<b>ng/g</b>
Enkeltkongenerer	0.10-0.15
<b>PBDE</b>	<b>ng/kg</b>
TriBDE 17, 28	1.00
TeBDE 49, 71, 66	1.00
TeBDE 47	8.00
PeBDE 100, 99	1.00
PeBDE 85	3.00
HexBDE 154, 153, 138	3.00
HepBDE 183, 190	5.00
NoBDE 208, 207, 206	10.0
DeBDE 209	10.0
<b>Polykorente dibenzodioksiner og dibenzofuraner</b>	<b>ng/kg</b>
2.3.7.8-TCDD	1.00
Øvrige enkeltforbindelser	0.10-0.20
<b>Toxafener</b>	<b>ng/kg</b>
Parl 26 og Parl 50	0.30
Parl 62	2.00

## Primærdata

**Tabell 16.** Analyseresultater og beregnet syrenøytraliseringskapasitet (ANC og ANC<sub>OAA</sub>) fra vannprøver innsamlet i 2008.

		Femund 12.08.2008	Trysilelva 7 12.08.2008	Røgden 24.08.2008
pH	pH	6.95	6.98	6.47
Konduktivitet	mS/m	1.57	2.36	1.81
Alkalitet	mmol/l	0.117	0.185	0.087
Total-fosfor	µg P/l	2	4	4
Total-nitrogen	µg N/l	200	195	265
Nitrat	µg N/l	67	11	30
Klorofyll-a	µg/l	0.81		2.3
TOC	mg C/l	1.9	4.5	5.7
Klorid	mg/l	0.56	0.61	1.01
Sulfat	mg/l	1.12	1.06	1.54
Kalsium	mg/l	1.54	3.00	1.61
Kalium	mg/l	0.27	0.30	0.33
Magnesium	mg/l	0.45	0.68	0.36
Natrium	mg/l	0.78	0.92	1.14
ANC	µekv/l	111	213	105
ANC <sub>OAA</sub>	µekv/l	104	198	86
Reaktivt aluminium	µg/l	10	43	19
Ikkelabilt aluminium	µg/l	9	40	15
Labilt aluminium	µg/l	1	3	4
Arsen	µg/l	0.06	0.10	0.10
Kadmium	µg/l	<0.005	<0.005	0.029
Kobolt	µg/l	0.005	0.025	0.021
Krom	µg/l	<0.1	<0.1	<0.1
Kobber	µg/l	0.26	0.16	0.25
Jern	µg/l	<10	210	160
Mangan	µg/l	1.1	12.2	8.7
Nikkel	µg/l	0.31	0.10	0.20
Bly	µg/l	0.036	0.070	0.062
Sink	µg/l	1.4	0.68	1.8
E. coli	ant/100 ml		10	
Siktedyp	m	14		4.9

