

Resipientunderdsøkelse av Begna,
Randselva og Tyrifjorden i 2010
i forbindelse med utslipp fra Norske Skog
Follum ASA og Huhtamaki Norway AS



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Resipientundersøkelse av Begna, Randselva og Tyrifjorden i 2010 i forbindelse med utslipp fra Norske Skog Follum ASA og Huhtamaki Norway AS	Løpenr. (for bestilling) 6189-2011	Dato 20.05.2011
	Prosjektnr. Undernr. 29429	Sider Pris 56
Forfatter(e) Torleif Bækken, Maia R. Kile, Linda Marie Skryseth og Tor Erik Eriksen	Fagområde Vannforvaltning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norske Skog Follum ASA	Oppdragsreferanse Jon-Terje Gilhus
--------------------------------------------	---------------------------------------

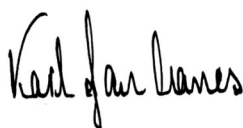
Sammendrag

Norske Skog Follum og Huhtamaki Norway AS har foretatt en resipientundersøkelse i henhold til vanddirektivet for å dokumentere effektene av sine utslipp til Begna, Randselva og Tyrifjorden. Virkningen av utslippene på vannkjemien (tot P, tot N, NO₃, KOF, Mn, Al) var liten eller ikke påvisbar. Begroingsalgene indikerer god eller svært god tilstand på elvestasjonene, bunndyrene indikerer god eller svært god tilstand med unntak av moderat tilstand ved Hønefossen. Det biologiske mangfoldet varierte mye, med høyest mangfold på referansestasjonene. For Tyrifjorden var den økologiske tilstanden svært god der konsentrasjonene av fosfor og klorofyll a var de lavest som er målt siden 1978. Resultatene fra burforsøk med lokal ørret indikerer at aluminium i utslippet ved Follum Fabrikker foreligger på en lite giftig form og er lite gjelle-reaktivt.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Resipientunderøkelse 2. Bunndyr 3. Begroing 4. Gjellealuminium 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Recipient survey 2. Macroinvertebrates 3. Phytobenthos 4. Gill aluminium
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Torleif Bækken
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Resipientundersøkelse av Begna, Randselva og
Tyrifjorden i 2010 i forbindelse med utslipp fra Norske
Skog Follum ASA og Huhtamaki Norway AS

Forord

Rapporten sammenfatter resultatene fra en resipientundersøkelse i Begna, Randselva og Tyrifjorden foretatt i 2010/11. Undersøkelsen er en del av konsesjonskravet til Norske Skog Follum ASA og Huhtamaki Norway AS.

Den rutinemessige innsamlingen av vannprøver for kjemisk analyse er foretatt av Jon-Terje Gilhuus ved Follum, etter forutgående instruksjon fra NIVA. Analysene er foretatt ved laboratoriet til NIVA i Oslo.

Bunndyrundersøkelsen er foretatt av Tor Erik Eriksen og Torleif Bækken, NIVA. Begroingsundersøkelsene er gjennomført av Maia R. Kile, NIVA, og Linda Marie Skryseth, NIVA, har stått for aluminiumforsøket på ørret.

Bearbeidelse og vurdering av kjemidata er foretatt av undertegnede som også har vært NIVAs prosjektleder og sammenstilt de enkelte delene i rapporten.

Oppdragsgivers kontaktpersoner har vært Jon-Terje Gilhuus ved Follum og Rasso Eizenberger ved Huhtamaki.

Alle takkes for et godt samarbeide.

Oslo, 14.06. 2011

Torleif Bækken

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	9
2. Metoder og materiale	9
2.1 Stasjoner og parametere	9
2.1.1 Begna og Randselva	9
2.1.2 Tyrifjorden	10
2.2 Begroingsprøver	10
2.3 Bunndyrprøver	11
3. Begna	13
3.1 Vannkvalitet	13
3.1.1 Vanntype	13
3.1.2 Vannføring	13
3.1.3 Fosfor	14
3.1.4 Organisk stoff	17
3.1.5 Aluminium	20
3.1.6 Partikler	22
3.1.7 Nitrogen	23
3.2 Begroing	24
3.2.1 Økologisk tilstand	24
3.2.2 Biologisk mangfold	26
3.3 Bunndyrsamfunn	26
3.3.1 Økologisk tilstand	26
3.3.2 Biologisk mangfold	27
4. Randselva	28
4.1 Vannkvalitet	28
4.1.1 Vanntype	28
4.1.2 Fosfor	28
4.1.3 Organisk stoff	28
4.1.4 Aluminium	29
4.1.5 Partikler	30
4.1.6 Nitrogen	31
4.2 Begroing	32
4.2.1 Økologisk tilstand	32
4.2.2 Biologisk mangfold	34
4.3 Bunndyrsamfunn	34
4.3.1 Økologisk tilstand	34
4.3.2 Biologisk mangfold	35

5. Tyrifjorden	36
5.1 Vannkvalitet	36
5.1.1 Vanntype	36
5.1.2 Fosfor	36
5.1.3 Nitrogen	37
5.1.4 Klorofyll a	38
6. Akkumulering av aluminium på ørretgjeller	40
6.1 Bakgrunn	40
6.2 Gjennomføring	40
6.3 Resultater	41
6.3.1 Generell vannkvalitet	41
6.3.2 Aluminium i vann	43
6.3.3 Samleprøve utslipp og utløp kjølevann	44
6.3.4 Aluminium akkumulert på gjeller	44
6.4 Diskusjon	46
7. Litteratur	47
8. Vedlegg	50
Vedlegg A. Vannkjemi	50
Vedlegg B. Bunndyrtaksa	51
Vedlegg C. Begroingstaksa	52
Vedlegg D. Vannkjemi ved burforsøk	54

Sammendrag

Norske Skog Follum og Huhtamaki Norway AS ønsket å gjennomføre en resipientundersøkelse for å dokumentere effektene av sine utslipp til henholdsvis Begna, Randselva og Tyrifjorden. Der det var mulig skulle undersøkelsen utføres i henhold til kriteriene gitt i vanndirektivet.

Begna

Vannprøver i Begna ble tatt ved stasjonene ovenfor (F1, Hofsfoss) og nedenfor (F3, Hønefoss) Follumområdet. Biologiske prøver ble tatt på de samme stasjonene samt umiddelbart nedstrøms utslippspunktet ved Follum (F2, Follum).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av total fosfor i Begna ved F1 var 4,7 µg/l, mens den ved F3 Hønefossen var 4,3 µg/l. Begge gjennomsnittsverdiene ligger innenfor svært god tilstand i henhold til de nye kriteriene i vanndirektivet. Lavere konsentrasjoner nedstrøms enn oppstrøms medfører at fosforbidraget forbi Follum i 2010 blir negativt.

Konsentrasjonen av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF-Mn) ved F1 og F3 var henholdsvis 3.2 og 3.4 mgO/l. Etter KLIF 1997 tilsvarer det god tilstand. Bidraget av organisk stoff forbi Follum var ca 400 tonn/år og vesentlig lavere enn tidligere.

Den totale aluminiumskonsentrasjonen ved F1 var i gjennomsnitt 61 µg/l. Ved F3 var den 53 µg/l. Konsentrasjonene av labilt Al har stort sett ligget under 10 µg/l på begge stasjonene. I 2010/11 var gjennomsnittet på ca 4.4 µg/l for begge stasjonene, tilsvarende svært god tilstand.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av suspendert tørrstoff (STS) var 2.9 mg/l og 1.6 mg/l ved henholdsvis F1 og F3. Sett i forhold til KLIF 1997 tilsvarer det tilstandsklasse "God" ved begge stasjonene. Partikkelbidraget forbi Follum var negativt. Årsakene kan være at det foregår sedimentering av partikler i dammen mellom F2 Follum og F3 Hønefossen. Samtidig synes utslippene fra fabrikkens å være så lave at de kan overskygges av naturlige konsentrasjoner i elva. Høyere partikkelkonsentrasjon oppstrøms Follum enn nedstrøms kan også være med på å forklare at det ble registrert en tilsvarende situasjon for fosfor og aluminium.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av total nitrogen ved F1 og F3 var henholdsvis 328 og 310 µg/l. I begge tilfeller tilsvarer dette god tilstand.

I følge vurderingen av begroingsalger (PIT-indeksen) har alle stasjoner svært god økologisk tilstand i henhold til vanndirektivet. Forsuringsindeksen (AIP) indikerer at ingen av lokalitetene er forsuret. Det biologiske mangfoldet, målt som antall taksa av begroingsalger, varierte fra 12 til 15 i 2010 med flest arter på F1. Alle stasjoner var dominert av grønnalger og/eller cyanobakterier, mens det kun var ett takson rødalge på hver stasjon.

I følge bunndyrsamfunnet (EQR av ASPT indeks) var den økologiske tilstanden god ved F1. Prøven fra fabrikkområdet like nedstrøms utslippspunktet (F2) hadde langt fattigere fauna. Dette skyldes både et dårligere habitat og påvirkning fra utslipp. Ved F3 var tilstanden moderat. Tilstanden for alle stasjonene i 2010 var tilnærmet den samme som ble observert i 2003. Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT-arter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) var noe lavere ved F1 enn i 2003. Både ved F2-Follum og F3- Hønefoss var mangfoldet lavt og vesentlig lavere enn ved referansen F1.

Randselva

Vannprøver i Randselva ble tatt oppstrøms Huhtamaki (H1Kj, inntakskanalen til kraftverket på Viul) og nedstrøms (H3,Lundstadfossen). Biologiske prøver ble tatt på referansestasjon oppstrøms Viul (H1 Bio), ved H3 Lundstadfossen samt umiddelbart nedstrøms utslippspunktet ved Huhtamaki (H2).

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av total fosfor var lave med henholdsvis 4.4 og 4.5 µg/l ved H1 og H3. Det tilsvarer svært god tilstand for begge. Konsentrasjonene av KOF-Mn var i gjennomsnitt ubetydelig høyere nedstrøms enn oppstrøms med verdier på henholdsvis 3.6 og 3.4 mgO/l. I henhold til KLIF 1997 tilsvarer konsentrasjonene god tilstand ved H1 og mindre god ved H3. Gjennomsnittskonsentrasjonene av total aluminium ved H1 og H3 var forholdsvis lave med ca. 40 µg/l på begge stasjoner. Labilt aluminium hadde gjennomsnitt på ca. 6.4 µg/l oppstrøms og 6.8 nedstrøms. Tilstanden er god i henhold til nye kriterier i vanddirektivet. Ved de gjeldene pH verdier ansees ikke disse konsentrasjonene å være skadelige for biologien i elva.

Partikkelkonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms Huhtamaki var oftest forholdsvis like. Gjennomsnittskonsentrasjonene i 2010/11 var 1.9 mg/l og 1.0 mg/l ved henholdsvis H1 og H3. Sett i forhold til KLIFs vannkvalitetsklasser fra 1997 tilsvarer det tilstandsklasse "God" ved begge stasjonene

Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms- og nedstrøms av total nitrogen var henholdsvis ca. 490 µg/l og 530 µg/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse moderat både oppstrøms og nedstrøms for denne elvetypen.

Vurdering av begroingsalgene (vha. PIT indeks) klassifiserer stasjonene til svært god økologisk tilstand. Det ser likevel ut til at utslipp fra Huhtamaki fører til en liten eutrofieringseffekt ved H2, men at effekten ikke lenger er merkbar ved H3. Det biologiske mangfoldet målt som antall taksa av grønnalger, rødalger og cyanobakterier, varierer fra 13 på referansestasjonen (H1) til 19 på den nederste stasjonen (H3). Cyanobakterier og grønnalger dominerer, og kun 1-2 rødalgetaksa ble registrert på hver stasjon.

I følge bunndyrsamfunnet (vurdert etter indeksene EQR og ASPT) var den økologiske tilstanden god ved H1. Prøven ved fabrikkområdet like nedstrøms utslippspunktet (H2) hadde langt fattigere fauna. Dette skyldes både et dårligere habitat og påvirkning fra utslipp. Ved H3 var tilstanden svært god. Det biologiske mangfoldet målt som antall EPT taksa (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) var forholdsvis høyt på referansestasjonen H1. Ved stasjonen H2 var det et lavt mangfold, og ved H3, Lundstadfossen, var det lavere enn forventet. Det er lite sannsynlig at dette skyldes påvirkning fra Huhtamaki.

Tyrifjorden

Det ble tatt vannprøver fra en stasjon ved det dypeste området av Tyrifjorden. Prøvene ble tatt 5 ganger i løpet av sommer sesongen 2010. Gjennomsnittskonsentrasjonen av total fosfor (Tot P) var 3.2 µg/l, som er den laveste som er målt siden 1978. Dette tilsvarer økologisk tilstand svært god. Gjennomsnittskonsentrasjonene av total nitrogen (Tot N) var ca. 400 µg/l og for nitratnitrogen ca. 250 µg/l for nitrat-nitrogen (NO₃-N). Konsentrasjonen av nitrogen viste bare små endringer fra tidligere målinger på 1980 og 1990 – tallet, og tilsvarer god tilstand (Tot N). Gjennomsnittskonsentrasjonen av klorofyll a var 1.3 µg/l. Verdiene lå innenfor vannkvalitetsklasse svært god tilstand. Det innebærer næringsfattige (oligotrofe) forhold og liten algevekst i innsjøen. Sett i forhold til målinger på 1980 og 1990- tallet, har det vært en reduksjon i algemengden tilsvarende reduksjonen i fosfor-konsentrasjonen, som i 2010 var den lavest som er målt siden 1978.

Akkumulering av aluminium på fiskegjeller

Forekomsten av aluminium i lokal fisk ble kartlagt grunnet bruk av aluminiumsholdige fellingskjemikalier i renseanlegget. Det ble tatt vannprøver og gjennomført burforsøk med ørretsmolt fra Ringerike Sportsfiskere sitt anlegg i Begna (april-mai 2011). Basert på resultatene fra dette forsøket ser en at konsentrasjonen av aluminium nedstrøms utslippet til Follum varierer mye fra dag til dag (41

– 160 µg/L), men at nesten alt aluminium foreligger som kolloidalt Al, en form av metallet som er lite giftig. Gjelleanalysene bekrefter dette. Det ble generelt målt Al-nivåer som var lavere enn naturlig bakgrunnsnivå hos laks (< 10 µg/g)..

Summary

Title: Recipient survey of the River Begna, the River Randselva and the Lake Tyrifjorden in 2010 in connection to pollution discharges from Norske Skog Follum ASA and Huhtamaki Norway AS

Year: 2011

Author: Torleif Bækken, Maia R. Kile, Linda Marie Skryseth og Tor Erik Eriksen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5924-7

The paper and pulp factories Norske Skog Follum and Huhtamaki Norway AS have conducted a recipient survey according to the criteria of the WFD to document the effects of their pollution discharges to the River Begna, the River Randselva and the Lake Tyrifjord, SE Norway. The effects on the water chemical parameters (tot P, tot N, NO₃, KOF, Mn, Al) were insignificant. The phytobenthos indicates good or very good ecological status at the river sites, the macroinvertebrates indicates good or very good status except for moderate status at one downstream site. The biodiversity varied between sites, however it was highest at the reference sites. In Lake Tyrifjorden the ecological status was very good. The concentrations of phosphorus and chlorophyll a were the lowest since 1978. The results from cage experiments with local brown trout indicated that the aluminium in the discharge at Follum had low toxicity and low gill reactivity.

1. Innledning

Norske Skog Follum og Huhtamaki Norway AS ønsker å dokumentere eventuelle effekter av sine utslipp på resipientene som er henholdsvis Begna og Randselva. Dette er en del av konsesjonsvilkårene som bedriftene har fått for utslippene.

Follum har gjennomført flere resipientundersøkelser opp gjennom årene for å dokumentere miljøeffekten av sine utslipp, samt for å kontrollere effekten av de mange miljøtiltak som bedriften har gjennomført. Undersøkelsene i 1990/91 (Berge 1992) var forut for bygging av kjemiske fellingsanlegg for fjerning av fosfor og partikulært materiale, undersøkelsen i 1993 (Berge et al 1994) var etter at dette anlegget var bygget. Undersøkelsene i 1997 (Bratli et al 1998, Bækken et al. 2004) ble gjort etter at man hadde bygget biologisk renseanlegg for fjerning av løst organisk materiale.

Tiltakene ved fabrikkene har vist seg å ha hatt stor positiv miljøeffekt. Elvene har særlig hatt nytte av reduksjonen av organisk stoff, mens Tyrifjorden har særlig reagert positivt på reduksjonene i fosforutslippene. Bedriftene ønsket nå en undersøkelse med de samme stasjonene og det samme prøvetakingsopplegget som før, slik at resultatene skulle være direkte sammenliknbare med tidligere undersøkelser. Undersøkelsene i 2010 var imidlertid noe redusert i forhold til tidligere ved at undersøkelsen i elvene konsentrerte seg om nærområdene (oppstrøms og nedstrøms) til fabrikkene og ikke videre nedover i elveløpet. Begrunnelsen for dette er at de store utslippene av organiske materiale fra Follum, som tidligere påvirket hele elvesystemet nå er kraftig redusert og at eventuelle påvirkninger videre nedover i elvesystemet i større grad enn tidligere nå må forventes å være forårsaket av andre kilder.

Vi kjenner ikke til at det finnes tilsvarende undersøkelser/data for Randselva fra tidligere i forbindelse med utslipp fra Huhtamaki.

Resipientundersøkelsen omfatter Begna, Randselva og Tyrifjorden og ble gjort for å vurdere i hvilken grad dagens utslipp fra fabrikkanleggene påvirker resipientene og hvorvidt utslippene er større enn det resipientene kan tåle.

2. Metoder og materiale

2.1 Stasjoner og parametere

2.1.1 Begna og Randselva

Vannprøver i Begna ble tatt ved stasjonene ovenfor og nedenfor Follumområdet, hhv. oppstrøms Hofsfoss ved kryssingen av E16 (F1) og nedstrøms utløpet av Hønefoss kraftstasjon (F3). Biologiske prøver ble tatt på de samme stasjonene samt umiddelbart nedstrøms utslippspunktet ved Follum (**Figur 1**).

Det ble tatt prøver ved følgende stasjoner:

1. F1: Begna ved kryssing av E16 (Hofsfoss)
2. F2: Begna umiddelbart nedstrøms utslipp fra Follum
3. F3: Begna nedstrøms Hønefoss kraftstasjon

Vannprøver i Randselva ble tatt ved ved Lundstadfossen nedstrøms Huhtamaki og i inntakskanalen til kraftverket på Viul, umiddelbart oppstrøms Huhtamaki sitt fabrikkbygg. Biologiske prøver ble tatt på referansestasjon oppstrøms Viul (H1 Bio) ved Lundstad samt umiddelbart nedstrøms utslippspunktet ved Huhtamaki (**Figur 1**).

Det ble tatt prøver ved følgende stasjoner:

H1 Kj: Randselva i kraftverkskanal oppstrøms Huhtamaki (Viul)
 H1 Bio: Randselva
 H2: Randselva ved bru umiddelbart nedstrøms utslipp fra Huhtamaki
 H3: Randselva ved Lundstadfossen

Det ble analysert på følgende parametere:

pH	Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Mn)
Konduktivitet	Totalt aluminium (Tot-Al)
Suspendert tørrstoff (STS)	Reaktivt aluminium (Al-R)
Suspendert tørrstoff gløderest (SGR)	Illabilt aluminium (Al-II)
Totalt fosfor (Tot-P)	
Totalt nitrogen (Tot-N)	

Prøvene ble tatt ca en gang per måned av personell fra Follum, satt i kjølebag og sendt til NIVA, Oslo raskest mulig etter prøvetaking. Prøvene ankom NIVA's laboratorium morgenen etter.

Bunndyrprøver og begroingsprøver ble tatt av kvalifisert personell fra NIVA henholdsvis våren og høsten 2010.

2.1.2 Tyrifjorden

Det ble tatt vannprøver fra en stasjon ved det dypeste området av Tyrifjorden. Prøvene ble tatt 5 ganger i løpet av sommer sesongen av personell fra Follum etter opplæring fra NIVA. Prøvene ble tatt som blandprøver fra 0-10 m dyp.

Det ble analysert på følgende parametere:

Tot-P	Nitrat nitrogen (NO ₃ -N)
Tot-N	Klorofyll a (Kla)

2.2 Begroingsprøver

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført i september 2010 på alle de 6 lokalitetene. Tidligere har de 3 stasjonene i Begna blitt undersøkt høsten 2003. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger. Dekningsgraden ble estimert som "% dekning". For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca 8 ganger 8 cm, på oversiden av hver stein, ble fjernet med en børste. Det avbørstede materialet ble blandet med ca 1 liter vann. Fra denne blandingen ble det tatt en delprøve som ble konserverert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert etter en skala mht forekomst som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

For hver stasjon ble den gamle eutrofieringsindeksen PIT beregnet. (PIT=Periphyton Index of Trophic status, beskrevet i klassifiseringsveilederen, <http://www.vannportalen.no/fagom.aspx?m=47051-&amid=2955441>). PIT er basert på indikatorverdier for bentiske alger (ekskludert kiselalger) og brukes til å beregne den delen av totalfosfor-konsentrasjonen som umiddelbart kan tas opp av algene og som dermed kan kalles "eutrofieringsrelevant". Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,83 til 4,41. Lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å beregne en sikker 'gammel' PIT indeks, kreves kun 1 indikatorart pr stasjon. En ny og forbedret versjon av PIT indeksen er nå utviklet og publisert av Schneider & Lindstrøm (2011). Den nye indeksen ble beregnet i tillegg til den gamle. Også i den nye PIT indeksen tilsvarer lave verdier (minimum = 1,87) lave fosforkonsentrasjoner (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier (maksimum = 68,91) indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker ny PIT indeks, må det være minst 2 indikatorarter til stede på en stasjon. For den gamle PIT indeksen, som er beskrevet i klassifiseringsveilederen, finnes det et foreløpig system for inndeling i økologiske tilstandsklasser i henhold til Vanndirektivet, mens dette ennå ikke finnes for den nye indeksen. Etter hvert kommer imidlertid den nye indeksen til å erstatte den gamle. I denne rapporten ble det foretatt en tilstandsvurdering basert på de gamle systemene både for forsuring og eutrofiering, fordi de nye systemene ikke er godkjent av miljømyndighetene ennå. Den nye PIT indeksen er anvendt i tillegg til den gamle i denne rapporten.

I tillegg ble forsuringindeksen for begroingsalger (AIP = acidification index periphyton) beregnet for hver stasjon (Schneider & Lindstrøm, 2009). AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 – 7,50, hvor lave verdier indikerer sure betingelser, mens høye verdier indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst 3 indikatorarter til stede i materialet fra en stasjon.

2.3 Bunndyrprøver

Metoden er i henhold til anbefalingen i veilederen for Vanndirektivet der det ved innsamling av et materiale fra bunndyrsamfunnene i vassdraget anbefales bruk av en såkalt sparkemetode (NS-ISO 7828). Det anvendes da en håndholdt håv med åpning 25 cm x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes på bunnen av elva med åpningen mot strømmen. Bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Da en slik metode kan variere anbefaler veilederen for vanndirektivet følgende konkretisering: Det tas 9 delprøver fra stasjonen. Hver delprøve representerer 1 m lengde av elvebunnen og samles inn i løpet av 20 sekunder. Etter at 3 slike prøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid ca 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da 3 prøver a 1 minutt. Disse samles så i et glass og utgjør prøven fra stasjonen. Bunndyrtettheter som senere er gitt i rapporten refererer seg til en prøvetakingsinnsats på 3 minutter.

Prøvene ble konserverte i felt med etanol. Bunndyrmaterialet blir så talt og bestemt i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varierer, men individer i de tre hovedgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), de såkalte EPT taksa, blir så langt det er mulig identifisert til art/slekt.

Vurderingen av forurensningsbelastning og økologisk tilstand baseres på ASPT indeksen (Average Score Per Taxon). Denne indeksen gir gjennomsnittlig forurensningstoleranse for familiene i bunndyrsamfunnet. Indeksen anvendes som vurderingssystem i Vanndirektivet. ASPT verdiene for hver stasjon vurderes opp mot den generelle referanseverdien for vanntypen. Forholdet mellom målt verdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). Klassegrenser for økologisk tilstand er i henhold til Vanndirektivet. Vurderingssystemet for EQR gjelder foreløpig bare prøvene fra strykparterier, da klassegrensene i vurderingssystemet ikke er tilpasset sakteflytende elver.

I elvene har vi valgt å vurdere det biologisk mangfoldet ut fra antall taksa (art/slekt/familie) innen gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Høye indeksverdier for EPT ligger over 25. Hva som er ”normalt” (referansen) er imidlertid avhengig av både hvor i Norge en er og hvilke fysiske-kjemiske miljøparametere som ellers er bestemmende for ”normalfaunaen”. F.eks. har Østlandet rikere fauna og flere arter enn Vestlandet, og ionerike vannkvaliteter har flere arter enn ionefattige, og strykpartier i elver har høyere verdier enn roligflytende partier. Vi angir spesielt i rapporten dersom det blir registrert rødlistearter i materialet.



Figur 1. Stasjonsplasseringer for resipientundersøkelsen i Begna (F1, F2 og F3) og Randselva (H1, H2 og H2). Plassering av Utslippspunkter for Huhtamaki og Follum fabrikker er angitt. **Kj** angir stasjon for prøvetaking av vannprøver for kjemisk analyse og **Bio** angir stasjon for biologiske prøver (bunndyr og begroingsalger).

3. Begna

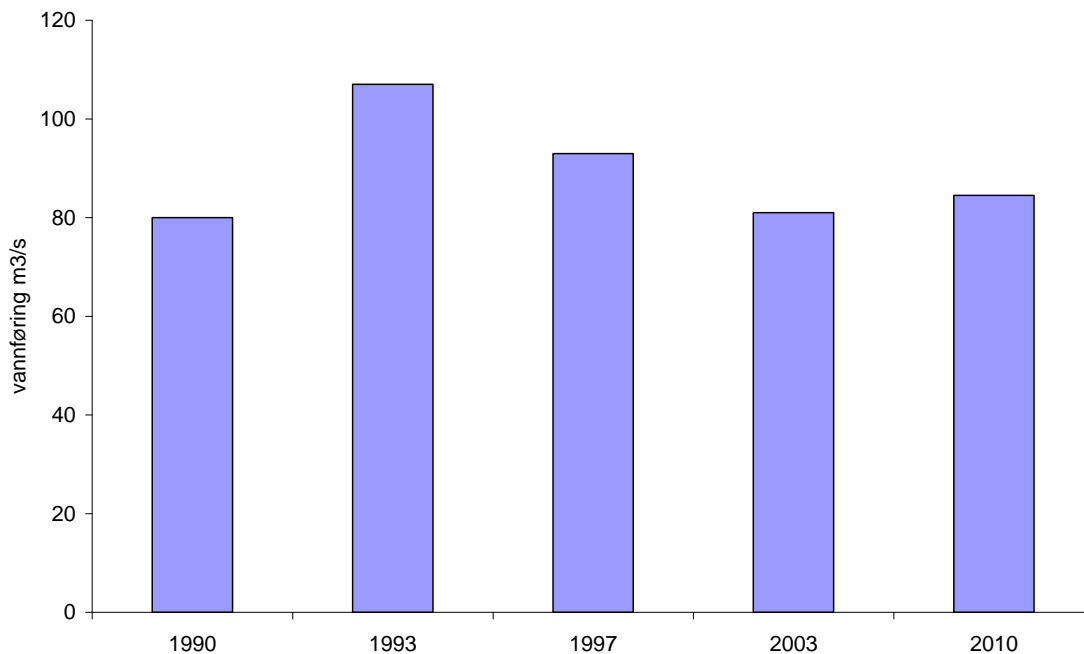
3.1 Vannkvalitet

3.1.1 Vanntype

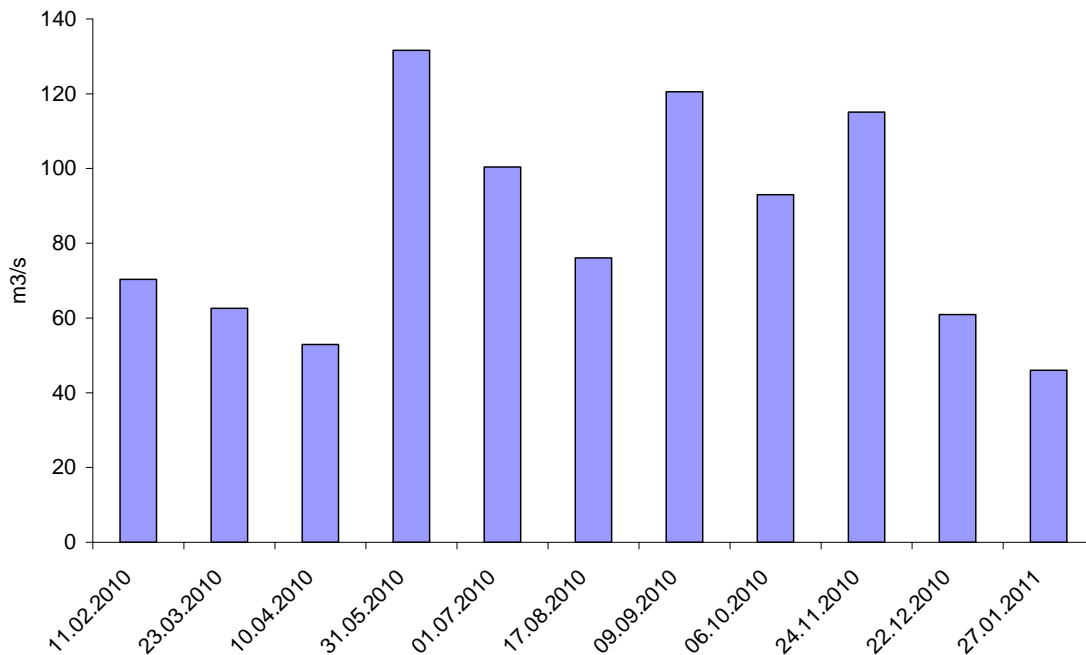
Begna er stor klarvannselv (farge < 30 mgPt/l) i lavlandet, kalfattig (kalsium mellom 1 og 4 mg/l). Det innebærer vanntype 6 i henhold til klassifiseringsveilederen.

3.1.2 Vannføring

Den gjennomsnittlige vannføringen i fra februar 2010 til februar 2011 var omkring 84 m³/s (**Figur 2**). Dette var noe lavere enn i 1997 og 1993, men på samme nivå som i 1990 og 2003. Den høyeste vannføringen i 2010 ble registrert i forbindelse snøsmelting vår og tidlig sommer (**Figur 3**). Vannføringen er anvendt for transportberegningene.



Figur 2. Gjennomsnittlig vannføring i Begna ved Strømsstø i 1990, 1993, 1997, 2003/04 og 2010/2011.

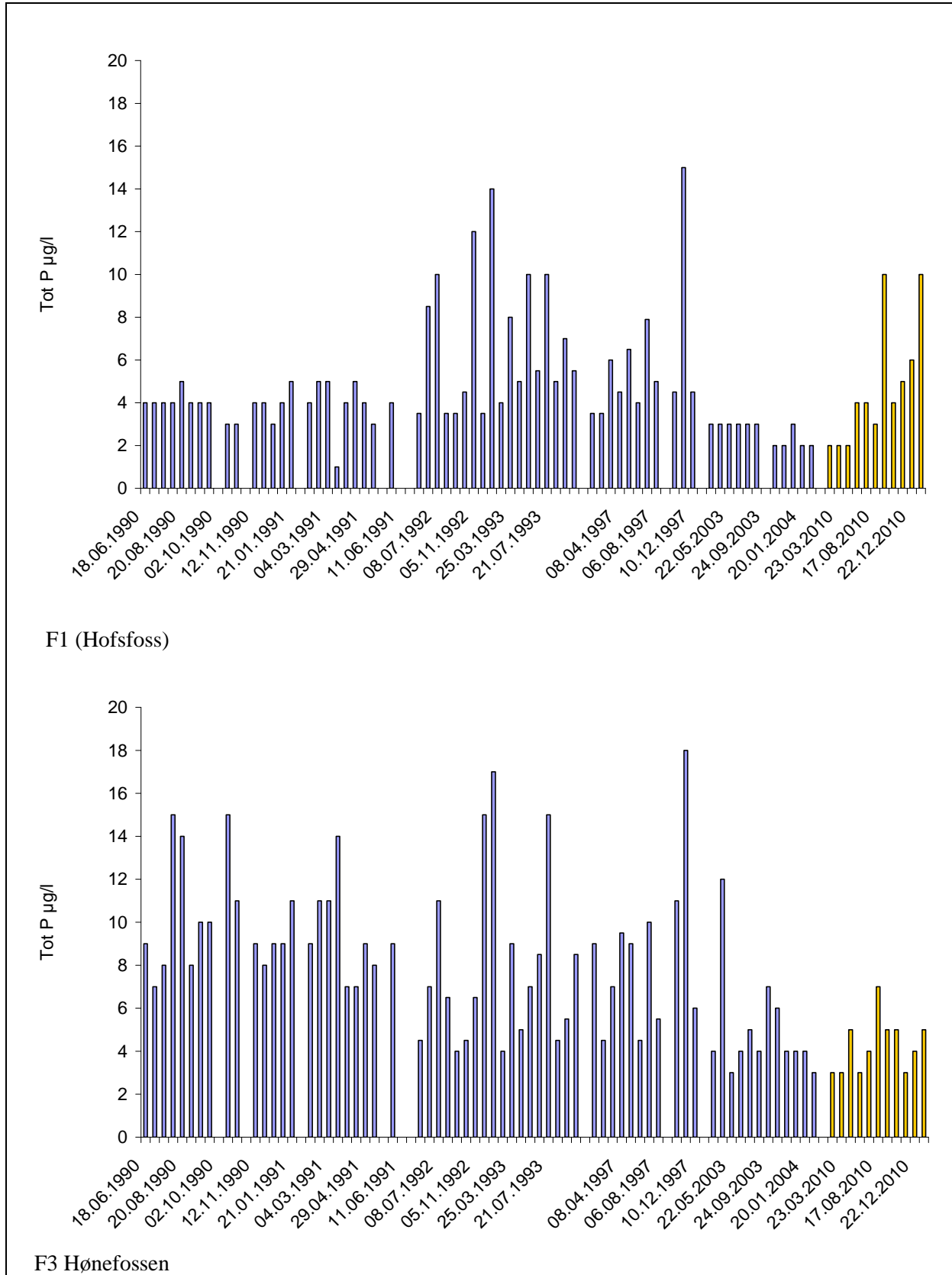


Figur 3. Gjennomsnittlig vannføring i Begna ved Strømsstø i periodene mellom hver vannprøvetaking i 2010/11.

3.1.3 Fosfor

Fosforkonsentrasjonen i Begna ved referansestasjonen var noe høyere i 2010/11 enn i 2003/04 (**Figur 4**). Gjennomsnittskonsentrasjon var 4,7 µg/l. Ved Hønefossen var det noe lavere verdier i 2010/11 enn tidligere år. Gjennomsnittskonsentrasjonen var 4,3 µg/l. Begge gjennomsnittsverdiene ligger innenfor svært god tilstand i henhold til de nye kriteriene i vanddirektivet (**Tabell 1**).

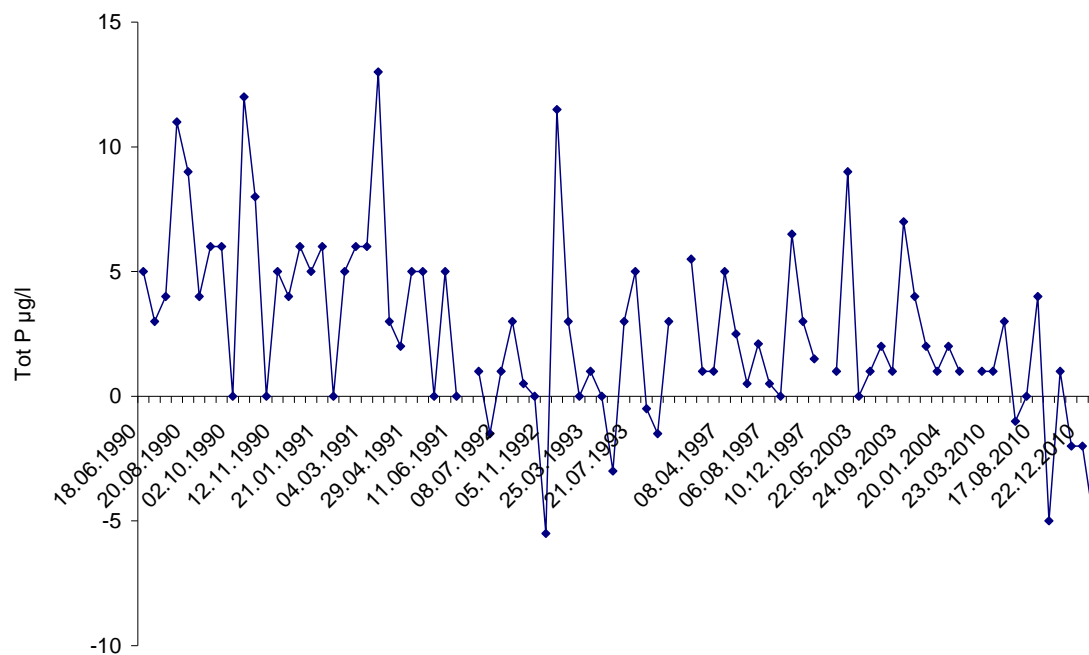
Lavere konsentrasjoner nedstrøms enn oppstrøms medfører at fosforbidraget forbi Follum i 2010 blir negativt (**Figur 5**). Sett som årlig tilførte mengder til Begna lå verdiene i 2003 på ca 5 tonn per år, mens den i 2010/11 er 0 (**Figur 6**). Årsaken til denne tilsynelatende umuligheten (det foregår jo utslipp fra renseanlegget) ligger i at fosforkonsentrasjonene i utgangspunktet er lave og at naturlige svingninger dekker over tilskudd fra fabrikk. Det kan også tenkes at eventuelle periodiske utslipp ikke er fanget opp i prøvene nedstrøms.



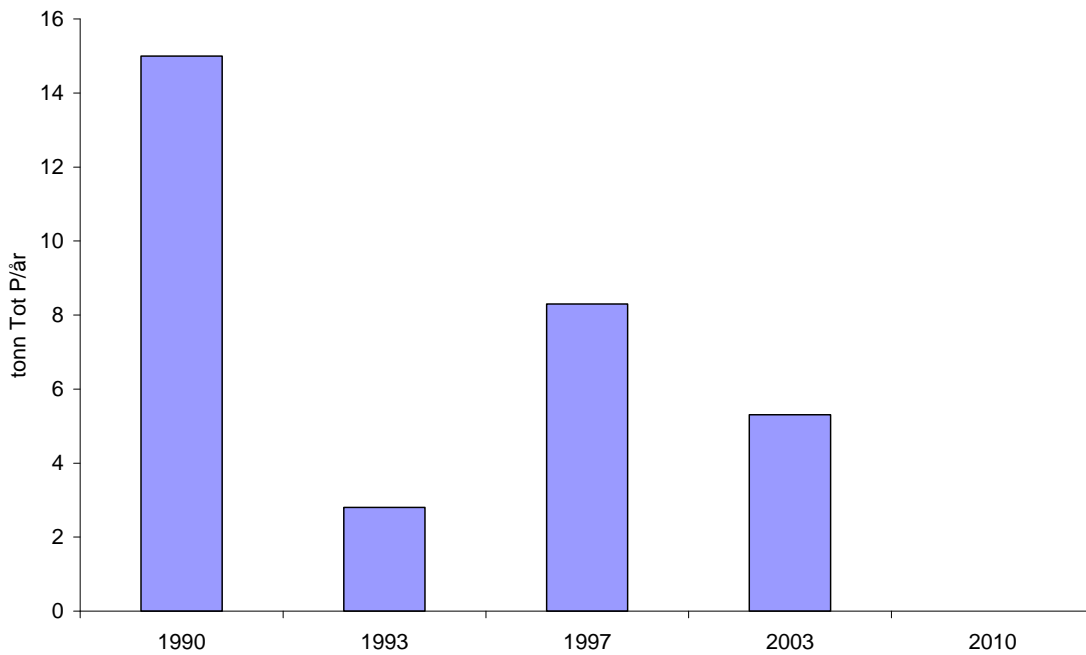
Figur 4. Fosforkonsentrasjoner (Tot P, µg/l P) ved referansestasjonen F1 Hofsfoss og F2 Hønefossen i Begna, i ulike perioder siden 1990. 2010/11 konsentrasjonene er merket med oransje.

Tabell 1. Gjennomsnittskonsentrasjoner i 2010/11 med tilhørende vannkvalitetsklasse for totalt fosfor ($\mu\text{g/l}$). I henhold til kriterier i vanddirektivet.

Stasjon	Tot-P	Klasse	Beskrivelse
F1: Begna, Hofsfoss	4.7	SG	Svært god
F3: Begna, Hønefossen	4.3	SG	Svært god



Figur 5. Tilskudd til konsentrasjonen av totalt fosfor til Begna forbi Follum (Hønefossen-Hofsfossen).



Figur 6. Årlig tilskudd til fosformengder til Begna forbi Follum før og etter installasjon av kjemisk rensanlegg, hhv 1990 og 1993, og biologisk rensanlegg, hhv 1993, 1997, 2003 og 2010/11.

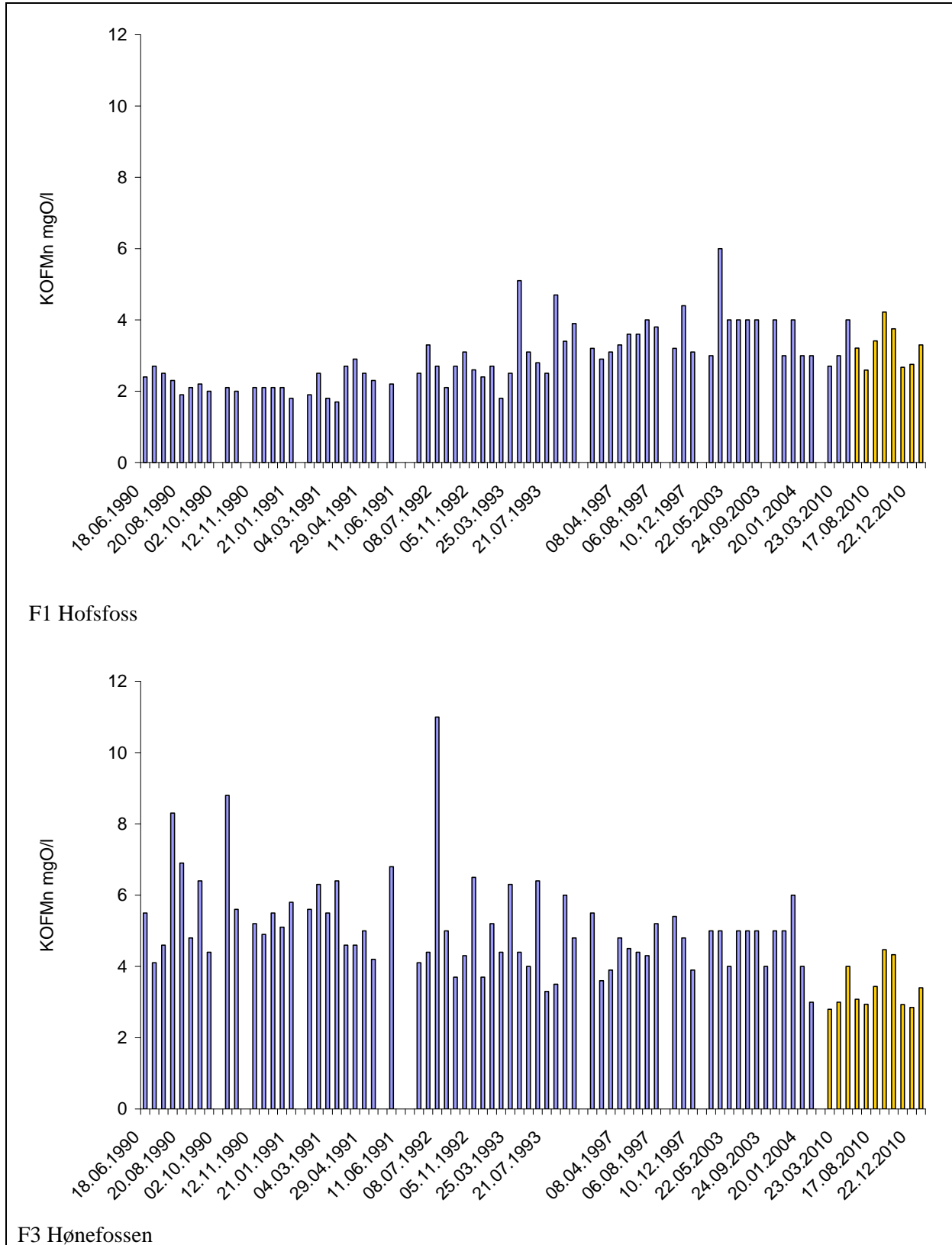
3.1.4 Organisk stoff

Konsentrasjonen av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF-Mn) i Begna ved referansestasjonen Hofsfoss i 2010/11 var på ca samme nivå som i 2003/04, mens den ved Hønefoss var vesentlig lavere enn i 2003/4 (**Figur 7**). Gjennomsnittskonsentrasjonene var henholdvis 3.2 og 3.4 mg O/l (**Tabell 2**). Disse konsentrasjonene tilsvarer etter gamle Klif kriterier (Andersen et al 1997) god tilstand (nye kriterier finnes ikke).