**Tabell 17.** Analyseresultater fra abbor fra Røgden (RA) og ørret fra Trysilelva (TØ) og Femunden (FØ) 2008

Prøve ID	Kommune	Art	Dato	Lengde (mm)	Vekt (g)	Alder	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	Hg (ug/g)
RA-1	Grue	abbor	18.09.08	225	130	8	-25.3	8.7	0.34
RA-2	Grue	abbor	18.09.08	220	125	8	-24.9	8.4	0.36
RA-3	Grue	abbor	19.09.08	235	158	7	-27.6	9.3	0.54
RA-4	Grue	abbor	19.09.08	220	118	6	-24.7	9.1	0.39
RA-5	Grue	abbor	19.09.08	210	98	7	-24.0	8.0	0.25
RA-6	Grue	abbor	19.09.08	200	91	5	-26.0	8.7	0.4
RA-7	Grue	abbor	19.09.08	190	81	3	-27.2	8.7	0.47
RA-8	Grue	abbor	19.09.08	190	77	4	-27.4	8.6	0.43
RA-9	Grue	abbor	19.09.08	190	71	6	-25.3	8.6	0.35
RA-10	Grue	abbor	19.09.08	190	72	5	-25.6	8.7	0.35
<b>Min</b>				<b>190</b>	<b>71</b>	<b>3</b>	<b>-27.6</b>	<b>8.0</b>	<b>0.25</b>
<b>Maks</b>				<b>235</b>	<b>158</b>	<b>8</b>	<b>-24.0</b>	<b>9.3</b>	<b>0.54</b>
<b>Middel</b>				<b>207</b>	<b>102</b>	<b>5.9</b>	<b>-25.8</b>	<b>8.7</b>	<b>0.39</b>
<b>Median</b>				<b>205</b>	<b>95</b>	<b>6.0</b>	<b>-25.5</b>	<b>8.7</b>	<b>0.38</b>
<b>St. avvik</b>				<b>17</b>	<b>29</b>	<b>1.7</b>	<b>1.2</b>	<b>0.4</b>	<b>0.08</b>
<b>Antall</b>				<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>
TØ-1	Trysil	ørret	05.08.08	250	157	4	-24.5	9.1	0.09
TØ-2	Trysil	ørret	27.08.08	310	291	5	-23.8	10.4	0.21
TØ-3	Trysil	ørret	10.08.08	220	118	4	-24.5	8.2	0.06
TØ-4	Trysil	ørret	10.08.08	210	93	4	-25.9	8.2	0.07
TØ-5	Trysil	ørret	15.09.08	320	351	5	-24.8	10.1	0.21
TØ-6	Trysil	ørret	05.08.08	347	512	6	-23.7	10.2	0.23
TØ-7	Trysil	ørret	04.07.08	378	556	7	-23.9	10.8	0.38
TØ-8	Trysil	ørret	18.09.08	320	318	7	-23.2	10.1	0.29
TØ-9	Trysil	ørret	10.07.08	425	842	10	-23.2	10.9	0.30
TØ-10	Trysil	ørret	17.09.08	285	221	5	-24.2	8.5	0.09
<b>Min</b>				<b>210</b>	<b>93</b>	<b>4</b>	<b>-25.9</b>	<b>8.2</b>	<b>0.06</b>
<b>Maks</b>				<b>425</b>	<b>842</b>	<b>10</b>	<b>-23.2</b>	<b>10.9</b>	<b>0.38</b>
<b>Middel</b>				<b>307</b>	<b>346</b>	<b>5.7</b>	<b>-24.2</b>	<b>9.6</b>	<b>0.19</b>
<b>Median</b>				<b>315</b>	<b>305</b>	<b>5.0</b>	<b>-24.0</b>	<b>10.1</b>	<b>0.21</b>
<b>St. avvik</b>				<b>68</b>	<b>233</b>	<b>1.9</b>	<b>0.8</b>	<b>1.0</b>	<b>0.11</b>
<b>Antall</b>				<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>
FØ-1	Engerdal	ørret	06.09.08	315	357	6	-23.4	9.9	0.2
FØ-2	Engerdal	ørret	06.09.08	275	229	5	-22.4	8.8	0.1
FØ-3	Engerdal	ørret	04.09.08	214	105	4	-23.6	7.7	0.04
FØ-4	Engerdal	ørret	04.09.08	170	56	4	-21.2	8.0	0.05
FØ-5	Engerdal	ørret	04.09.08	390	567*	9	-24.3	10.4	0.29
FØ-6	Engerdal	ørret	04.09.08	285	258	5	-21.4	9.1	0.17
FØ-7	Engerdal	ørret	01.10.08	345	336	7	-22.0	9.4	0.38
FØ-8	Engerdal	ørret	01.10.08	290	221	6	-21.3	7.3	0.03
FØ-9	Engerdal	ørret	01.10.08	305	294	7	-22.3	9.8	0.16
FØ-10	Engerdal	ørret	01.10.08	275	223	5	-24.8	9.4	0.15
<b>Min</b>				<b>170</b>	<b>56</b>	<b>4</b>	<b>-24.8</b>	<b>7.3</b>	<b>0.03</b>
<b>Maks</b>				<b>390</b>	<b>567</b>	<b>9</b>	<b>-21.2</b>	<b>10.4</b>	<b>0.38</b>
<b>Middel</b>				<b>286.4</b>	<b>265</b>	<b>6</b>	<b>-22.7</b>	<b>9.0</b>	<b>0.16</b>
<b>Median</b>				<b>287.5</b>	<b>244</b>	<b>6</b>	<b>-22.3</b>	<b>9.3</b>	<b>0.16</b>
<b>St. avvik</b>				<b>61.8</b>	<b>141</b>	<b>2</b>	<b>1.3</b>	<b>1.0</b>	<b>0.11</b>
<b>Antall</b>				<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