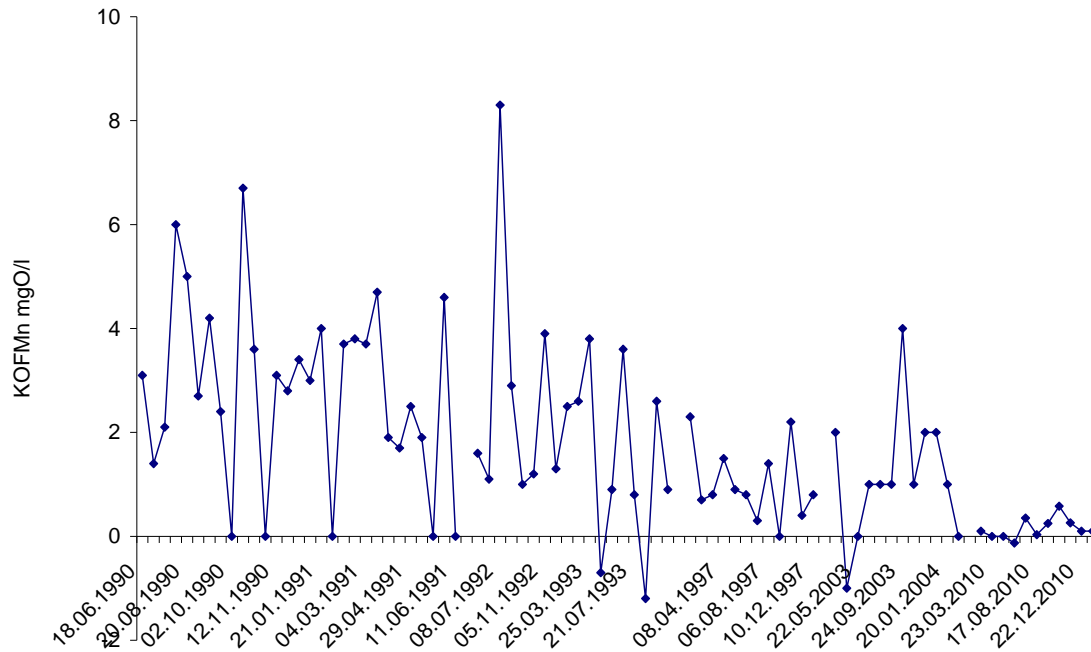
Bidraget av organisk stoff forbi Follum var ca 400 tonn/år og vesentlig lavere enn tidligere år (**Figur 8**, **Figur 9**)

Tabell 2. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for KOF-Mn (mgO/l), i henhold til KLIFs kriterier fra 1997 (Andersen et al 1997)

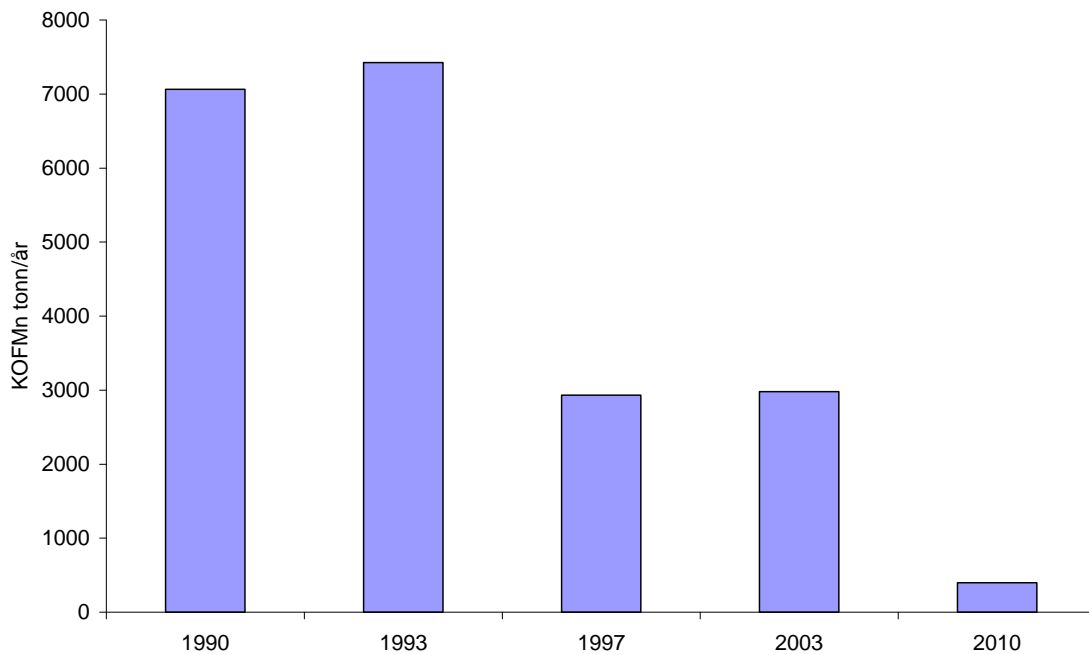
Stasjon	KOF	Klasse	Beskrivelse
F1: Begna, Hofsfoss	3.2	II	God
F2: Begna, Hønefossen	3.4	II	God



Figur 7. Organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF mg/l O) ved referansestasjonen Hofsfoss og Hønefossen i Begna i ulike perioder siden 1990. 2010/11 konsentrasjonene er merket med oransje.



Figur 8. Follums bidrag til konsentrasjonen av organisk stoff (KOF-Mn) ved Hønefossen (F2 Hønefossen- F1 Hofsfossen).

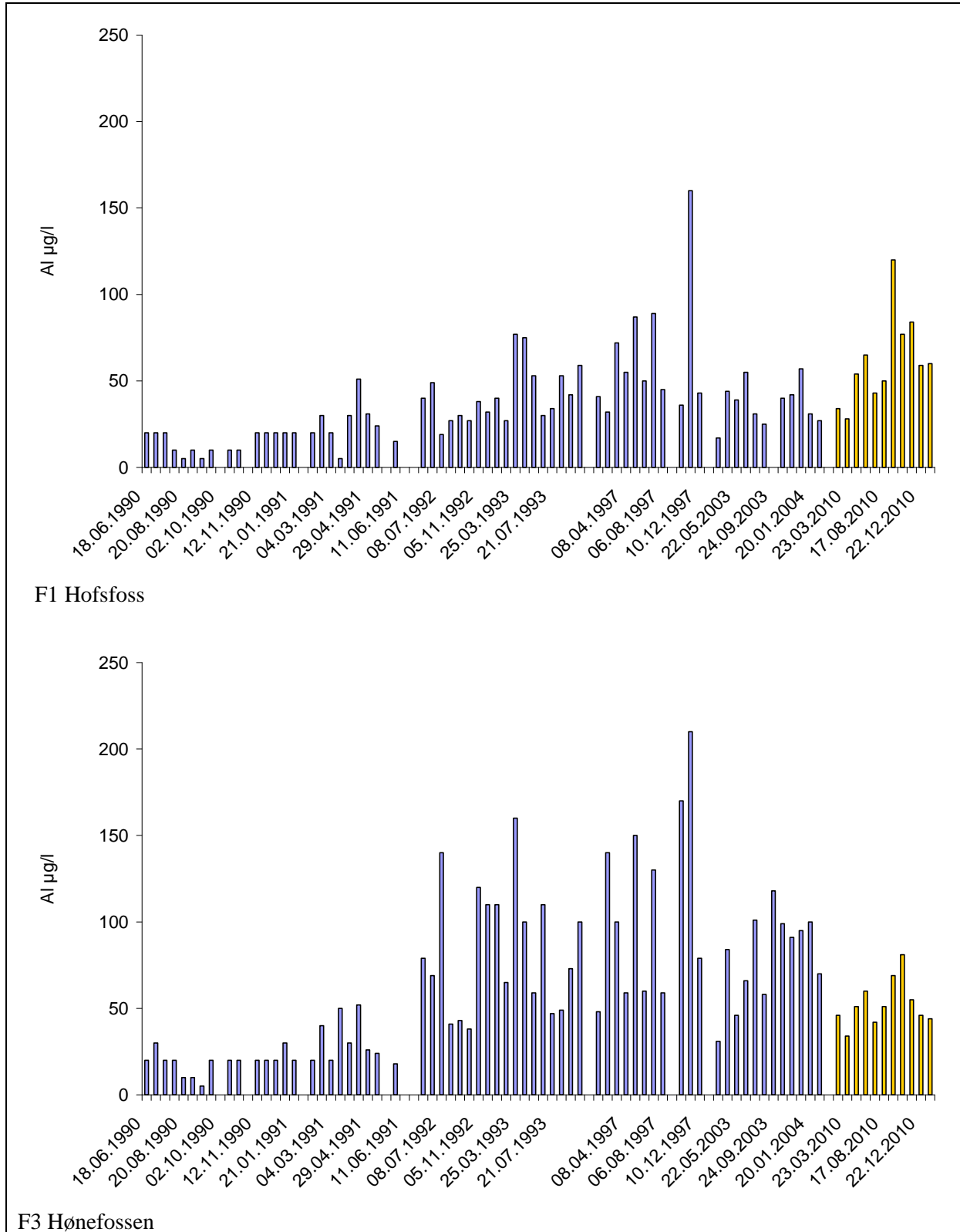


Figur 9. Årlig tilskudd til lett nedbrytbart organisk materiale målt som KOF-Mn til Begna forbi Follum før og etter installasjon av kjemisk renseanlegg, hhv 1990 og 1993, og biologisk renseanlegg, hhv 1993, 1997, 2003 og 2010/11.

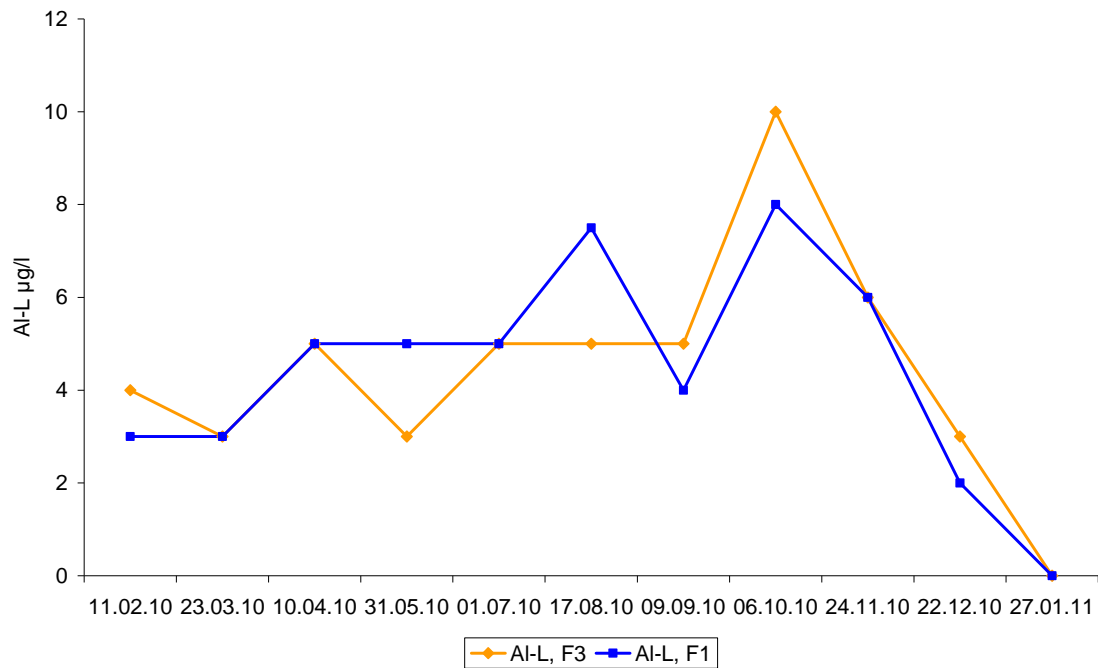
3.1.5 Aluminium

Aluminiumskonsentrasjonen i Begna ved referansestasjonen F1 Hofsfoss var noe høyere i 2010/11 enn i 2003/04 (**Figur 10**). Gjennomsnittskonsentrasjonen var 61 µg/l. Ved F3 Hønefossen var konsentrasjonene lavere enn i 2003/04. Her var gjennomsnittskonsentrasjonen ca 53 µg/l. Nytt fra 2003 var analysene av ulike aluminiumsfraksjoner. Av disse er labilt aluminium den mest interessante biologisk sett. Denne fraksjonen er differansen mellom reaktivt aluminium og illabilt aluminium (R-Al og I-Al). Konsentrasjonene har stort sett ligget under 10 µg/l på begge stasjonene med gjennomsnitt på ca 4.4 µg/l for begge i 2010/11 (**Figur 11**). Dette innebærer svært god tilstand med hensyn til labilt aluminium i henhold til kriteriene i vanndirektivet. Ved de gjeldene pH verdier ansees derfor ikke disse konsentrasjonene å være skadelige for biologien i elva. Konsentrasjonene vil imidlertid være høyere med større mulighet for biologiske effekter nærmere utslippet. Særlig kan dette være aktuelt senario ved en mulig pH senkning under kraftig snøsmelting. Problemstillingen omkring biologiske effekter av aluminium er grundigere behandlet i eget kapittel (6)

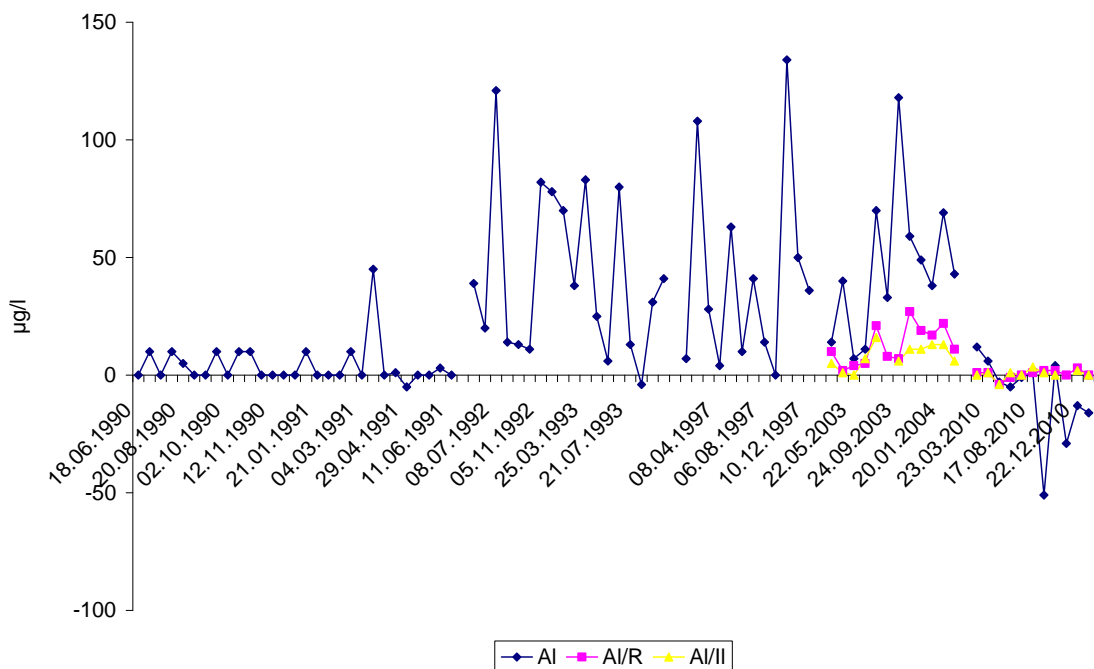
Det totale aluminiumbidraget til konsentrasjonen forbi Follum var lavere enn tidligere år (**Figur 12**). Teoretisk var det en negativ tilførsel. Sett som årlig tilførte mengder til Begna lå verdiene derfor på 0. Årsaken til denne tilsynelatende umuligheten (det foregår jo utslipp fra renseanlegget) ligger i at aluminiumskonsentrasjonene i utgangspunktet er lave og at analyseusikkerheter og naturlige svingninger er overskygger eventuelle tilskudd fra fabrikk. Aluminium vil også være partikkelbundet slik at det kan foregå en viss grad av sedimentering i dammen mellom F2 Follum og F3 Hønefossen. Det kan også tenkes at eventuelle periodiske utslipp ikke er fanget opp i prøvene nedstrøms.



Figur 10. Aluminiumkonsentrasjoner (Tot Al, µg/l) ved referansestasjonen F1 Hofsfoss og F3 Hønefossen i Begna, i ulike perioder siden 1990. 2010/11 konsentrasjonene er merket med oransje.



Figur 11. Konsentrasjoner av labilt aluminium (Al-L, µg/l) ved referansestasjonen F1 Hofsfoss og F3 Hønefossen i Begna i 2010/11.



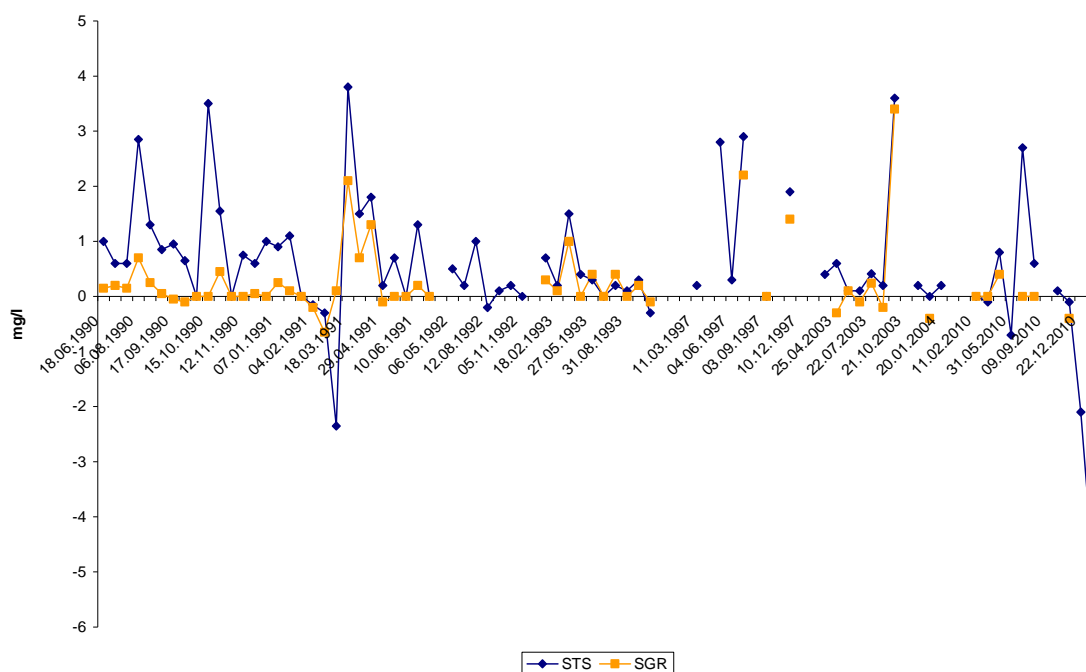
Figur 12. Tilskudd til konsentrasjonen av aluminium (Tot Al, reaktivt Al/R og illabilt Al/II) i Begna forbi Follum (Hønefossen-Hofsfossen).

3.1.6 Partikler

Partikkelbidraget forbi Follum, målt som suspendert tørrstoff (STS) var negativt. Det var gjennomsnittlig høyere konsentrasjoner på referansestasjonen F1 enn ved F3 Hønefossen. STS besto av

varierende andeler organisk og uorganisk materiale (**Figur 13**). I noen tilfeller var det mest uorganiske partikler, mens det andre ganger var en stor andel organiske. Gjennomsnittskonsentrasjonene i 2010/11 var 2.9 mg/l og 1.6 mg/l ved henholdsvis F1 og F3. Sett i forhold til Klifs vannkvalitetsklasser fra 1997 tilsvarer det tilstandsklasse "God" ved begge stasjonene (**Tabell 3**).

Høyere partikkelkonsentrasjon oppstrøms Follum enn nedstrøms støtter forklaringen for årsaken til tilsvarende situasjon for fosfor og aluminium, nemlig at den høyere partikkelkonsentrasjonen påvist oppstrøms bidrar med både fosfor og aluminium. Samtidig synes utslippene fra fabrikkene å være så lave at de overskygges av naturlige konsentrasjoner i elva. Det vil også foregå en viss grad av sedimentering av partikler i dammen mellom F2 Follum og F3 Hønefossen.



Figur 13. Follums bidrag til konsentrasjonen av suspendert tørrstoff, totalt (STS) og uorganisk fraksjon (SGR) ved Hønefossen (Hønefossen-Hofsossen).

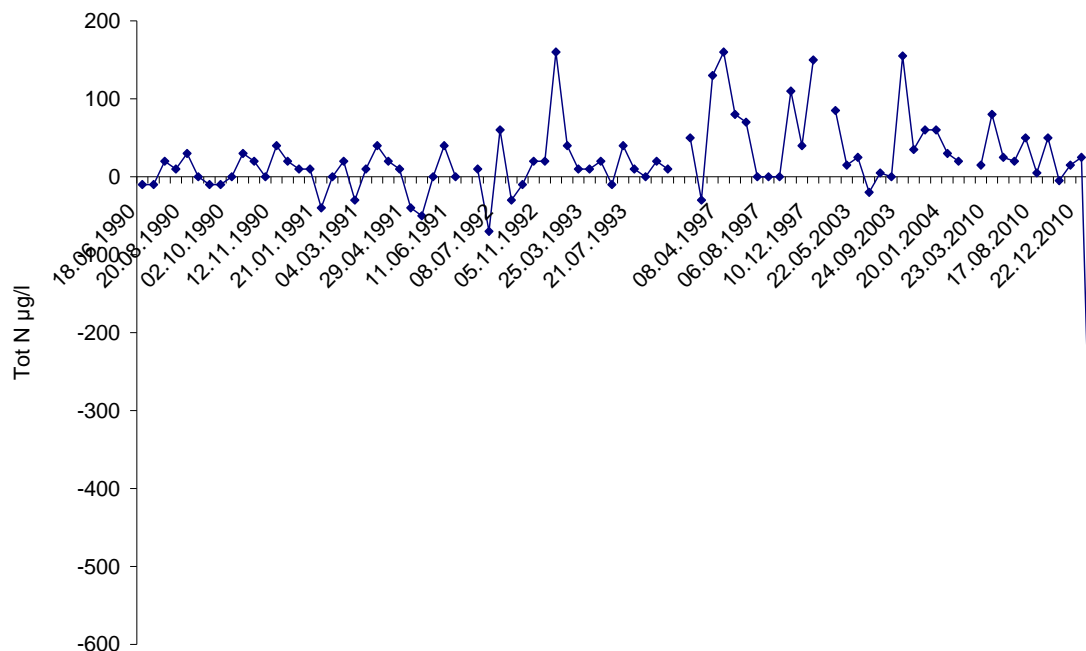
Tabell 3. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for suspendert tørrstoff (STS) (mg/l).

Stasjon	STS	Klasse	Beskrivelse
F1: Begna, Hofsoss	2.9	II	God
F3: Begna, Hønefossen	1.6	II	God

3.1.7 Nitrogen

Nitrogenbidraget til Begna forbi Follum i 2010, målt som totalt nitrogen (Tot N), lå på omtrent samme nivå i 2003/04 som i 1997/98 (**Figur 14**). I 2010 var det generelt noe høyere konsentrasjoner nedstrøms Follum enn oppstrøms. Unntak var en enkeltprøve med høy nitrogenkonsentrasjon i 2011. Denne prøven hadde også høye konsentrasjoner av partikler, noe som trolig forklarer det høye nitrogeninnholdet.

Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms Follum var henholdsvis 328 og 310 $\mu\text{g/l}$ (inkludert "outlier"). I begge tilfeller tilsvarer dette god tilstand i henhold til nye kriterier (**Tabell 4**).



Figur 14. Follums bidrag til konsentrasjonen av totalt nitrogen (Tot-N) ved Hønefossen (Hønefossen-Hofsossen).

Tabell 4. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for total nitrogen (Tot N) (mg/l).

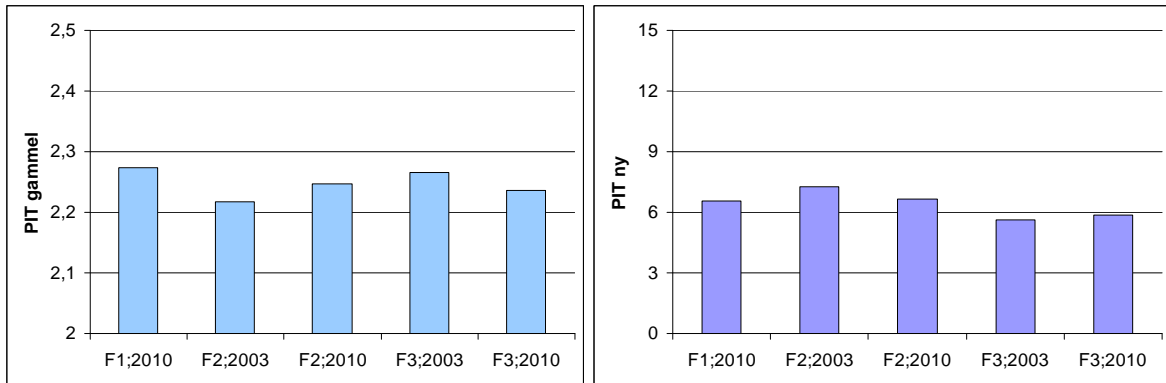
Stasjon	Tot N	Klasse	Beskrivelse
F1: Begna, Hofsoss	328	G	God
F3: Begna, Hønefossen	310	G	God

3.2 Begroing

3.2.1 Økologisk tilstand

Eutrofiering

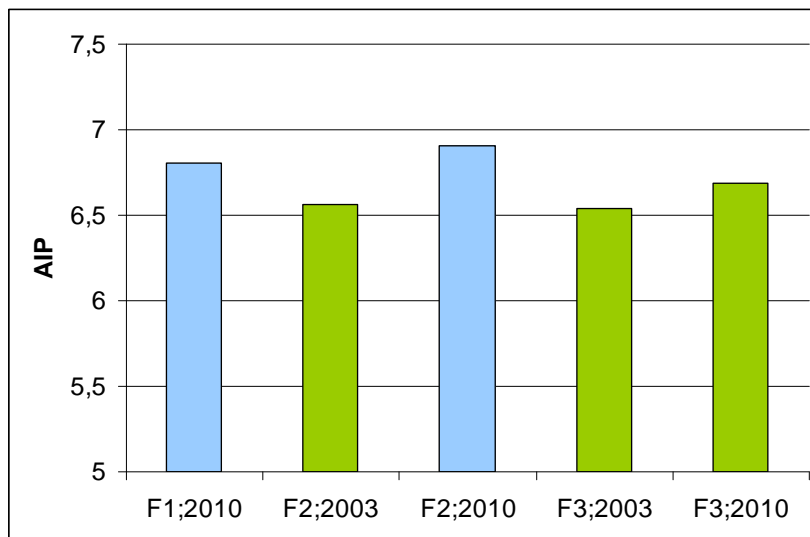
Både den nye og den gamle trofiindeksen (PIT; **Figur 15**) gir lave PIT-verdier på alle stasjoner, noe som indikerer lite næringssaltpåvirkning. Ut fra den gamle PIT-indeksen har alle stasjoner svært god økologisk tilstand i henhold til vanddirektivet. PIT-verdiene varierer her mellom 2,21 og 2,27, og den høyeste verdien er registrert på referansestasjonen. Det finnes altså ikke tegn på at utslipp fra Norske skog fører til eutrofiering.



Figur 15. Gammel og ny eutfrieringsindeks PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 3 stasjoner i Begna utenfor Norske skog industrier. F1 er referansestasjon mens F2 og F3 er effektstasjoner. Prøvene ble tatt i 2003 og 2010. Til venstre: Gammel PIT-indeks, der PIT-verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god tilstand. Til høyre: Ny PIT-indeks, der PIT-verdiene i relativ forstand angir økologisk tilstand. Lave verdier indikerer god økologisk tilstand, mens høyere verdier indikerer dårligere tilstand.

Forsuring

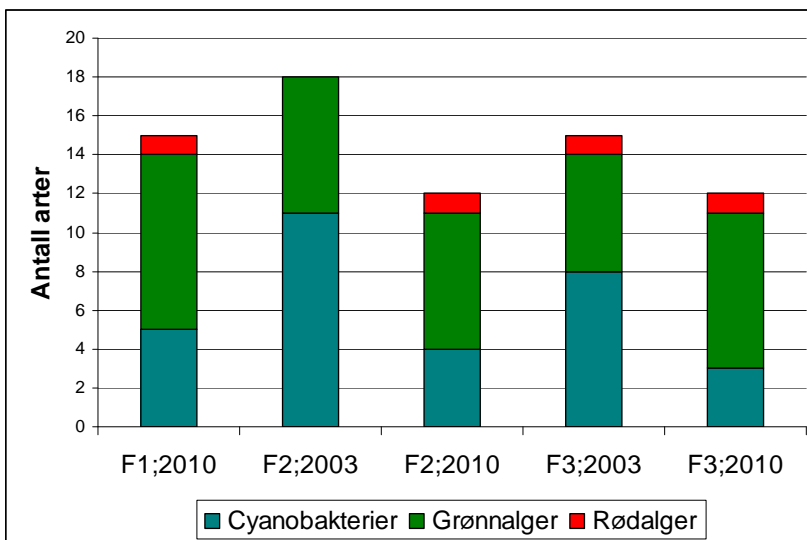
Forsuringsindeksen (AIP) gir verdier på mellom 6,5 og 7 for alle lokaliteter (**Figur 16**). Dette indikerer at ingen av lokalitetene er forsuret. Ca konsentrasjonen på alle stasjoner ble målt til mellom 1 og 4 mg/l, noe som karakteriserer elven som kalkfattig. Dette resulterer i en grenseverdi på 6,75 mellom svært god og god økologisk tilstand, mens grenseverdien mellom god og moderat tilstand ligger på 6,4. I henhold til vanddirektivet er dermed F1 og F2;2010 i svært god økologisk tilstand mens F2;2003 og F3 er i god økologisk tilstand. Det finnes ingen trender ut i fra de beregnede resultatene, og det finnes dermed heller ingen tegn på at utslippet fra Norske skog fører til forsuring på de undersøkte stasjonene.



Figur 16. Forsuringsindeks AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet for 3 stasjoner i Begna utenfor Norske skog industrier, der AIP-verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god og grønn = god tilstand. Prøvene ble tatt i 2003 og 2010.

3.2.2 Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet, målt som antall registrerte taksa av begroingsalger, varierte fra 12 til 15 i 2010 med flest arter på referansestasjonen (F1). I 2003 ble det registrert 15-18 taksa, men her har vi kun registreringer fra effektstasjonene (F2 og F3) og kan derfor ikke sammenligne med referansestasjonen (**Figur 17**). I 2003 ble det registrert 3-6 taksa mer enn på samme stasjoner 2010. Dette kan skyldes årlige variasjoner, som variasjoner i vannføring. I 2010 ble prøvene samlet inn like etter en periode med høy vannføring, som kan ha medført nedgang i diversitet ved at visse arter ble vasket bort. Alle stasjoner er dominert av grønnalger og/eller cyanobakterier, mens det kun er registrert en taksa rødalge på hver stasjon (med unntak av F2;2003). Av cyanobakteriene dominerte rentvannsindikatoren *Stigonema mamillosum* med 1 % dekning på F1, mens stasjonene F2 og F3 var dominert av *Phormidium* sp. i 2003 med henholdsvis 10- og 20 % dekning. Av grønnalgene dominerte *Oedogonium* c, som er vanlig å finne i litt næringsrikt vann, på alle stasjoner med unntak av F3;2003, mens *Batrachospermum* sp. dominerte innen rødalger (Vedlegg 1).

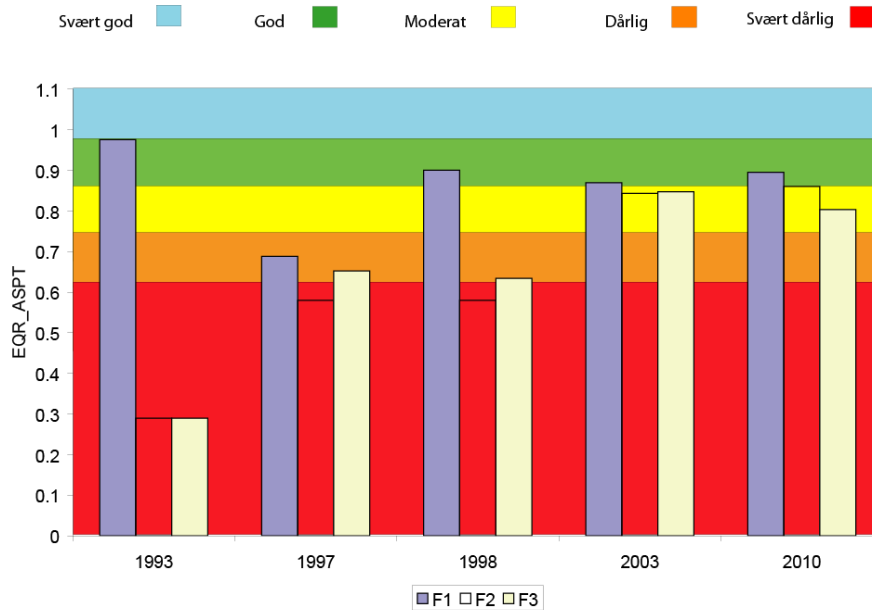


Figur 17. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingssamfunnet (grønnalger, rødalger og cyanobakterier) på 3 stasjoner i Begna utenfor Norske skog industrier, der F1 er referansestasjon mens F2 og F3 er effektstasjoner. Prøvene ble tatt i 2003 og 2010.

3.3 Bunndyrsamfunn

3.3.1 Økologisk tilstand

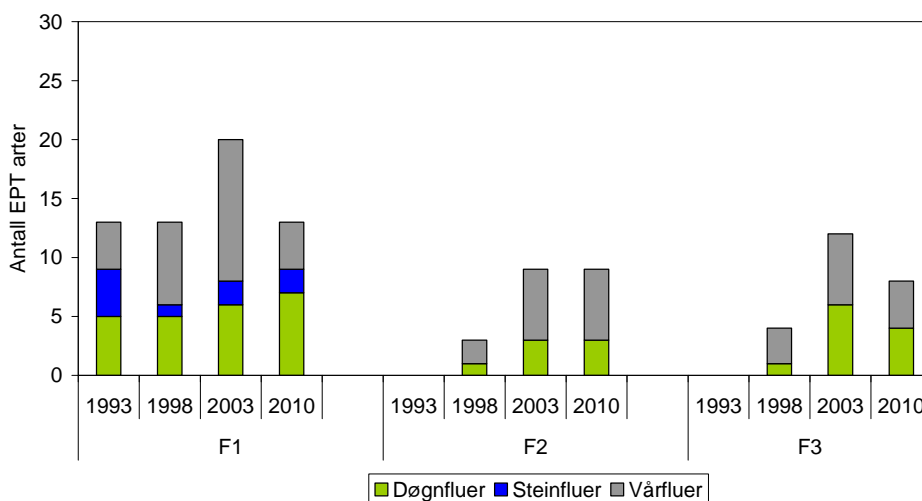
I henhold til EQR (målt ASPT/ typereferanse ASPT) var den økologiske tilstanden i vårprøvene ved referansestasjonen oppstrøms Follum god. (**Figur 18**, Vedlegg). Prøven fra fabrikkområdet like nedstrøms utslippspunktet (F2) hadde langt fattigere fauna. Dette skyldes både habitatet og påvirkning fra utslipp. Vurderingssystemet er imidlertid ikke beregnet på denne typen habitatet og den økologisk tilstand som EQR gir gjelder derfor ikke for denne stasjonen (roligflytende, se 2.3). Ved Hønefossen nedstrøms dammen var tilstanden moderat. Tilstanden for alle stasjonene i 2010 var tilnærmet den samme som ble observert i 2003.



Figur 18. Økologisk tilstand i Begna våren 2010. EQR verdier med angivelse av økologisk tilstand i henhold til Vanddirektivet. Åpen søye for F2 angir at habitatet ikke er inkludert i vurderingssystemet (se 2.3).

3.3.2 Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet målt som antall EPT taksa (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) var forholdsvis lavt på referansestasjonen F1 i 2010 (**Figur 19**). Her var det en nedgang siden 2003, men det var på samme nivå som undersøkelsene før 2003. Både ved F2-Follum og F3- Hønefoss var mangfoldet lavt og vesentlig lavere enn ved referansen F1. Det var imidlertid på samme nivå som i 2003. Et lavt mangfold ved F2 Follum skyldes både habitattype (roligflytende elv der bunnsstratet er en kunstig fylling i relativt bratt strandkant) og forurensningspåvirkning. Habitatet ved F3 er en strømmende elv med steinsubstrat, noe som burde tilsi større mangfold.



Figur 19. Biologisk mangfold målt som antall EPT taksa (art/slekt/familie av døgn-, stein- og vårfluer) i Begna.

4. Randselva

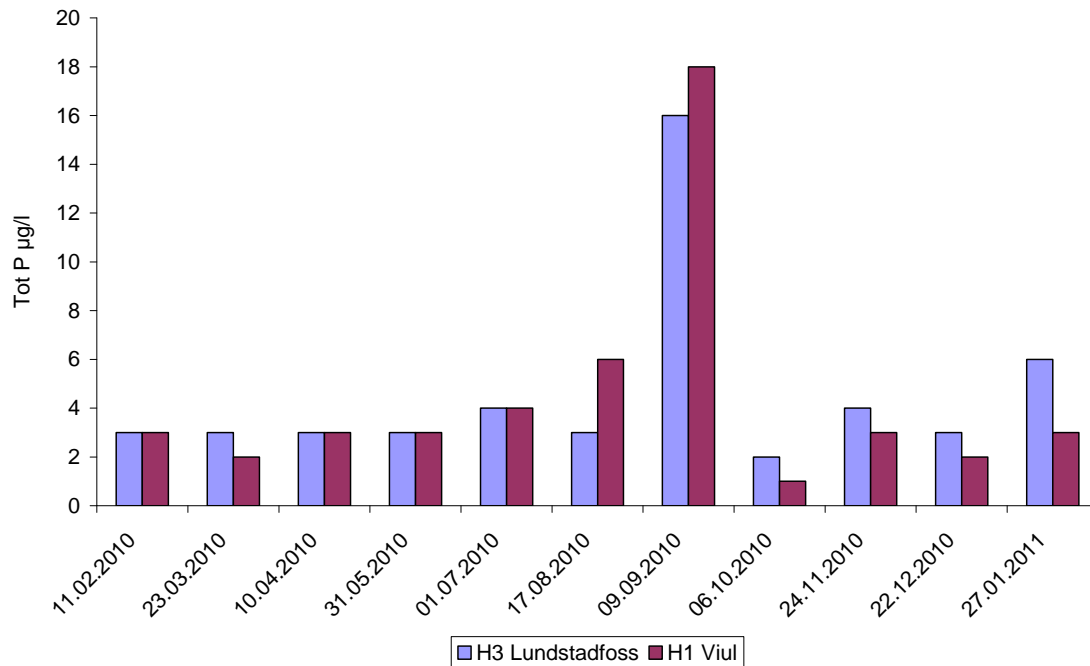
4.1 Vannkvalitet

4.1.1 Vanntype

Randselva er en stor, klar lavlandselv (Farge <30 mgPt/l), moderat kalkrik (kalsiuminnhold 4 -20 mg/l). Det gir i henhold til klassifiseringsveilederen vanntype 7.

4.1.2 Fosfor

Konsentrasjonene av total fosfor var for de fleste tidspunkt nokså like oppstrøms (H1, Viul) og nedstrøms (H3, Lundstadfossen) Huhtamaki (**Figur 20**). De gjennomsnittlige konsentrasjonene var lave med henholdsvis 4.4 µg/l og 4.5µg/l ved H1 og H3. Det tilsvarer svært god tilstand både oppstrøms og nedstrøms i henhold til nye kriterer (vanndirektivet) (**Tabell 5**). Det ble registrert høye konsentrasjoner i septemberprøvene, men både oppstrøms og nedstrøms. Dette samsvarer ikke med andre parametere, og kan være feil ved prøven/analysen.



Figur 20. Total fosfor (Tot P) ved referansestasjonene H1 og H3 nedstrøms Huhtamaki i 2010.

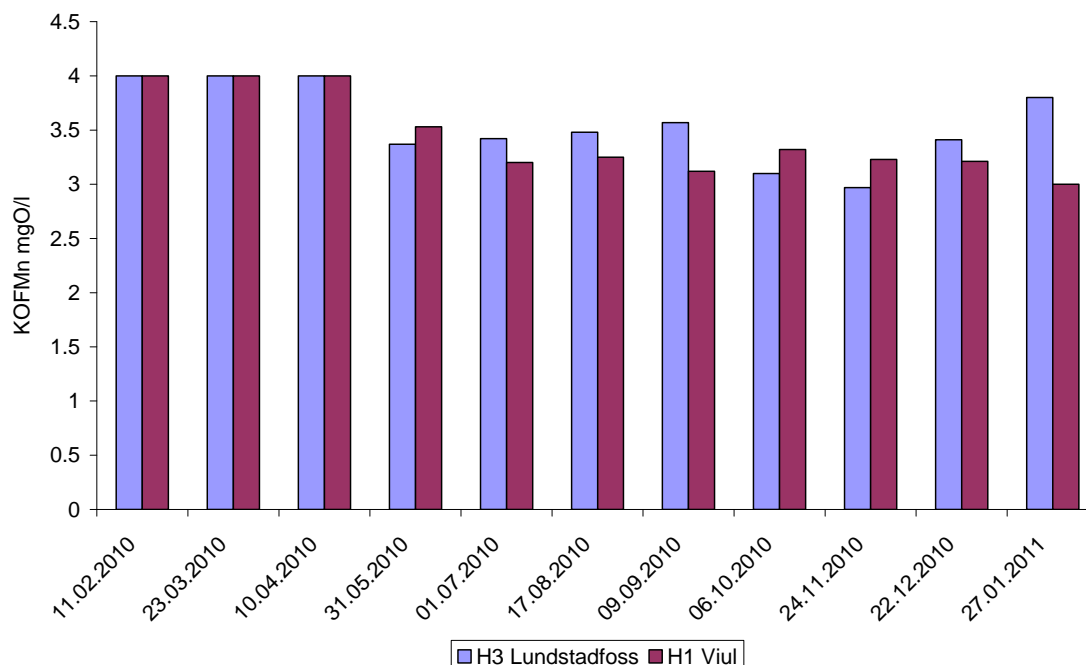
Tabell 5. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for totalt fosfor (µg/l).

Stasjon	Tot-P	Klasse	Beskrivelse
H1: Randselva, Viul	4.4	SG	Svært god
H3: Randselva, Lundstad	4.5	SG	Svært god

4.1.3 Organisk stoff

Konsentrasjonene av KOF-Mn var for de fleste tidspunkt i 2010 nokså like oppstrøms og nedstrøms Huhtamaki (**Figur 21**). I gjennomsnitt over 2010 var konsentrasjonen ubetydelig høyere nedstrøms enn oppstrøms med verdier på henholdsvis 3.6 og 3.4 mgO/l. I henhold til KLIF 1997 tilsvarte

konsentrasjonene god tilstand ved referansestasjonen (H1), mens den ved stasjonen nedstrøms (H3) var mindre god (**Tabell 6**). Tilfeldigvis blir altså tilstanden, som klasse, vesentlig dårligere nedstrøms fordi verdien på klassegrensen (3,5 mg O/l) ligger mellom de beregnede gjennomsnittsveridene.



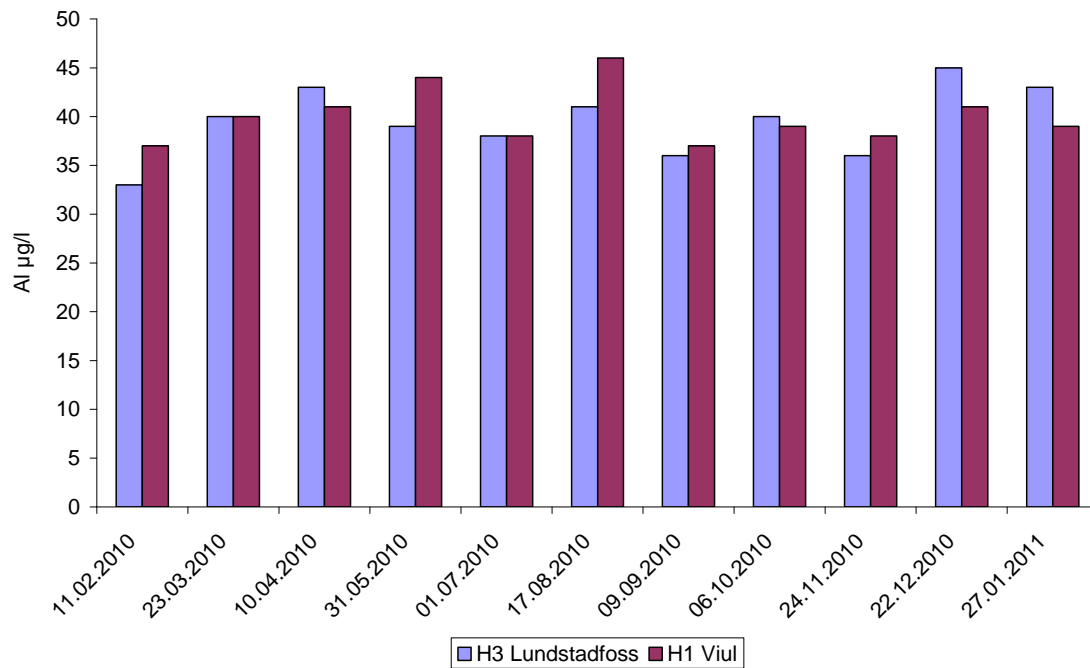
Figur 21. Organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF mg O/l) ved referansestasjonen H1 og H3 nedstrøms Huhtamaki i 2010. De tre første datoene er konsentrasjonene estimert fra KOF-Cr.