\* Vekt sløyd, ukjent kjønn og mage



**Tabell 18.** Konsentrasjoner av PCB i fisk, ng/g våtvekt. n.d. = ikke detektert. SumPCB<sub>7</sub> er beregnet av NIVA som summen av IUPAC-nr. 28 (+31), 52, 101, 118, 138 (+158), 153 (+168) og 180.

Congener PCB (IUPAC)	Sample ID:		
	Femund 2008	Trysilelva 2008	Røgdu 2008
Tissue	Fish musckle	Fish musckle	Fish musckle
Lab Code:	NOB-53	NOB-54	NOB-55
#1 [CL1]	n.d.	n.d.	n.d.
#3 [CL1]	n.d.	n.d.	n.d.
#4/#10 [CL2]	n.d.	n.d.	n.d.
#8 [CL2]	n.d.	n.d.	n.d.
#19 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#17/#18 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#15 [CL2]	n.d.	n.d.	n.d.
#28/#31 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#54 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#33 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#22 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#52 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#49 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#104 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#44 [CL4]	<b>0.13</b>	n.d.	n.d.
#37 [CL3]	n.d.	n.d.	n.d.
#74 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#70 [CL4]	<b>0.15</b>	n.d.	n.d.
#95 [CL5]	<b>0.21</b>	n.d.	<b>0.12</b>
#155 [CL6]	n.d.	n.d.	n.d.
#101 [CL5]	<b>0.23</b>	<b>0.12</b>	n.d.
#99 [CL5]	<b>0.18</b>	<b>0.12</b>	n.d.
#119 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#81 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#87 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#110 [CL5]	<b>0.26</b>	<b>0.12</b>	n.d.
#77 [CL4]	n.d.	n.d.	n.d.
#151 [CL6]	<b>0.20</b>	n.d.	n.d.
#149 [CL6]	<b>0.41</b>	<b>0.20</b>	<b>0.22</b>
#123 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#118 [CL5]	<b>0.24</b>	<b>0.12</b>	<b>0.12</b>
#114 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#188 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#153 [CL6] + #168	<b>0.90</b>	<b>0.41</b>	<b>0.32</b>
#105 [CL5]	<b>0.22</b>	<b>0.21</b>	<b>0.14</b>
#138 [CL6] + #158	<b>0.52</b>	<b>0.32</b>	<b>0.25</b>
#178 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#126 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#187 [CL7]	<b>0.48</b>	n.d.	<b>0.18</b>
#183 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#128 [CL6]	n.d.	n.d.	n.d.
#167 [CL6]	n.d.	n.d.	n.d.

#177 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#202 [CL8]	n.d.	n.d.	n.d.
#171 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#156 [CL6]	n.d.	n.d.	n.d.
#201 [CL8]	n.d.	n.d.	n.d.
#157 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#180 [CL7]	<b>0.48</b>	n.d.	<b>0.23</b>
#191 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#169 [CL5]	n.d.	n.d.	n.d.
#170 [CL7]	<b>0.44</b>	n.d.	<b>0.23</b>
#199 [CL8]	n.d.	n.d.	n.d.
#189 [CL7]	n.d.	n.d.	n.d.
#208 [CL9]	n.d.	n.d.	n.d.
#194 [CL8]	n.d.	n.d.	n.d.
#205 [CL9]	n.d.	n.d.	n.d.
#206 [CL9]	n.d.	n.d.	n.d.
#209 [CL10]	n.d.	n.d.	n.d.
Sum of PCB's	<b>4.12</b>	<b>1.61</b>	<b>1.34</b>
Sum PCB <sub>7</sub>	<b>2.37</b>	<b>0.97</b>	<b>0.92</b>

**Tabell 19.** Konsentrasjoner av polyklorerte dibenzodioxiner og dibenzofuraner i fisk, ng/kg våtvekt. n.d. = ikke detektert.

Compound	Sample ID:		
	Femund 2008	Trysilvelva 2008	Røgden 2008
Tissue	Fish musckle	Fish musckle	Fish musckle
Lab Code:	NOB-53	NOB-54	NOB-55
2,3,7,8-TCDD	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,7,8-PeCDD	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,4,7,8-HxCDD	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,6,7,8-HxCDD	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,7,8,9-HxCDD	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	n.d.	n.d.	n.d.
OCDD	n.d.	n.d.	n.d.
2,3,7,8-TCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,7,8-PeCDF	n.d.	n.d.	n.d.
2,3,4,7,8-PeCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,4,7,8-HxCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,6,7,8-HxCDF	n.d.	n.d.	n.d.
2,3,4,6,7,8-HxCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,7,8,9-HxCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	n.d.	n.d.	n.d.
OCDF	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Total Concentration in TEQ</b>	n.d.	n.d.	n.d.

**Tabell 20.** Konsentrasjoner av klorerte pesticider i fisk, ng/g våtvekt. n.d. = ikke detektert.

Compound	Sample ID:		
	Femund 2008	Trysilvelva 2008	Røgden 2008
Tissue	Fish musckle	Fish musckle	Fish musckle
Lab Code:	NOB-53	NOB-54	NOB-55
HCB	<b>0.26</b>	<b>0.21</b>	n.d.
$\alpha$ -HCH	n.d.	n.d.	n.d.
$\beta$ -HCH	n.d.	n.d.	n.d.
$\gamma$ -HCH	n.d.	n.d.	n.d.
Sum of HCH	n.d.	n.d.	n.d.
Heptachlor	n.d.	n.d.	n.d.
Heptachlor epoxide	n.d.	n.d.	n.d.
Oxychlordane	<b>0.12</b>	n.d.	n.d.
<i>trans</i> -Chlordane	n.d.	n.d.	n.d.
<i>cis</i> -Chlordane	<b>0.03</b>	n.d.	n.d.
<i>trans</i> -Nonachlor	<b>0.14</b>	<b>0.03</b>	<b>0.03</b>
<i>cis</i> -Nonachlor	<b>0.04</b>	n.d.	n.d.
Sum of Chlordanes	<b>0.33</b>	<b>0.03</b>	<b>0.03</b>
2,4'-DDE	n.d.	n.d.	n.d.
4,4'-DDE	<b>0.94</b>	<b>1.26</b>	<b>0.41</b>
2,4'-DDD	n.d.	<b>0.03</b>	n.d.
4,4'-DDD	<b>0.06</b>	<b>0.20</b>	n.d.
2,4'-DDT	n.d.	n.d.	n.d.
4,4'-DDT	<b>0.25</b>	<b>0.18</b>	<b>0.14</b>
Sum of DDT	<b>1.25</b>	<b>1.67</b>	<b>0.55</b>
Endrin	n.d.	n.d.	n.d.
Dieldrin	n.d.	n.d.	n.d.
Mirex	n.d.	n.d.	n.d.