Tabell 6. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for KOF-Mn (mgO/l), i henhold til Klifs kriterier fra 1997 (Andersen et al. 1997).

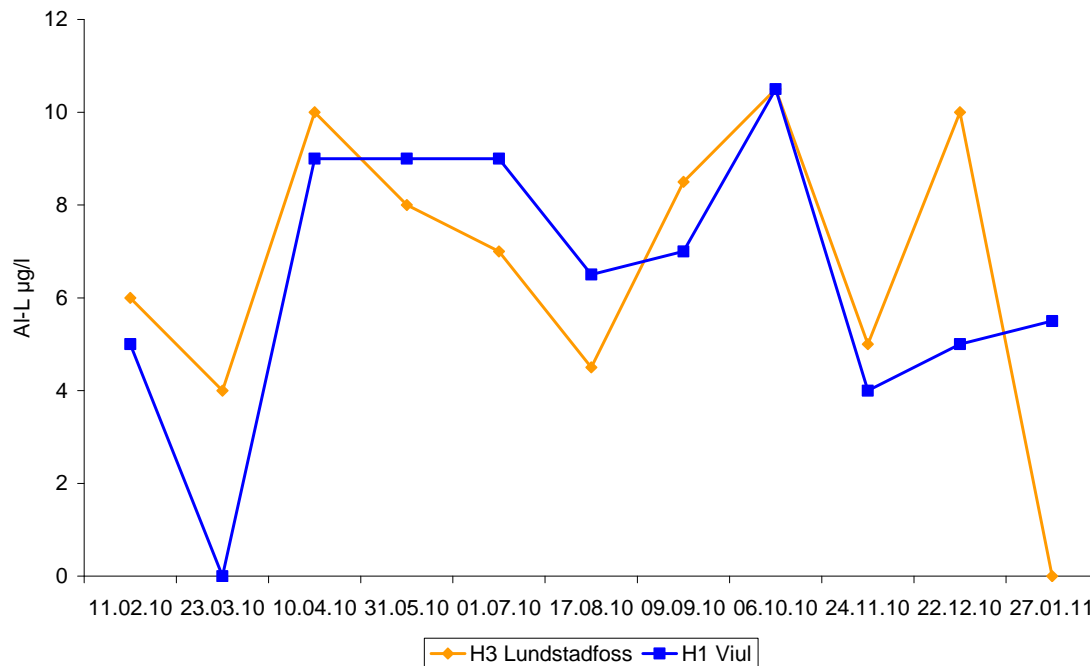
Stasjon	KOF	Klasse	Beskrivelse
H1: Randselva, Viul	3.4	II	God
H3: Randselva, Lundstad	3.6	III	Mindre god

4.1.4 Aluminium

Konsentrasjonene av total aluminium oppstrøms og nedstrøms Huhtamaki var forholdsvis lave og nokså like for hvert tidspunkt (**Figur 22**). Gjennomsnittskonsentrasjonen oppstrøms- og nedstrøms var omtrent like med ca 40 µg/l. Av ulike aluminiumsfraksjoner er labilt aluminium den mest interessante biologisk sett. Denne fraksjonen er differansen mellom reaktivt aluminium og illabilt aluminium (R-Al og II-Al). Konsentrasjonene har stort sett ligget under 10 µg/l på begge stasjonene med gjennomsnitt på ca 6.4 µg/l oppstrøms og 6.8 nedstrøms (**Figur 23**). Ved de gjeldene pH verdier ansees ikke disse konsentrasjonene å være skadelige for biologien i elva. Tilstanden med hensyn på labilt aluminium er god i henhold til nye kriterier i vanddirektivet.



Figur 22. Konsentrasjonene av aluminium (tot Al) ved referansestasjonen H1 og H3 nedstrøms Huhtamaki i 2010.

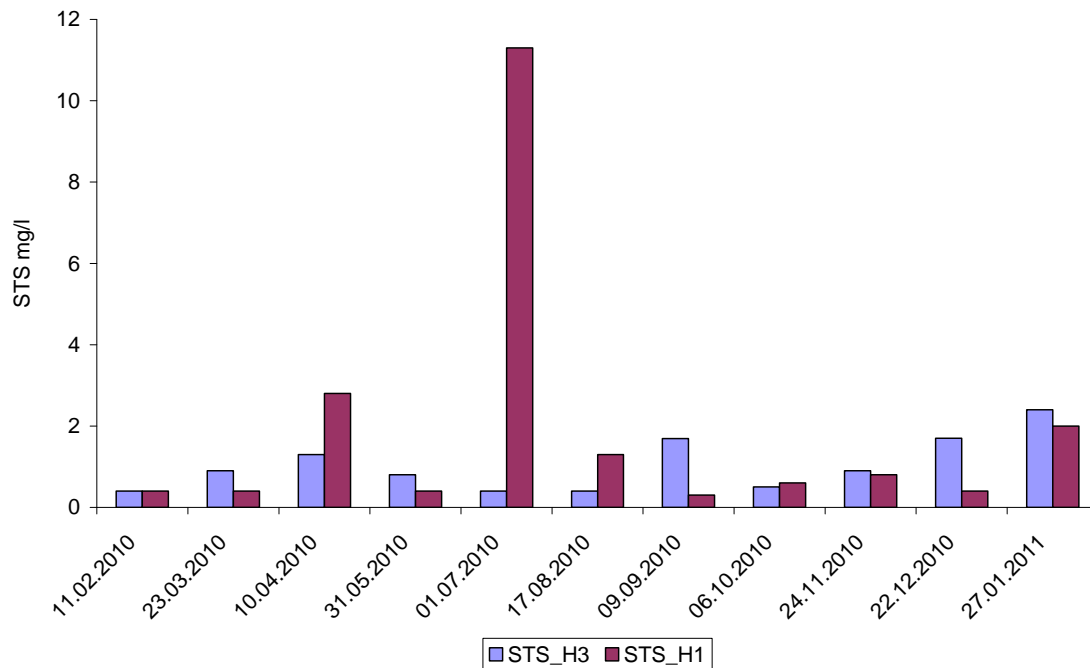


Figur 23. Konsentrasjoner av labilt aluminium (Al-L, µg/l) ved referansestasjonen H1, Viul og H3, Lundstadfossen i Randselva i 2010/11.

4.1.5 Partikler

Partikkelkonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms Huhtamaki var oftest forholdsvis like. I noen tilfeller som i juli 2010 ble det registrert en høy partikkelkonsentrasjon oppstrøms. STS besto av varierende andeler organisk og uorganisk materiale. Gjennomsnittskonsentrasjonene i 2010/11 var 1.9 mg/l og 1.0 mg/l ved henholdsvis H1 og H3. Sett i forhold til Klifs vannkvalitetsklasser fra 1997

tilsvarende det tilstandsklasse "God" ved begge stasjonene (**Tabell 7**). Den høye konsentrasjonen i juliprøven oppstrøms Huhtamaki skyldes trolig tilfeldig "forurensning" av prøven med organisk partikkel(er).



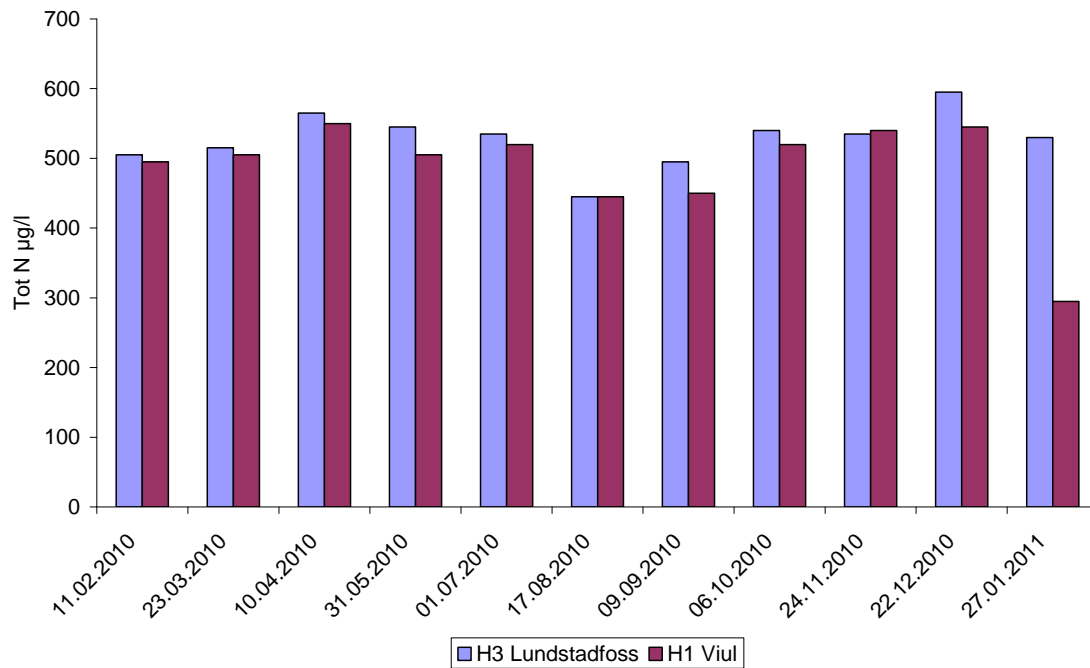
Figur 24. Konsentrasjonene av suspenderte partikler (STS) ved referansestasjonen H1 og H3 nedstrøms Huhtamaki i 2010.

Tabell 7. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for suspendert tørrstoff (STS) (mg/l) (Andersen et al 1997).

Stasjon	STS	Klasse	Beskrivelse
H1: Randselva, Viul	1.9	II	God
H3: Randselva, Lundstad	1.0	I	God

4.1.6 Nitrogen

Nitrogenkonsentrasjonene varierte lite gjennom året og det var stort sett bare små forskjeller mellom vannprøvene oppstrøms og nedstrøms Huhtamaki (**Figur 25**). Det var imidlertid gjennomgående høyere konsentrasjoner nedstrøms. Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms- og nedstrøms var henholdsvis ca 490 µg/l og 530 µg/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse moderat (M) både oppstrøms og nedstrøms for denne elvetypen.



Figur 25. Konsentrasjonene av total nitrogen (Tot N) ved referansestasjonen H1 og H3 nedstrøms Huhtamaki i 2010.

Tabell 8. Gjennomsnittskonsentrasjoner med tilhørende vannkvalitetsklasse for total nitrogen (Tot N) (mg/l) i henhold til nye kriterier i klassifiseringsveilederen.

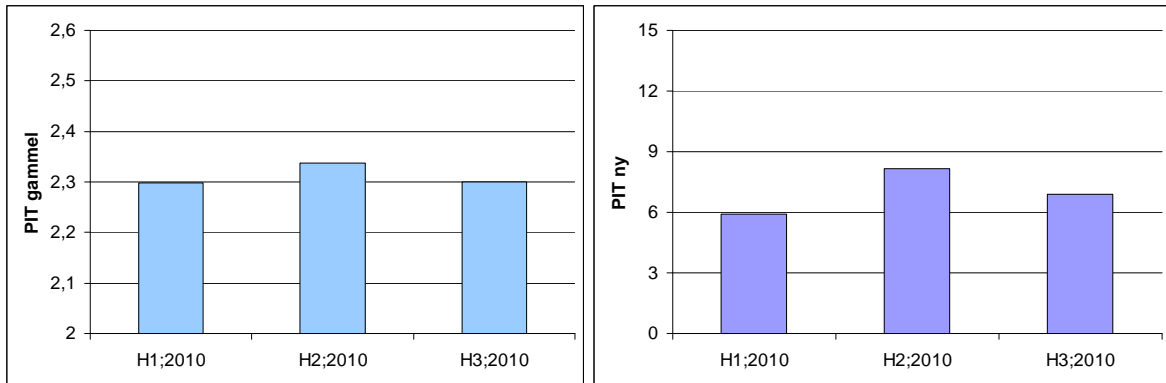
Stasjon	Tot N	Klasse	Beskrivelse
H1: Randselva, Viul	488	M	Moderat
H3: Randselva, Lundstadfossen	527	M	Moderat

4.2 Begroing

4.2.1 Økologisk tilstand

Eutrofiering

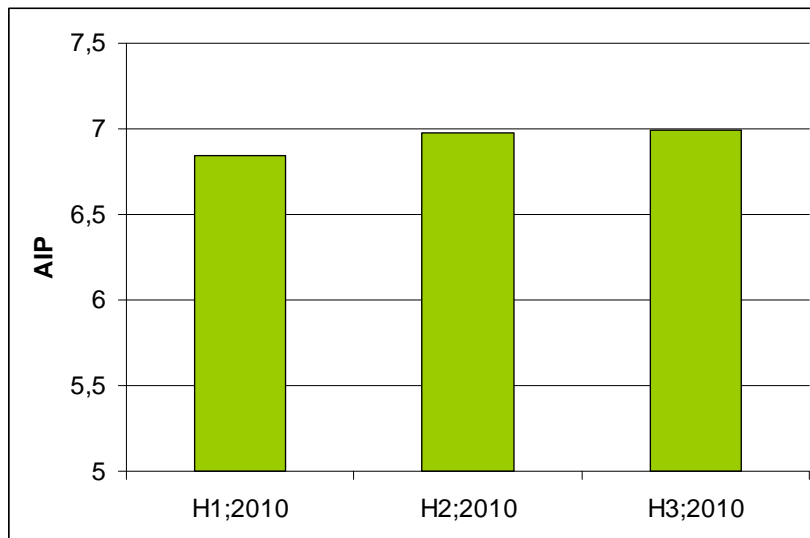
Både den gamle og nye PIT-indeksen, som begge beregner nivå av eutrofiering, gir lave verdier på alle stasjoner (**Figur 26**). Dette indikerer at stasjonene ikke er eutrofipåvirket. Indeksene samsvarer bra ved at H2 har høyest indeks-verdi i begge tilfeller, mens H1 og H3 har noe lavere verdier. Med utgangspunkt i den gamle PIT-indeksen klassifiseres stasjonene til svært god økologisk tilstand. Det ser allikevel ut til at utslipp fra Huhtamaki fører til en liten eutrofieringseffekt ved H2, men at effekten ikke lenger er merkbar ved H3.



Figur 26. Gammel og ny eutfrieringsindeks PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 3 stasjoner i Randselva utenfor Høhtamaki Norway AS. H1 er referansestasjon mens H2 og H3 er effektstasjoner. Til venstre: Gammel PIT-indeks, der PIT-verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god tilstand. Til høyre: Ny PIT-indeks, der PIT-verdiene i relativ forstand angir økologisk tilstand. Lave verdier indikerer god økologisk tilstand, mens høyere verdier indikerer dårligere tilstand.

Forsuring

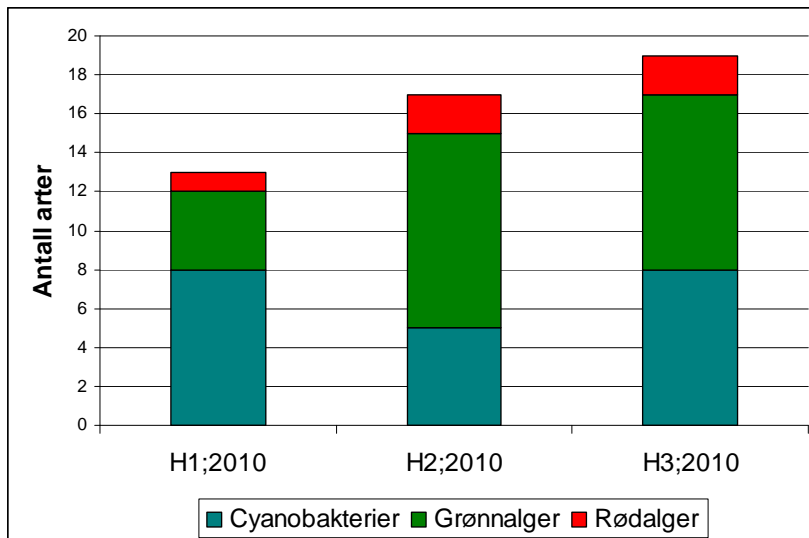
Forsuringsindeksen (AIP) gir verdier på mellom 6,8 og 7 for alle lokaliteter (**Figur 27**). Dette indikerer at H1 er noe forsuringpåvirket, mens H2 og H3 ikke er forsuret. Mellom stasjon H1 og H2 renner det to bekker inn i Randselva. Dette kan være årsaken til de observerte forskjellene mellom stasjonene, da disse bekkene kan være karakterisert av en høyere pH og dermed ha en effekt på Randselva nedstrøms samløpet. Det er videre verdt å merke seg at økt trofinivå ofte fører til redusert surhet, noe som kan være en medvirkende faktor på endringen av AIP-verdiene fra H1 til H2. Kalsium konsentrasjonen på alle stasjoner ble målt til mer enn 4 mg/l, noe som karakteriserer elven som moderat kalkrik. Dette resulterer i en grenseverdi på 7,0 mellom svært god og god økologisk tilstand, og dermed havner alle tre stasjoner i god økologisk tilstand i henhold til vanddirektivet.



Figur 27. Forsuringsindeks AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet for 3 stasjoner i Randselva, der AIP-verdiene angir økologisk tilstand. Grønn = god tilstand. H1 er referansestasjon mens H2 og H3 er effektstasjoner.

4.2.2 Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet målt som antall taksa av grønnalger, rødalger og cyanobakterier, varierer fra 13 på referansestasjonen (H1) til 19 på den nederste effektstasjonen (H3; **Figur 28**). I antall dominerer cyanobakterier og grønnalger, mens kun 1-2 rødalgetaksa er registrert på hver stasjon. Alle stasjoner var dominert av cyanobakteriene *Rivularia biasolettiana* og *Tolypothrix* spp (Vedlegg 1). Av grønnalger dominerte *Oedogonium* c på alle stasjoner, samt *Zygnema* b på stasjonene H1 og H3, og *Spirogyra* d på stasjon H2. Av rødalger dominerte *Batrachospermum gelatinosum* på effektstasjonene, mens det var lite forekomst av rødalger på referansestasjonen.

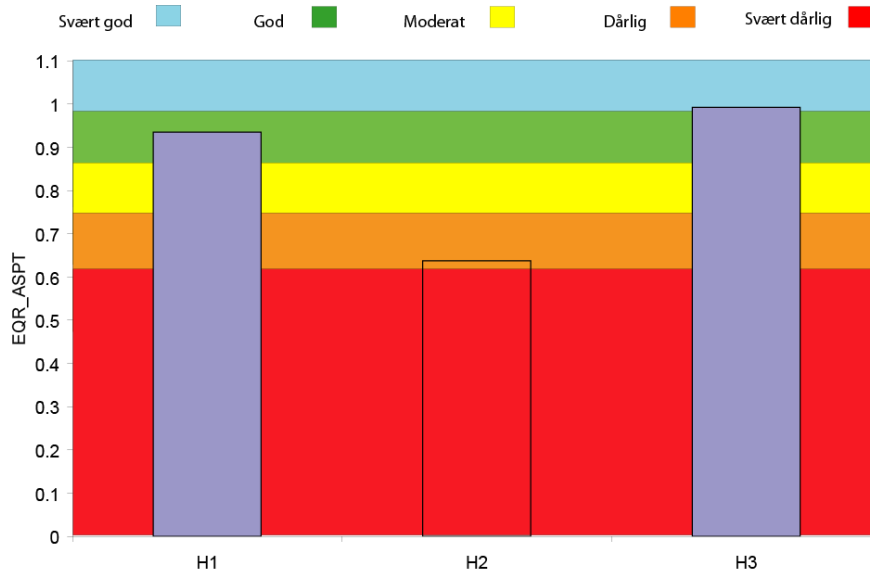


Figur 28. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingsamfunnet (grønnalger, rødalger og cyanobakterier) på 3 stasjoner i Randselva utenfor Huhtamaki Norway AS, der H1 er referansestasjon mens H2 og H3 er effektstasjoner.

4.3 Bunndyrsamfunn

4.3.1 Økologisk tilstand

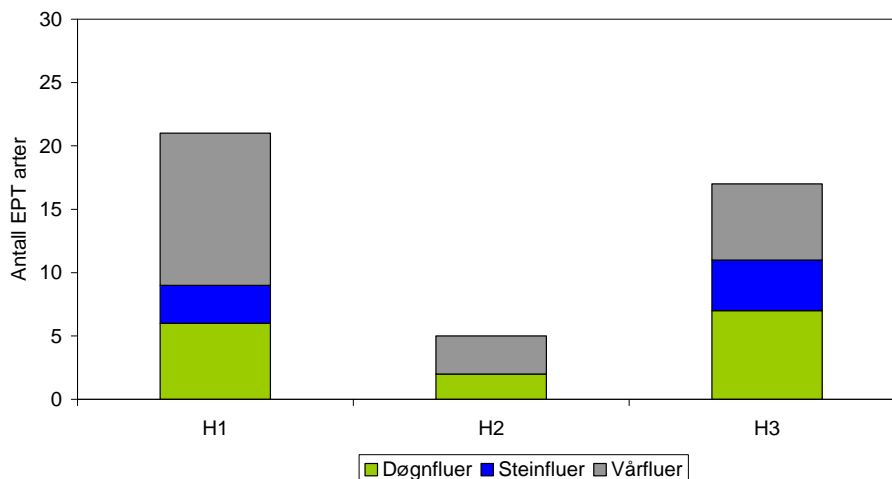
I henhold til EQR (målt ASPT/ typereferanse ASPT) var den økologiske tilstanden i vårprøvene ved referansestasjonen oppstrøms Huhtamaki god. (**Figur 29**, Vedlegg:). Prøven fra fabrikkområdet like nedstrøms utslippspunktet hadde langt fattigere fauna. Dette skyldes både habitat og påvirkning fra utslipp. Vurderingssystemet er ikke beregnet på denne habitatet av typen på H2 (roligflytende, se 2.3) og økologisk tilstand som EQR gjelder derfor ikke for denne stasjonen. Ved Lundstadfossen lengre nedstrøms var tilstanden svært god.