**Tabell 21.** Konsentrasjoner av polybromerte bifenyletere (PBDE) i fisk, ng/kg våtvekt. n.d. = ikke detektert.

Compound	Sample ID:		
	Femund 2008	Trysilelva 2008	Røgden 2008
Tissue	Fish muskle	Fish muskle	Fish muskle
Lab Code:	NOB-53	NOB-54	NOB-55
TriBDE #17	n.d.	n.d.	n.d.
TriBDE #28	n.d.	n.d.	n.d.
TeBDE #49	n.d.	n.d.	n.d.
TeBDE #71	n.d.	n.d.	n.d.
TeBDE #47	<b>94.2</b>	<b>43.8</b>	<b>286.7</b>
TeBDE #66	n.d.	<b>2.96</b>	<b>2.69</b>
PeBDE #100	<b>39.6</b>	<b>19.1</b>	<b>15.2</b>
PeBDE #99	<b>68.6</b>	<b>43.9</b>	<b>10.5</b>
PeBDE #85	n.d.	n.d.	n.d.
HexBDE #154	<b>23.2</b>	<b>5.31</b>	<b>13.1</b>
HexBDE #153	<b>22.8</b>	<b>14.4</b>	<b>9.84</b>
HexBDE #138	n.d.	n.d.	n.d.
HepBDE #183	n.d.	n.d.	n.d.
HepBDE #190	n.d.	n.d.	n.d.
NoBDE #208	n.d.	n.d.	n.d.
NoBDE #207	n.d.	n.d.	n.d.
NoBDE #206	n.d.	n.d.	n.d.
DeBDE #209	n.d.	n.d.	n.d.
Sum of PBDE	<b>248.4</b>	<b>129.6</b>	<b>338.0</b>
PBDE 47+99	162.8	87.8	297.2

**Tabell 22.** Konsentrasjoner av toxafener i fisk, ng/kg våtvekt. n.d. = ikke detektert.

Compound	Sample ID:		
	Femund 2008	Trysilelva 2008	Røgden 2008
Tissue	Fish muskle	Fish muskle	Fish muskle
Lab Code:	NOB-53	NOB-54	NOB-55
Parlar#26	<b>93.1</b>	<b>20.4</b>	<b>17.1</b>
Parlar#50	<b>336.3</b>	<b>21.6</b>	<b>20.9</b>
Parlar#62	<b>357.4</b>	n.d.	n.d.
Sum of Tox	<b>429.4</b>	<b>42.0</b>	<b>38.0</b>

**Tabell 23.** Resultater av planteplanktonanalyser fra Femund (0-10 m) 12.8.2008. Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt).

<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>	
Merismopedia tenuissima	0.2
Sum - Blågrønnalger	0.2
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>	
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.1
Dictyosphaerium subsolitarium	0.3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.4
Gyromitus cordiformis	0.7
Koliella sp.	0.1
Monoraphidium contortum	0.3
Monoraphidium griffithii	1.5
Oocystis submarina v. variabilis	0.3
Spermatozopsis exsultans	0.1
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	0.1
Ubest. kuleformet gr. alge (d=5)	0.2
Zygote av Closterium spp.	0.3
Sum - Grønnalger	4.5
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>	
Bitrichia chodatii	0.3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	1.0
Chrysococcus spp.	0.1
Chrysolykos skujai	0.1
Craspedomonader	0.2
Cyster av Chrysolykos skujai	0.1
Dinobryon borgei	0.1
Dinobryon crenulatum	0.2
Dinobryon cylindricum var. alpinum	0.1
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	1.4
Ochromonas spp.	1.5
Små chrysomonader (<7)	6.5
Store chrysomonader (>7)	5.6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.5
Ubest.chrysophyceae	0.2
Sum - Gullalger	17.9
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>	
Asterionella formosa	0.4
Aulacoseira alpigena	1.3
Cyclotella radiosa	0.6
Cyclotella sp.	10.5
Sum - Kiselalger	12.8
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>	
Cryptaulax vulgaris	0.2
Cryptomonas sp.	3.1
Cryptomonas spp. (l=24-30)	0.5
Katablepharis ovalis	0.7

Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	4.1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.4
Sum - Svelgflagellater	9.0
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>	
Gymnodinium cf.lacustre	1.3
Gymnodinium cf.uberrimum	3.6
Sum - Fureflagellater	4.9
<b>Haptophyceae</b>	
Chrysochromulina parva	0.1
Sum - Haptophyceae	0.1
<b>My-alger</b>	
My-alger	4.2
Sum - My-alge	4.2
<hr/>	
Sum total :	53.7

**Tabell 24.** Kvalitativ sammensetning av dyreplankton i Femund og Røgden i 2008, basert på vertikale håvtrekk. 1 = få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. O = oligotrofiindikator, F = forsuringsfølsom art.

		Femund 0-20 m 12.08.2008	Røgden 0-15 m 24.08.2008
<u>Hjuldyr (Rotifera)</u>			
Keratella cochlearis		2	2
Keratella hiemalis		1	
Kellicottia longispina		3	2
Asplanchna priodonta		2	2
Ploesoma hudsoni		1	
Polyarthra vulgaris			2
Polyarthra sp.		1	
Conochilus cf. unicornis		2	
Conochilus sp.			1
Gastropus sp.			1
<u>Krepsdyr (Crustacea)</u>			
<u>Hoppekreps (Copepoda)</u>			
Heterocope sp. naup.			1
Arctodiaptomus laticeps	F	3	
Eudiaptomus graciloides	F		2
Cyclops scutifer		3	
Mesocyclops leuckarti			2
Thermocyclops oithonoides	F		3
Cyclopoide nauplier ubest.		3	2
<u>Vannlopper (Cladocera)</u>			
Diaphanosoma brachyurum			1
Holopedium gibberum	O	2	2
Daphnia galeata	F	3	
Daphnia cristata	F		2
Bosmina longispina		2	3
Polyphemus pediculus		1	
Bythotrephes longimanus		1	

**Tabell 25.** Analyseresultat av begroingsobservasjoner fra Trysilelva ved Lutnes (Trysilelva st. 7).

<b>Fylke:</b>	Hedmark	<b>Kommune:</b>	Trysil
<b>Dato:</b>	12.08.08	<b>Elv:</b>	Trysilelva
<b>Prøvetaker:</b>	JEL	<b>Stasjon:</b>	LUT 7
<b>Bearbeidet av:</b>	RAR	<b>UTM:</b>	

<b>Elvens bredde (m) :</b>	Ca.100	<b>Strømhastighet (Fossende-Stryk-Rask-Moderat-Langsom):</b>	R
<b>Vannføring (Høy-Middels-Lav):</b>	M	<b>Lysforhold (Gode-Middels-Dårlige):</b>	G

**Substrat** (dekksjikt i elv; prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas):

<b>Leire:</b>		<b>Grus (0.2-2cm):</b>	10	<b>Stor stein (15-40cm):</b>	30
<b>Sand:</b>	10	<b>Små stein (2-15cm):</b>	50	<b>Blokker/Svaberg:</b>	

**Dekningsgrad** (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

+ = enkeltfunn **1** = <5% **2** = 5-12% **3** = 12-25% **4** = 25-50% **5** = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med:

x = liten forekomst xx = vanlig xxx = stor forekomst

**Viktige begroingsorganismer** (Dekningsgrad/mengde angitt til høyre):

<b>Moser:</b>	<i>Fontinalis dalecarlica</i>	1
<b>Alger:</b>	<i>Spirogyra</i> sp. (3K,L)	1
	<i>Bulbochaete</i> sp.	1
	Ubestemt kransalge	1
	<i>Oedogonium</i> a	xx
	<i>Cosmarium</i> spp.	xx
	<i>Closterium</i> spp.	x
	<i>Binuclearia tectorum</i>	x
	<i>Stigonema mamillosum</i>	xx
	<i>Diclothrix</i> cf. <i>gypsophila</i>	xx
	<i>Clastidium setigerum</i>	x
	<i>Calothrix</i> spp.	x
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	xxx
	<i>Achnanthes minutissima</i>	xxx
	<i>Fragilaria ulna</i>	xx
	Ubestemte kiselalger	xx
<b>Nedbrytere:</b>	<i>Vorticella</i> sp.	xx