Figur 29. Økologisk tilstand i Randselva våren 2010. EQR verdier med angivelse av økologisk tilstand i henhold til Vanddirektivet. Åpen søye for H2 angir at habitatet ikke er inkludert i vurderingssystemet (se 2.3).

4.3.2 Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet målt som antall EPT taksa (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) var forholdsvis høyt på referansestasjonen H1-Bio i 2010 (**Figur 30**). Ved stasjonen H2 var det lavt mangfold. Dette har trolig sammenheng både med habitatet og at stasjonen kan være påvirket fysisk av annen menneskelig aktivitet som kan påvirke bunndyrsmangfoldet her. Vi kan imidlertid ikke utelukke at også utslippet fra Huhtamaki kan påvirke bunndyrmangfoldet. Mangfoldet ved H3, Lundtsadfossen, var lavere enn forventet. I forhold til referansen var det få vårfluetaksa. Det er lite sannsynlig at det skyldes påvirkning fra Huhtamaki.



Figur 30. Biologisk mangfold målt som antall EPT taksa (art/slekt/familie av døgn-, stein- og vårfluer) i Randselva vår. 2010

5. Tyrifjorden

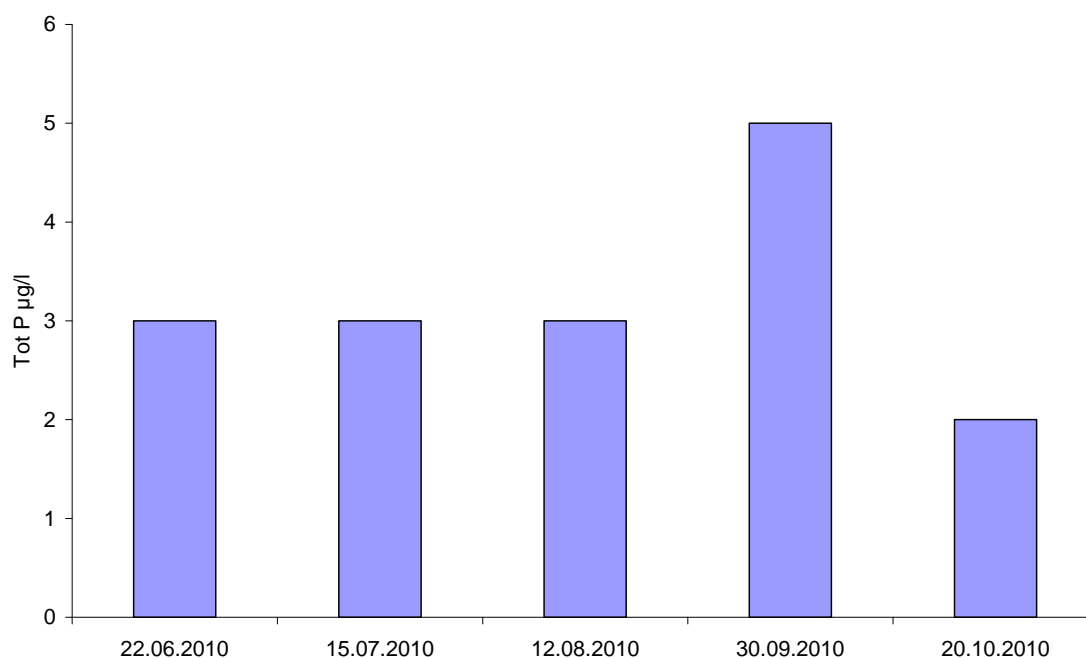
5.1 Vannkvalitet

5.1.1 Vanntype

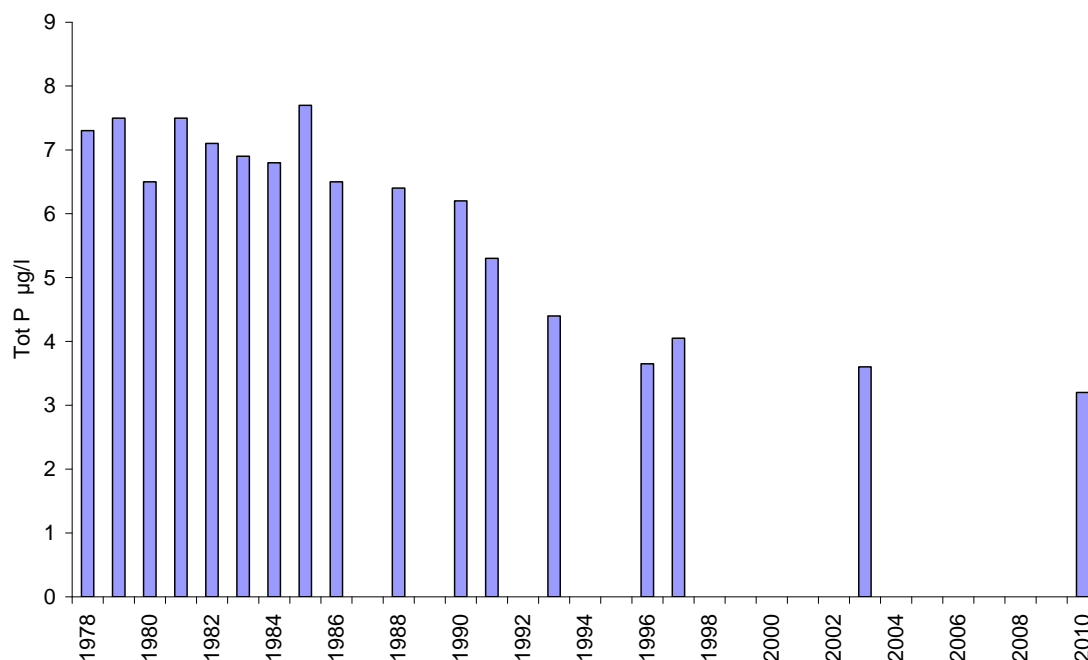
Tyrifjorden er en stor, dyp innsjø i lavlandet. Vannet er klart (farge <30 mgPt/l) med moderat høyt kalsiuminnhold (4-20 mg/l). I henhold til klassifiseringsveileder får innsjøen vanntype LN1 (8).

5.1.2 Fosfor

Konsentrasjonen av totalt fosfor (Tot P) i Tyrifjorden lå mellom 2 og 5 µg/l i løpet sommersesongen 2010 (**Figur 31**). Fosforkonsentrasjonene i er redusert vesentlig siden 1980 tallet (**Figur 32**). Gjennomsnittskonsentrasjonen i 2010 var 3.2 µg/l, som er den laveste som er målt siden 1978. Dette tilsvarer økologisk tilstand svært god i henhold til de nye kriteriene i vanddirektivet (**Tabell 9**).



Figur 31. Konsentrasjonene av totalt fosfor i Tyrifjorden sommersesongen 2010.



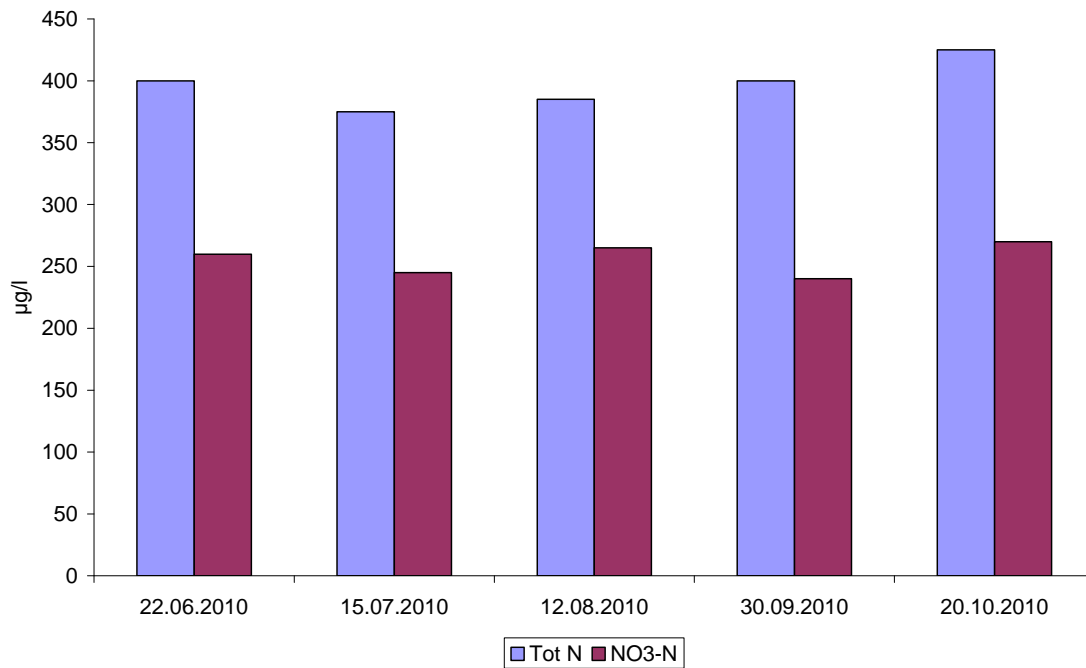
Figur 32. Gjennomsnittskonsentrasjon av total fosfor i 0-10m sjiktet i Tyrifjordens frie vannmasser i sommerhalvåret ved ulike år i perioden 1978-2010.

Tabell 9. Gjennomsnittskonsentrasjoner for utvalgte parametere i Tyrifjorden 2010. Farger angir tilstandsklasser etter vanndirektivet. Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand.

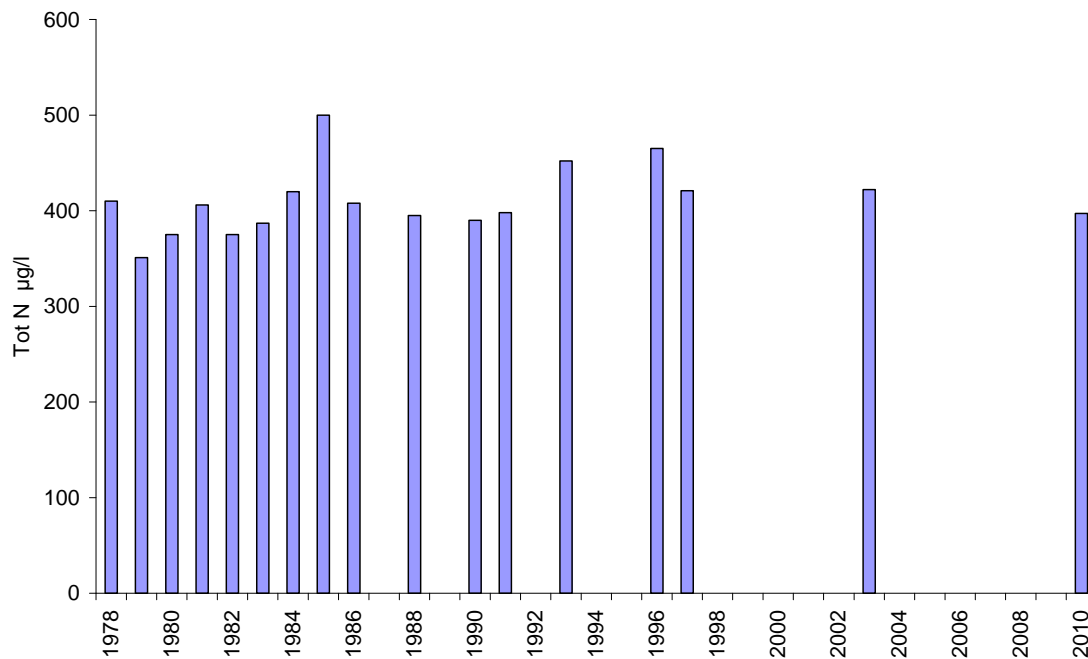
Tot P µg/l	Tot N µg/l	Kl-a µg/l
3.2	397	1.3

5.1.3 Nitrogen

Nitrogenkonsentrasjonene varierte omkring en gjennomsnittsverdi på ca 400 µg/l for totalt nitrogen og ca 250 µg/l for nitrat-nitrogen (**Figur 33**). Dette tilsvarer tilstand god basert tot N (**Tabell 9**). Konsentrasjonen av nitrogen viste bare små endring fra tidligere målinger på 1980 og 1990 – tallet (**Figur 34**).



Figur 33. Konsentrasjonene av totalt nitrogen (blå søyle) og nitrat-nitrogen i Tyrifjorden sommer-sesongen 2010.



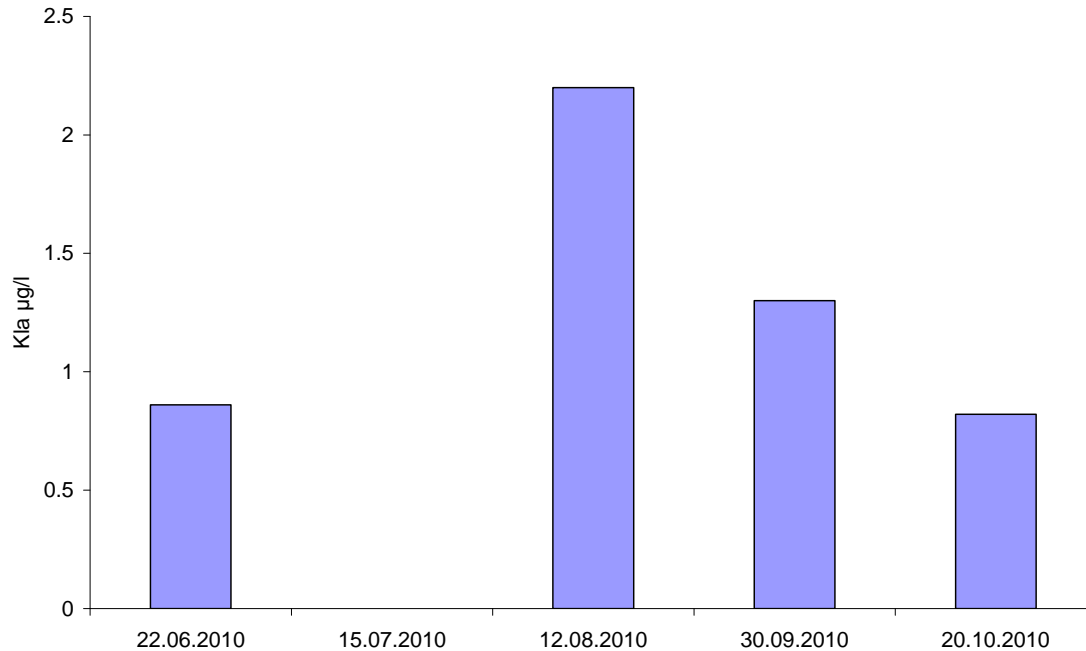
Figur 34. Midlere konsentrasjon av total nitrogen i 0-10m sjiktet i Tyrifjordens frie vannmasser i sommerhalvåret ved ulike år i perioden 1978-2010.

5.1.4 Klorofyll a

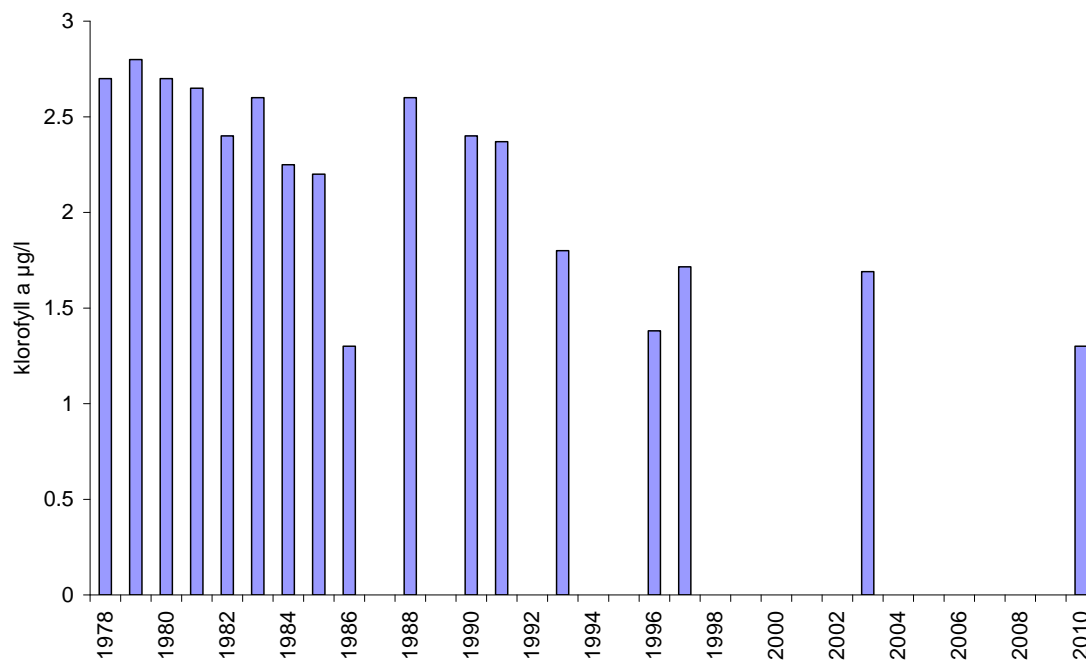
Konsentrasjonene av klorofyll a i 2010 var meget lave med verdier mellom 0,8 og 2,2 µg/l i løpet av sommersesongen 2010 (**Figur 35**). Gjennomsnittskonsentrasjonen var 1.3 µg/l. Verdiene lå innenfor

vannkvalitetsklasse svært god tilstand (**Tabell 9**). Det innebærer næringsfattige (oligotrofe) forhold og liten algevekst i innsjøen.

Sett i forhold til tidligere målinger på 1980 og 1990 – tallet, har det vært en reduksjon i algemengden tilsvarende reduksjonen i fosfor (**Figur 36**). Konsentrasjonen i 2010 er den lavest som er målt siden 1978.



Figur 35. Konsentrasjonene av klorofyll a i Tyrifjorden sommersesongen 2003.



Figur 36. Gjennomsnittskonsentrasjon av algemengden gitt som klorofyll a i 0-10m sjiktet i Tyrifjordens frie vannmasser i sommerhalvåret ved ulike år i perioden 1978-2010.

6. Akkumulering av aluminium på ørretgjeller

6.1 Bakgrunn

Follum Fabrikker ble den 15.10.2009 pålagt av Klif å kartlegge mulige effekter av utslipp av aluminiumsholdig prosessvann fra Follum Fabrikker (Norske Skog AS). NIVA skisserte et opplegg for å studere effektene på lokal fisk ved å sette ut stedegen ørretsmolt fra kultiveringsanlegget til Ringerike Sportsfiskere i bur i Begna. Dette ble valgt som metode framfor å gjøre elektrofiske nedstrøms utslippet ettersom en da ikke vil ha kontroll på hvor fisken har oppholdt seg i perioden forut for prøvetaking.

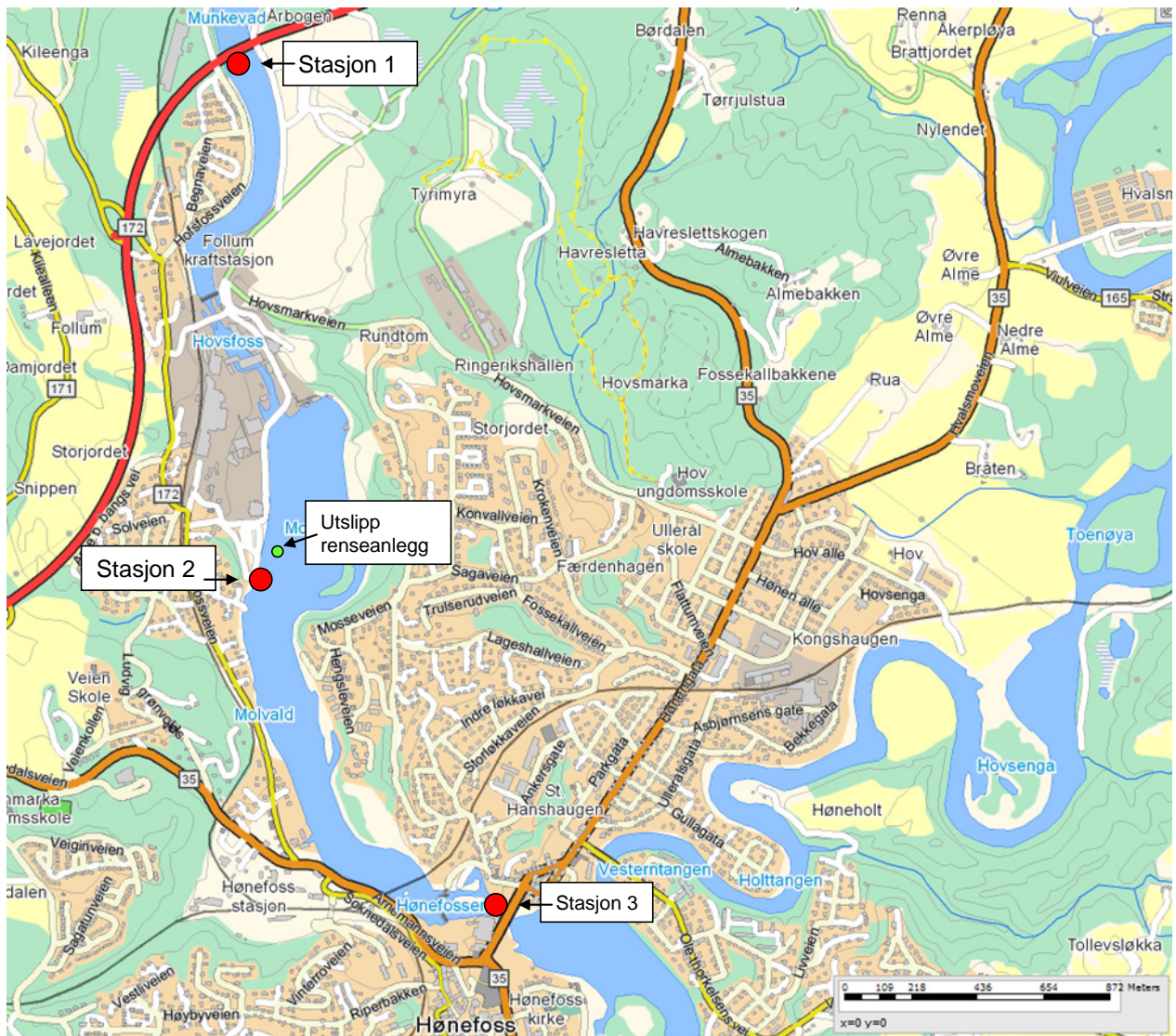
6.2 Gjennomføring

Siden denne type forsøk kvalifiserer som dyreforsøk ble det søkt Forsøksdyrutvalget (FDU) om godkjenning av den eksperimentelle delen med fisk. Søknaden (FOTS ID 3336) ble godkjent og forsøket ble satt i gang så snart det lot seg gjøre.

En kontrollstasjon med fisk ble satt ut oppstrøms utslippet fra Follum Fabrikker (Stasjon 1) og en gruppe ble plassert i bur nedstrøms utslippet (Stasjon 2), i tillegg til dette ble det også tatt vannprøver på en stasjon lengre nede i vassdraget (Stasjon 3, nedstrøms stasjon benyttet under resipientundersøkelsen). Plasseringen av de ulike stasjonene som ble brukt under burforsøket er merket med røde sirkler i **Figur 37**. Stasjonen 1 ble plassert ved Follum Bro langs Hofsfossveien. Stasjon 2 var plassert like nedstrøms utslippet. Utslippet er merket med en grønn sirkel på kartskissen.

Burene som ble brukt i forsøket var gamle vaskemaskintromler med toppåpning. Tromlene fungerer godt som fiskebur siden hullene i tromlene er slått fra innsiden og ut. På denne måten er det en god vanngjennomstrømning i burene i tillegg til at det er ingen skarpe kanter innvendig i buret som kan skade fisken. Burene ble plassert langs elven på sine respektive stasjoner (Stasjon 1 og Stasjon 2) med 15 fisk i hvert bur, hvor burene ble festet i et landtau. Fisken ble eksponert i 6 dager i løpet av perioden 26. april – 9. mai 2011. Eksponeringen av fisk fra Stasjon 1 gikk som planlagt og varte fra den 26. april – 2. mai 2011. Buret fra Stasjon 2 hadde åpnet seg innen prøvetakingsdato den 2. mai, slik at det kun ble prøvetatt to fisker fra denne stasjonen. Av denne grunn ble det satt i gang en ny runde med eksponering av fisk på Stasjon 2. Denne eksponeringen varte fra den 2. mai – 9. mai 2011. Fisk ble prøvetatt før eksponering (Referanse) og etter eksponering (Stasjon 1 og Stasjon 2). I løpet av eksponeringsperioden ble fisken sjekket daglig for overlevelse. Annenhver dag ble det tatt vannprøver fra de ulike stasjonene (Stasjon 1, 2 og 3). Stasjon 3 ble tatt med i undersøkelsen for å sammenligne eventuelle forskjeller i vannkvalitet og Al-konsentrasjoner ved stasjon 2 og 3. På denne måten var det mulig å evaluere hvor stort et eventuelt aluminiumsproblem tilknyttet utslipp fra Follum Fabrikker kan være. Stasjon 1 fungerte som en kontrollstasjon for å vurdere om eventuelle funn av aluminium kommer fra Follum Fabrikker eller fra en eventuell annen kilde lenger opp i elven. Det ble kun tatt en vannprøve fra Stasjon 3 (30. april 2011), selv om det var planlagt å ta vannprøver her på de samme dagene som fra Stasjon 1 og 2. Det ble også tatt en samleprøve av utslippet i perioden 26. – 2. mai 2011. Den 2. mai ble det i tillegg tatt en prøve fra området ved utløpet til kjølevannet (rett oppstrøms for utslippet ved Follum).

NIVA hadde ansvar for at Follum hadde nødvendig utstyr (flasker) for å ta de aktuelle vannprøvene i løpet av eksponeringsperioden, i tillegg til å sette ut fisk på de aktuelle stasjonene og prøveta fisk. Follum hadde i tillegg ansvar for å sjekke fisken daglig (ta opp buret og sjekke at all fisken levde). Ved eventuelle tegn på dødelighet skulle NIVA kontaktes øyeblikkelig for å avslutte forsøket så snart som mulig. Om fisken hadde det bra skulle forsøket fortsette som planlagt.

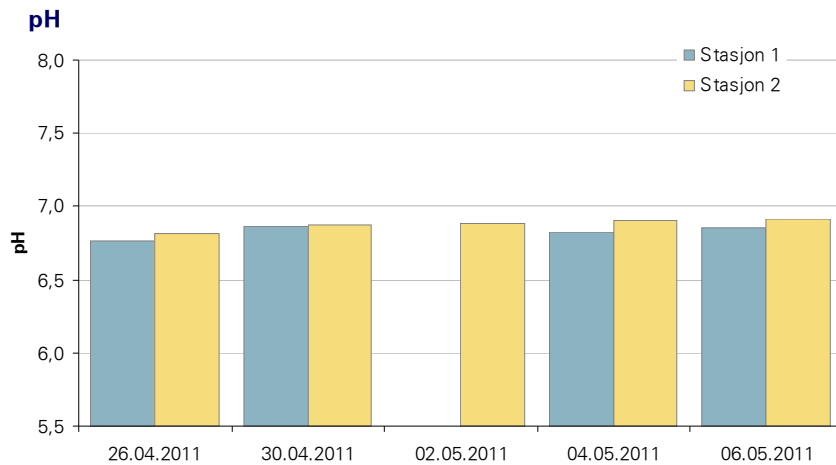


Figur 37. Kart over plassering av de ulike stasjonene under burforsøket med stedegen ørretsmolt. Stasjonene er merket med røde sirkler. Det ble plassert et bur med fisk på stasjonen oppstrøms utslippet: Stasjon 1 og et bur på stasjonen rett nedstrøms utslippet: Stasjon 2. Vi har også merket av Stasjon 3 (nedstrøms stasjon benyttet i Resipientundersøkelsen), fra denne stasjonen ble det kun tatt vannprøver. Utslipet fra Follum Fabrikker er merket med en grønn sirkel. Kart er hentet fra www.atlas.nve.no.

6.3 Resultater

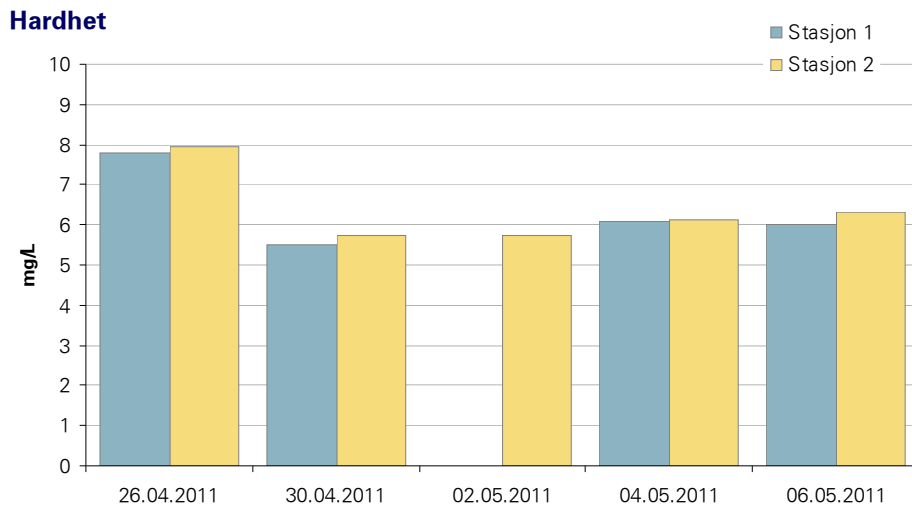
6.3.1 Generell vannkvalitet

Stasjonen oppstrøms hadde pH-verdier som varierte mellom 6,76 og 6,86, mens stasjonen nedstrøms hadde pH-verdier mellom 6,81 og 6,91 (**Figur 38**) i løpet av eksponeringsperioden. Stasjon 3 hadde pH på 6,92 den 30. april. Alle stasjonene hadde pH-verdier som ligger innfor det optimale for laksefisk. pH styrer mye av vannkjemien og hvilken form metallene foreligger på. Ved lav pH vil metaller normalt være på en fri ionisk form, en tilstandsform som er giftig for vannlevende organismer.



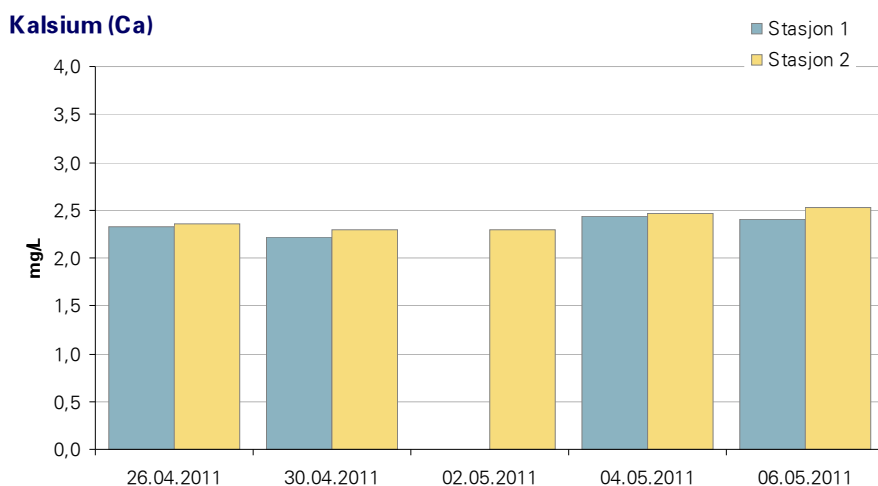
Figur 38. pH i Begna, ved Stasjon 1 og Stasjon 2, i perioden 26. april – 6. mai 2011.

Bufferkapasiteten til vannet var god, basert på alkalitet (0,122 – 0,125 mmol/L, Vedlegg), hardhet (5,5 – 8 mg/L, **Figur 39**) og ANC (Acid Neutralizing Capacity, 118 – 119 μ ekv/L, Vedlegg), både ved stasjon 1 og 2. Den var sammenfallende på de to stasjonene. En god bufferkapasitet gjør vannet mer motstandsdyktig mot eventuelle endringer i pH i forbindelse med for eksempel flom.



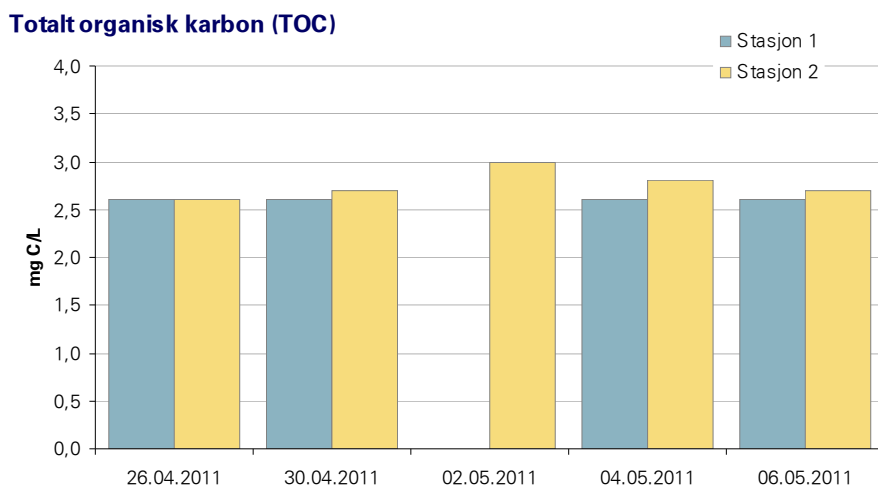
Figur 39. Hardhet i Begna, ved Stasjon 1 og Stasjon 2, i perioden 26. april – 6. mai 2011.

Kalsiumkonsentrasjonen i Begna var sammenfallende på de tre stasjonene og varierte mellom 2,21 – 2,53 mg/L (**Figur 40**). En høy konsentrasjon av kalsium i vannet er fordelaktig med hensyn på giftigheten av metaller. NIVA regner kalsiumverdier på >2-2.5 mg Ca/L som optimalt med tanke på giftigheten av bl.a. aluminium for vannlevende organismer.



Figur 40. Kalsium (Ca) i Begna, ved Stasjon 1 og Stasjon 2, i perioden 26. april – 6. mai 2011.

Innholdet av organisk materiale, totalt organisk karbon (TOC), var sammenfallene mellom de tre stasjonene og varierte mellom 2,6 – 3 mg C/L (**Figur 41** og Vedlegg). I henhold til SFTs nå Klifs veileder 97:04 (Andersen m.fl. 1997) ligger Begna i tilstandsklasse II "God". Metaller i vann vil binde seg til organisk materiale, og giftigheten av metaller vil dermed avta med økende innhold av TOC. Ved flom og/eller endring av pH kan metaller (Al) bundet til organisk materiale mobiliseres og endre tilstandsform til en mer giftig form.



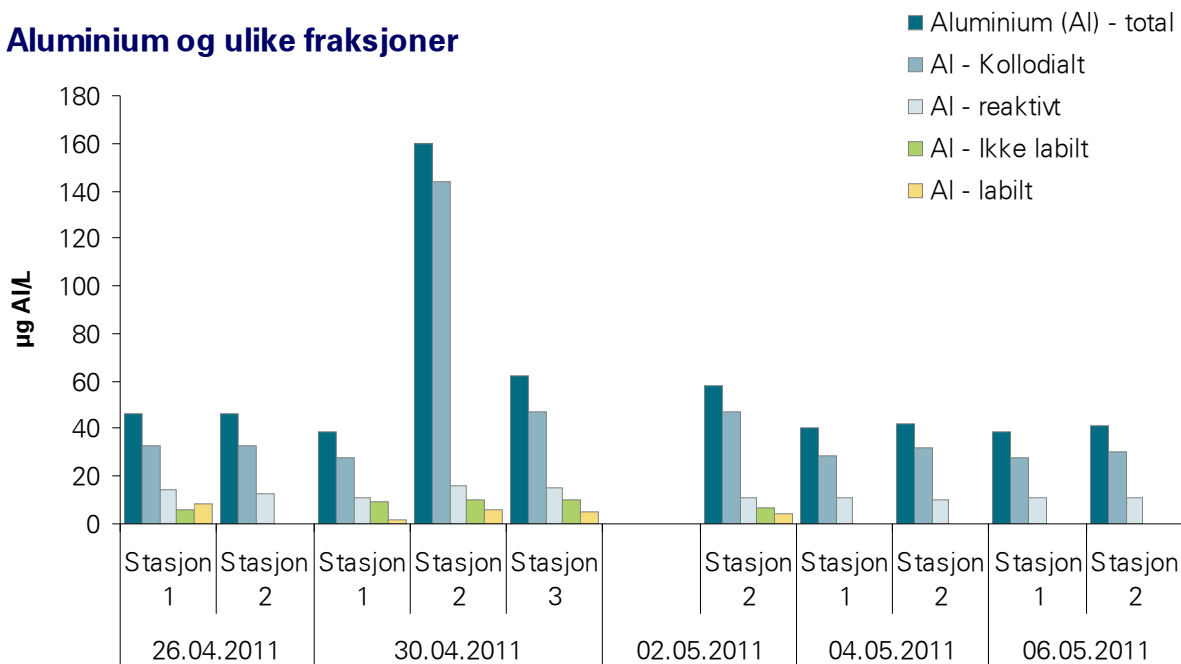
Figur 41. Totalt organisk karbon (TOC) i Begna, ved Stasjon 1 og Stasjon 2, i perioden 26. april – 6. mai 2011.

6.3.2 Aluminium i vann

Det ble analysert for både total konsentrasjoner av aluminium (Al) og de ulike tilstandsformene (fraksjonene) av metallet ved stasjonene 1, 2 og 3 (**Figur 42**). Total konsentrasjonen av Al ved Stasjon 1 varierte mellom 39 – 46,6 $\mu\text{g/L}$, mens Stasjon 2 hadde konsentrasjoner av metallet som varierte mellom 41 – 160 $\mu\text{g/L}$. Den labile andelen av aluminium var generelt lav ved begge stasjonene og ved alle prøvetakinger. Den 30. april ble det dokumentert en høy totalkonsentrasjon av Al ved Stasjon 2. Ut fra fordelingen mellom de ulike fraksjonene (tilstandsformene) av metallet forelå nesten alt Al som kolloidalt Al.

Den 30. april (høy konsentrasjon av Al ved Stasjon 2) ble det også tatt en vannprøve ved Stasjon 3. Aluminiumkonsentrasjonen her var 62 µg/L, hvor 47 µg/L forelå på en kolloidial form og 5 µg/L som labilt Al (giftig form). Mellom Stasjon 2 og Stasjon 3 ble totalkonsentrasjonen av Al redusert fra 160 til 47 µg/L. Aluminium ved Utløp Kjølevann (2. mai) hadde en konsentrasjon på 49 µg/L (Vedlegg), også her forelå hovedandelen av metallet som kolloidalt Al.

Aluminium og ulike fraksjoner



Figur 42. Total aluminium (Al) og de ulike tilstandsformene av metallet i Begna, ved Stasjon 1 og Stasjon 2, i perioden 26. april – 6. mai 2011. 30. april vises også resultater fra Stasjon 3. Konsentrasjonene er oppgitt i µg Al/L

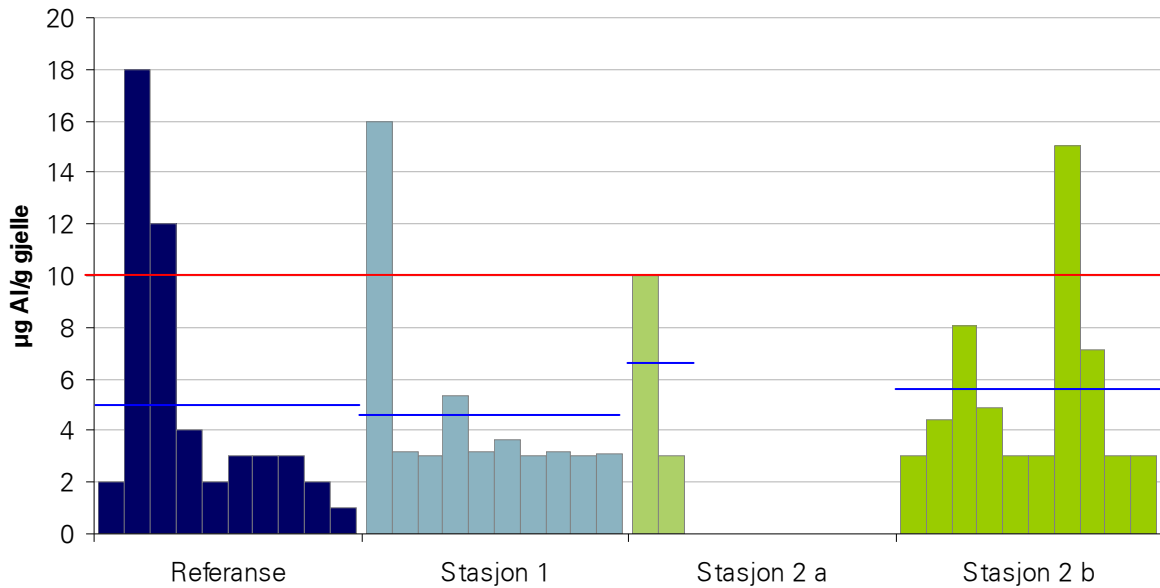
6.3.3 Samleprøve utslipp og utløp kjølevann

Det ble analysert en samleprøve av utslippet fra Follum Fabrikker. Prøven dekket tidsrommet 26. april – 2. mai 2011 (tabell 2?). Totalkonsentrasjonen av aluminium i denne prøven var 1360 µg/L, med meget høyt innhold av organisk materiale (TOC: 86 mg C/L) og kalsium (54,2 mg Ca/L). pH i denne prøven lå på 8.1.

6.3.4 Aluminium akkumulert på gjeller

Generelt var det lave konsentrasjoner av aluminium på gjellene, og ingen signifikante forskjeller mellom gruppene: Referanse, Stasjon 1 og Stasjon 2 (**Figur 43** og **Tabell 10**). Nesten alle gjelleprøvene hadde konsentrasjoner <10 µg/g gjelle tørrvekt, som er grensen for naturlig bakgrunnsnivå av Al hos laks. Smolt med gjellealuminium ned i 20 og 30 µg/g gjelle tørrvekt har en betydelig redusert marin overlevelse ved utvandring (Rosseland m.fl. 2007).

Aluminium akkumulert på gjeller



Figur 43. Aluminium (Al) akkumulert på gjeller av stedegen ørretsmolt i Begna. Fisken ble eksponert i 6 dager, fordelt på to grupper: Stasjon 1 (oppstrøms utslipp) og Stasjon 2 (nedstrøms utslipp). Stasjon 2a er fra perioden: 26. april – 2. mai 2011 og Stasjon 2b er fra perioden: 2. mai – 9. mai 2011. Det ble også tatt prøver av fisk før eksponering: Referanse. Hver søyle representerer en fisk. Blå horisontale linjer viser gjennomsnittet for gruppene. Rød horisontal linje viser normale bakgrunnsnivåer av Al i laks. Konsentrasjonene er oppgitt i µg Al/g tørrvekt gjelle.

Tabell 10. Aluminium (Al) akkumulert på gjeller av stedegen ørretsmolt i Begna. Fisken ble eksponert i 6 dager, fordelt på to grupper: Stasjon 1 (oppstrøms utslipp) og Stasjon 2 (nedstrøms utslipp). Stasjon 2a er fra perioden: 26. april – 2. mai 2011 og Stasjon 2b er fra perioden: 2. mai – 9. mai 2011. Det ble også tatt prøver av fisk før eksponering: Referanse. Tabellen viser rådata med resultater fra hver enkelt fisk i de ulike gruppene. Konsentrasjonene er oppgitt i µg Al/g tørrvekt gjelle.

Aluminium akkumulert på gjeller (µg/g)			
Referanse	Stasjon 1	Stasjon 2 a	Stasjon 2 b
2	16	10	<3
18	3	<3	4
12	<3		8
4	5		5
2	3		<3
3	4		<3
3	<3		15
3	3		7
2	<3		<3
1	3		<3

6.4 Diskusjon

Konsentrasjonen av aluminium i vassdraget kan variere mye fra en dag til neste, noe som blir vist i figur 6 hvor stasjon 2 (nedstrøms utslippet fra Follum Fabrikker) har en høy Al-konsentrasjon den 30. april. Selv om konsentrasjonen er høy viser fordelingen av de ulike fraksjonene (tilstandsformene) av metallet at nesten all Al foreligger som kolloidalt Al. Dette tyder på at Al mest sannsynlig er bundet til organisk materiale og at det ikke foreligger på en giftig form, noe som var gjennomgående for alle prøvene. Variasjonen av metallkonsentrasjonen i Begna avhenger mest sannsynlig av utslippsrate fra fabrikken på Follum og strømningsforhold/vannføring i elven. Forholdet mellom vannprøvene fra Stasjon 2 og Stasjon 3 den 30. april viser at det er en reduksjon i konsentrasjonen (fra 160 til 47 µg/L) av Al mellom disse to stasjonene. Denne reduksjonen kan komme av at Al er bundet til organisk materiale og sedimenterer på vei ned elven, eller at Al målt ved Stasjon 2 ikke har "rukket" å komme ned til Stasjon 3 ved prøvetakingstidspunkt.