Tilstandsklasse (Skala: I-II-III-IV-V) : **I – II**

**Kommentar:** Begroingen var preget av flere typiske rentvannsarter som grønnalgene *Bulbochaete* sp., *Oedogonium* a og *Binuclearia tectorum*. Blågrønnbakteriene *Stigonema mamillosum*, *Clastidium setigerum* og slekten *Calothrix* er alle gode indikatorer på rent vann. Forekomsten av den fastsittende ciliaten *Vorticella* sp. viser tilførsel av noe partikulært organisk materiale.

**Tabell 26.** Sammensetningen av EPT arter.

	15.10.2008 Femunden Strand1	15.10.2008 Trysilelva GløtaE1	15.10.2008 Trysilelva LutnesSt 7E14	16.10.2008 Røgden Utløpselv
<b>DØGNFLUER</b>				
Ameletus inopinatus	320	896		
Baetis sp			1	528
Alainites muticus			3	2
Nigrobaetis niger				18
Baetis rhodani		120	10	448
Centroptilum luteolum	8		1	
Heptagenia sp			112	40
Kageronia fuscogrisea			1	
Heptagenia sulphurea	56	4	28	48
Leptophlebia sp	8			2
Leptophlebia marginata			1	
Ephemerella aurivillii		32	20	
Ephemerella mucronata		56	432	
Caenis rivulorum			1	
<b>Antall E-arter</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>7</b>
<b>STEINFLUER</b>				
Dinocras cephalotes		8		
Diura nanseni/bicaudata	16			
Isoperla sp		8	5	12
Isoperla difformis		4		
Brachyptera risi				4
Amphinemura sp		48		12
Protonemura meyeri		4		4
Nemoura sp	80			
Capnia atra	152			
Leuctra hippopus	12			4
<b>Antall P-arter</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
<b>VÅRFLUER</b>				
Rhyacophila nubila		40	1	10
Agapetus ochripes			32	
Hydroptila sp		4	2	
Ithytrichia lamellaris			4	
Oyethira sp		32		4
Polycentropus flavomaculatus	8	32		4
Polycentropodidae	128	176		2
Ceratopsyche nevae			1	
Hydropsyche pellucidula				8
Hydropsyche siltalai				8
Hydropsyche sp			2	144
Micrasema setiferum			6	28
Brachycentrus subnubilus		8	2	
Lepidostoma hirtum		8	7	8
Limnephilidae indet	16		1	
Athripsodes sp			3	4
Ceraclea sp		8		
Mystacides longicornis				2
Oecetis testacea				8
Trichoptera indet			32	80
<b>Antall T-arter</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>13</b>



**Tabell 27.** Hovedgrupper av bunndyr. Antall/prøve.

		15.10.2008	15.10.2008	15.10.2008	16.10.2008
		Femunden	Trysilelva	Trysilelva	Røgden
		Strand	Gløta	Lutnes	Utløpselv
Oligochaeta	Fåbørstemark	112	2	56	6
Hirudinaea	Igler		4		
Gastropoda	Snegler	4	20	40	2
Sphaeriidae	Småmuslinger		448	152	2
Asellidae	Asellus				8
Hydracarina	Vannmidd	96	8	4	2
Ephemeroptera	Døgnfluer	392	1108	610	1086
Plecoptera	Steinfluer	260	72	5	36
Coleoptera	Billelarver	8	208	42	2
Coleoptera adult	voksne	4	4	3	
Trichoptera	Vårfluer	52	268	93	310
Simuliidae	Knott			24	72
Chironomidae	Fjærmygg	1440	1728	136	1568
Ceratopogonidae	Sviknott	4		1	10
Tipulidae	Stankelbein			1	
Diptera indet	Andre tovinger	4	8		

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)