Hvis vi ser på resultatene fra analysene av samleprøven av utslippet, er det detektert meget høye konsentrasjoner av aluminium, TOC, kalsium (Ca) og pH. Ved en høy pH (>8) vil Al foreligge som aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$), en giftig form av metallet. Allerede ved Stasjon 2 ser vi en fortyningseffekt av utslippet med en pH og TOC tilsvarende Stasjon 1. Stasjon 3 bekrefter at meste parten av utslippet enten blir fortynt eller sedimentert nær utslippspunkt med tilsvarende verdier på pH og TOC som Stasjon 1. De høye konsentrasjonene av TOC i utslippet indikerer at Al fra renseprosessen mest sannsynlig er bundet til organisk materiale før utslippet kommer ut i Begna. Dette kan en se ved at Stasjon 2 generelt har tilsvarende Al-konsentrasjoner som Stasjon 1. Fordelingen mellom de ulike tilstandsformene av metallet ved Stasjon 2 indikerer også at nesten all Al her foreligger på en kolloidalt form. Reduksjonen av totalkonsentrasjonen av Al mellom Stasjon 2 og 3 bygger opp om at Al i utslippet er organisk bundet og sedimenterer nær utslippspunktet. Disse funnene indikerer at effekter av utslippet ved Follum er små og at eventuelle effekter er svært lokale.

Et annet moment som kan ha betydning for situasjonen nedstrøms utslippet i Begna er fiskens evne til å unngå utslippspunktet. Eksperimentelle studier har vist at ørret yngel aktivt kan unngå Al-rikt vann (190 µg/L) (Åtland 1998). Feltstudier har vist det samme (Åtland og Barlaup 1995). Dette er ikke testet for den type utslipp en har her med høy Al-konsentrasjon ved høy pH, men det er rimelig å anta at også her vil en kunne vente aktiv unngivelse av Al-utslippet ved Follum Fabrikker. En slik unngivelse vil redusere effektene av eventuelle giftige utslipp ved Follum Fabrikker for lokal ørret.

Resultatene fra burforsøket indikerer at aluminium i utslippet ved Follum Fabrikker er lite gjellereaktivt og foreligger på en lite giftig form. Dette faller sammen med resultatene fra vannprøvene.

7. Litteratur

Litteraturlisten inneholder referanser fra rapporten samt annen relevant litteratur.

Referanser

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., Aanes, K.J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veileder 97:04, TA-1468/1997, 31 sider.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. - *Wat.Res.* 17:333-347.

Berge, D. 1979 (red). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1978. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen: 26 sider.

Berge, D. 1980 (red). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1979. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen: 46 sider.

Berge, D. 1981 (red). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1980. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen: 42 sider.

Berge, D., 1983 (red). TYRIFJORDEN. Tyrifjordundersøkelsen - sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen: 156 sider.

Berge, D. 1983. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214, 55 sider.

Berge, D. 1984. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214.

Berge, D. 1985. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214.

Berge, D. 1986. Overvåking av Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982-1985. Sluttrapport. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT) Rapport 238/86. NIVA-rapport O-8000214. 73 sider.

Berge, D. m.flere 1989. Vasspest - Problem og ressurs. Sammenfattende sluttrapport fra vasspestprosjektene. NIVA-rapport O-86238, 32 sider.

Berge, D. 1990. En enkel vurdering av utviklingen i Tyrifjorden fra 1970-1990 sett i forhold til Tyrifjordutvalgets målsetting. NIVA-rapport O-90017, 12 sider.

Berge, D. 1991. Enkel oppdaterende undersøkelse av Tyrifjorden og Steinsfjorden. Foreløpig sammenstilling av eutrofibeskrivende data. NIVA-rapport O-90096. 10 sider.

Berge, D. og T. Tjomsland 1992. Vannbruksplan for Tyrifjorden, delutredning om: Muligheter for vannkvalitetsforbedring i Steinsfjorden gjennom økning av vannutskiftningen. Gjenåpning av Kroksundet, overføring av Storflåtan, heving av sommervannstanden. NIVA-rapport O-92001.

- Berge, D., E. A. Lindstrøm, G. Kjellberg, T. Bækken 1994. Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden ved Noske Skogindustrier A/S, Follum. NIVA-rapport nr 3051. O-93024. 45 s.
- Bratli, J. L., tobBerge, D., Lindstrøm, E-A., Bækken, T., Kjellberg, G. 1998. Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden i 1997 ved Norske Skogindustrier ASA – Follum. NIVA-rapport nr 3872-98.
- Bækken, T., Lindstrøm, E.A., Källqvist, T., Romstad, R. og Tobiesen A. Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Tyrifjorden samt BAT-karakterisering av utslipp ved Norske Skog Industrier – ASA, Follum_ NIVA Rapport 4824-2004
- Holtan, H. 1970. Tyrifjorden. En limnologisk undersøkelse 1967-68. NIVA-rapport O-15/64. 140 sider.
- Langeland, A. 1972. Biologiske undersøkelser i Holsfjorden (Tyrifjorden) 1971. NIVA-rapport O-143/70: 55 sider.
- Langeland, A. 1974. Long-term changes in the plankton of Lake Tyrifjord, Norway. *Norw. J. Zool.*, 22: 207-219.
- Lien, R. 1983. Naturvitenskapelig bibliografi for Hole og Ringerike kommuner. Rapport fra bibliotekntjensten, Mat. Nat. Fak., Univ. Oslo, 114 sider.
- Rognerud, S. 1975. Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Univ. Oslo, 140 sider.
- Rognerud, S. 1982. Fosforbudsjetter og en fosforbelastningsmodell for Tyrifjorden. Fagrapport nr 15 fra Tyrifjordundersøkelsen. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen.
- Rognerud, S. 1991. Fiberavsetninger i Storelva. NIVA-rapport O-90125 (Lnr. 2529). 21 sider.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport for undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport O-70112(Lnr. 1147). 82 sider.
- Rosseland, B.O., Bjerknæs, V., Guldberg, B., Håvardson, B., Kroglund, F., Kvellestad, A., Litlabø, A., Rosten, T., Teien, H-C., Toften, H., Tørud, B. og Åtland, Å., 2007. Episoder med dårlig vannkvalitet som har ført til produksjonslidelser eller tap av fisk. Vannkvalitet og smoltproduksjon, kapittel 1.7 s 54. ISBN 978-82-8090-018-0
- Rørslett, B., D. Berge, A.H. Erlandsen, S.W. Johansen og Pål Brettum 1984. Vasspest i Steinsfjorden, Ringerike. Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak. NIVA-rapport O-82132: 52 sider.
- Rørslett, B., D. Berge og S.W. Johansen. Mass invasion of *Elodea canadensis* in a mesotrophic, South Norwegian lake - Impact on water quality. *Verh. Int. Verein. Limnol* 22: 2920-2926.
- Rørslett, B., D. Berge and S.W. Johansen, 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes. A Norwegian whole Lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquatic botany*, 26: 325-340.
- Statens forurensningstilsyn (Andersen, J. R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krih, V. Lund, B. O. Rosseland & K. J. Aanes.) 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04. TA-nr 1468/1997. 31 s.

Strøm, K.M. 1932. Tyrifjord. A limnological study. Norske Vid. Ak. Oslo Skrifter, I, Mat. Nat. Kl. 1932 (3): 1-84.

Tjomsland, T. & J. L. Bratli. 1996. Brukerveiledning og dokumentasjon for TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. O-94060. L.nr. 3426-96. NIVA-rapport. 84 s.

Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr.1. Generell del. - NIVA Rapport 2278.

Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. (red.) 2002a. Virkning av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by og tettstedsnære områder. Sluttrapport 1997-2001. – NINA temahefte 19/ NIVA rapport 4539-2002.

Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. (red.) 2002b. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. – NINA temahefte 21/NIVA-rapport 4590-2002.

Åtland, Å., 1998. Behavioural responses of brown trout, *Salmo trutta*, juveniles in concentration gradients of pH and Al – a laboratory study. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 331-345

Åtland, Å., og Barlaup, B. T., 1995. Avoidance of toxic mixing zones by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed River Audna, southern Norway. *Environmental Pollution* 90: 203-208

8. Vedlegg

Vedlegg A. Vannkjemi

Merket	Prøve Tatt	pH	KOND mS/m	STS mg/l	SGR mg/l	Tot-P/L µg P/l	Tot-N/L µg N/l	NO3-N µg N/l	TOC mg C/l	COD/Cr mg O/l	COD/Cr mg O/l	COD/Mn mg O/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	Al/ICP mg/l	KLA/S µg/l
F1: Hofsfoss	11.02.2010	6.91	2.37	<0.8	<0.8	2	280		2.4	8			15	12	0.034	
F1: Hofsfoss	23.03.2010	6.79	2.39	1.2	<0.8	2	255				<15		10	7	0.028	
F1: Hofsfoss	09.05.2010	6.96	2.21	1.5	<0.8	2	260				<15		20	15	0.054	
F1: Hofsfoss	31.05.2010	6.8	2.07	1.5	1	4	250					3.21	24	19	0.065	
F1: Hofsfoss	01.07.2010	6.91	2.39	1.6	<0.6	4	275					2.59	14	9	0.043	
F1: Hofsfoss	17.08.2010	7.03	2.2	1.7	<0.8	3	245					3.41	10	<5	0.05	
F1: Hofsfoss	09.09.2010	6.78	2.23	11	8.8	10	235					4.22	17	13	0.12	
F1: Hofsfoss	06.10.2010	6.86	2.07	1.1	<0.4	4	300					3.75	20	12	0.077	
F1: Hofsfoss	24.11.2010	6.83	2.19	0.9	0.6	5	305					2.67	18	12	0.084	
F1: Hofsfoss	22.12.2010	6.94	2.93	2.8	1.1	6	395					2.75	10	8	0.059	
F1: Hofsfoss	27.01.2011	6.93	2.87	7.8	4.8	10	810					3.3	<5	<5	0.06	
F3: Hønefossen	11.02.2010	6.94	2.9	<0.8	<0.8	3	295		2.5	9			16	12	0.046	
F3: Hønefossen	23.03.2010	6.8	3.32	1.1	<0.8	3	335				<15		11	8	0.034	
F3: Hønefossen	09.05.2010	7.1	2.63	2.3	0.8	5	285				<15		16	11	0.051	
F3: Hønefossen	31.05.2010	6.87	2.24	0.8	<0.8	3	270					3.08	23	20	0.06	
F3: Hønefossen	01.07.2010	7.01	2.79	4.3	<0.6	4	325					2.94	14	9	0.042	
F3: Hønefossen	17.08.2010	7.04	2.44	2.3	<0.8	7	250					3.44	11	6	0.051	
F3: Hønefossen	09.09.2010	6.86	2.61	1.2	<0.8	5	285					4.47	19	14	0.069	
F3: Hønefossen	06.10.2010	6.89	2.3	1.2	<0.4	5	295					4.33	22	12	0.081	
F3: Hønefossen	24.11.2010	6.81	3.06	0.8	<0.4	3	320					2.93	18	12	0.055	
F3: Hønefossen	22.12.2010	7.08	3.27	0.7	<0.8	4	420					2.85	13	10	0.046	
F3: Hønefossen	27.01.2011	7.58	6.92	3	1.8	5	325					3.4	<5	<5	0.044	
H1: Viul	11.02.2010	7.29	4.58	<0.8	<0.8	3	495		3.8	8			14	9	0.037	
H1: Viul	23.03.2010	7.13	4.77	<0.8	<0.8	2	505				<15		17	17	0.04	
H1: Viul	09.05.2010	7.46	5.12	2.8	1.5	3	550				<15		17	8	0.041	
H1: Viul	31.05.2010	7.29	4.64	<0.8	<0.8	3	505					3.53	20	11	0.044	
H1: Viul	01.07.2010	7.32	4.71	11.3	<0.6	4	520					3.2	20	11	0.038	
H1: Viul	17.08.2010	7.48	4.54	1.3	0.8	6	445					3.25	9	<5	0.046	
H1: Viul	09.09.2010	7.18	4.62	<0.6	<0.6	18	450					3.12	14	7	0.037	
H1: Viul	06.10.2010	7.24	4.58	0.6	<0.4	1	520					3.32	13	<5	0.039	
H1: Viul	24.11.2010	7.27	4.63	0.8	<0.4	3	540					3.23	14	10	0.038	
H1: Viul	22.12.2010	7.25	4.53	<0.8	<0.8	2	545					3.21	13	8	0.041	
H1: Viul	27.01.2011	7.51	4.61	2	1	3	295					3	8	<5	0.039	
H3: Lundstadfossen	11.02.2010	7.31	4.81	<0.8	<0.8	3	505		3.8	9			16	10	0.033	
H3: Lundstadfossen	23.03.2010	7.19	4.87	0.9	<0.8	3	515				<15		15	11	0.04	
H3: Lundstadfossen	09.05.2010	7.45	5.63	1.3	<0.8	3	565				<15		16	6	0.043	
H3: Lundstadfossen	31.05.2010	7.34	5.37	0.8	<0.8	3	545					3.37	19	11	0.039	
H3: Lundstadfossen	01.07.2010	7.31	4.81	<0.8	<0.6	4	535					3.42	15	8	0.038	
H3: Lundstadfossen	17.08.2010	7.43	4.62	<0.8	<0.8	3	445					3.48	7	<5	0.041	
H3: Lundstadfossen	09.09.2010	7.24	6.24	1.69	<0.6	16	495					3.57	11	<5	0.036	
H3: Lundstadfossen	06.10.2010	7.3	4.68	0.5	<0.4	2	540					3.1	13	<5	0.04	
H3: Lundstadfossen	24.11.2010	7.33	4.83	0.9	0.4	4	535					2.97	13	8	0.036	
H3: Lundstadfossen	22.12.2010	7.32	5.71	1.7	<0.8	3	595					3.41	23	13	0.045	
H3: Lundstadfossen	27.01.2011	6.97	2.96	2.4	0.8	6	530					3.8	<5	<5	0.043	
Tyri fjorden	22.06.2010					3	400	260								0.86
Tyri fjorden	15.07.2010	7.2	4.1	0.5	<0.4	3	375	245				3.01	15	7	0.04	
Tyri fjorden	12.08.2010					3	385	265								2.2
Tyri fjorden	30.09.2010					5	400	240								1.3
Tyri fjorden	20.10.2010					2	425	270								0.82

Vedlegg B. Bunndyrtaksa

TaxaGroup	Latinsk navn	Follum oppstrøms	Follum	Hønefoss bru	Huhtamaki oppstrøms	Huhtamaki	Lundstadfossen
Bivalvia	Bivalvia	32	128		8	176	
Bivalvia	Sphaeriidae	32	128		8	176	
Coleoptera	Elmidae indet lv	176	64		368	8	24
Coleoptera	Elmis aena ad	16	96				
Coleoptera	Elmis aena lv	32			24		8
Coleoptera	Limnius volckmari ad		16		1		
Crustacea	Asellus aquaticus	56	672	10		128	
Crustacea	Crustacea	56	672	10		128	
Diptera	Ceratopogonidae	4	48			8	
Diptera	Chironomidae	1768	3840	112	2352	784	2160
Diptera	Diptera	1779	3892	112	2440	802	2648
Diptera	Diptera indet	3			16		
Diptera	Limoniidae/Pediciidae indet	2			32	2	8
Diptera	Psychodidae indet					8	
Diptera	Simuliidae	2			40		480
Diptera	Tipulidae indet		4				
Ephemeroptera	Alainites muticus	1					32
Ephemeroptera	Baetis rhodani	6		2	784	48	1664
Ephemeroptera	Baetis sp				10	2	12
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum		6				
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata	6		4	12		48
Ephemeroptera	Ephemeroptera	60	62	10	844	50	2028
Ephemeroptera	Heptagenia dalearlica				6		192
Ephemeroptera	Heptagenia sp				24		
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	4	32		8		24
Ephemeroptera	Heptageniidae indet			2			56
Ephemeroptera	Kageronia fuscogrisea	10		2			
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet	20	24				
Ephemeroptera	Nigrobaetis digitatus	1					
Gastropoda	Ancylus fluviatilis				12		
Gastropoda	Gastropoda	10		4	12		
Gastropoda	Radix labiata	10		4			
Hirudinea	Erpobdella sp	10	20	4	1	2	
Hirudinea	Hirudinea	10	20	4	1	2	
Hydrachnidia	Hydrachnidia	6		1	16		2
Nematomorpha	Nematomorpha	16	32				
Odonata	Corduliidae		2				
Odonata	Odonata		2				
Oligochaeta	Oligochaeta	168	264	24	112	288	64
Plecoptera	Brachyptera risi						208
Plecoptera	Isoperla grammatica				32		22
Plecoptera	Isoperla sp	5			24		24
Plecoptera	Leuctra sp	4			8		16
Plecoptera	Plecoptera	9			64		270
Trichoptera	Agapetus ochripes			1	24		
Trichoptera	Hydropsyche angustipennis			2			2
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula				16		16
Trichoptera	Hydropsyche siltalai				8		
Trichoptera	Hydropsyche sp				136		88
Trichoptera	Hydroptila sp		12		3	8	
Trichoptera	Ithytrichia sp	4					
Trichoptera	Lepidostoma hirtum	40	16	2	4	8	4
Trichoptera	Leptoceridae indet	10	64	1	8		
Trichoptera	Limnephilidae indet		80		2	16	
Trichoptera	Mystacides sp	1	28				
Trichoptera	Polycentropodidae indet				1		
Trichoptera	Psychomyia pusilla				1		
Trichoptera	Rhyacophila nubila				20		56
Trichoptera	Rhyacophila sp				48		28
Trichoptera	Tinodes waeneri		6				
Trichoptera	Trichoptera	55	206	6	271	32	194

Vedlegg C. Begroingstaksa

Taksa	F1;2010	F2;2003	F2;2010	F3;2003	F3;2010	H1;2010	H2;2010	H3;2010
Cyanobakterier								
Calothrix spp.	xxx		X		x		x	
Capsosira brebisonii		3						
Chamaesiphon confervicola						x		x
Chamaesiphon fuscus				xx				
Chamaesiphon rostafinskii	x					x	x	x
Chroococcus spp.		x						
Clastidium setigerum		xx				x	x	
Coleodesmium sagarmathae		x		x				
Cyanophanon mirabile						xx		
Dichothrix orsiniana	<1							
Hammatoidea normanni				x				
Homoeothrix spp.			Xx	x				xx
Leptolyngbya spp.		xx		2				
Merismopedia elegans								x
Nostoc spp.						<1		
Oscillatoria acutissima		xx						
Oscillatoria spp.					x			
Phormidium sp1 (3-4u,l/b<1)		xxx						
Phormidium spp.	x	10	X	20				x
Pleurocapsa minor		3						
Rivularia biasolettiana						<1	<1	20
Stigonema mamillosum	1					xxx		<1
Tolypothrix distorta			5			5	<1	
Tolypothrix saviczii								3
Uidentifiserte coccale blågrønnalger		xx		x	x			
Uidentifiserte trichale blågrønnalger		x		2				
Grønnalger								
Bulbochaete spp.	7	x	Xx		xx	1	xxx	
Chaetophora spp.			<1					
Cosmarium spp.		xx			x		x	x
Microspora amoena								xx
Mougeotia a (6 -12u)	x		X	x	x			
Mougeotia a/b (10-18u)				x	x			
Mougeotia b (15-21u,korte celler)	x							
Mougeotia b2 (18-21μ, 10-20pyr, L/B:10)			<1					

Taksa	F1;2010	F2;2003	F2;2010	F3;2003	F3;2010	H1;2010	H2;2010	H3;2010
Mougeotia d (25-30u)		xx						xxx
Mougotia a2 (3-7u)				x				
Oedogonium a (5-11u)	xx	x	1		xx	xx	x	x
Oedogonium b (13-18u)	xxx	x	X	x	xx		xxx	x
Oedogonium c (23-28u)	14	1	3		15	2	11	1
Oedogonium d (29-32u)							x	
Oedogonium e (35-43u)	x							x
Spirogyra a (20-42u,1K,L)	x							
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)							30	
Stigeochlonium spp.							xxx	
Teilingia excavatum				x				
Uidentifiserte coccale grønnalger		xxx		x			xxx	<1
Zygnema b (22-25u)	xxx				x	40	x	20
Kiselalger								
Achnanthes minutissima		x						
Achnanthes spp.				x				
Cymatopleura solea				x				
Cymbella cesatii				x				
Cymbella spp.				xx				
Cymbella ventricosa								
Diatoma tenuis				x				
Didymosphenia geminata			X				5	xxx
Eunotia spp.				x				
Fragilaria spp.		x						
Fragilaria ulna		xx		xx				
Frustulia rhomboides var. saxonica				x				
Gomphonema acuminatum var. coronata				x				
Gomphonema constrictum		xx		xx				
Gomphonema spp.		x						
Navicula cryptocephala		xx						
Navicula spp.		xx		x				
Pinnularia spp.		x						
Synedra rumpens		xx						
Tabellaria fenestrata		xx						
Tabellaria flocculosa	xxx	xx	xxx	xx	xxx	xx	xx	xx
Uidentifiserte pennate	<1		xxx		xxx			
Rødalger								

Taksa	F1;2010	F2;2003	F2;2010	F3;2003	F3;2010	H1;2010	H2;2010	H3;2010
Audouinella hermannii							x	
Batrachospermum gelationsum				30	<1		1	<1
Batrachospermum spp.	20		1					
Lemanea fluviatilis								<1
Lemanea spp.						x		
Nedbrytere								
Bakterier, trådformede		x		xx				
Ciliater, uidentifiserte		x		x				
Jern/mangan bakterier, aggregater				xx				
Jern/mangan bakterier, trådformede				20				
Ophrydium versatile	<1				<1			
Sopp, hyfer uidentifiserte			xxx		xxx			xx
Vorticella spp		x						

Vedlegg D. Vannkjemi ved burforsøk

Resultater av vannprøver fra Burforsøk (26. april – 9. mai 2011) ved stasjonene 1, 2 og 3 sammen med resultater fra utløp kjølevann og samleprøve utslipp (renseanlegg). Beregnede verdier er merket med *

		26.04.2011		30.04.2011			02.05.2011		04.05.2011		06.05.2011		26. apr - 2. mai
		Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 2	Utløp kjølevann	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 1	Stasjon 2	samleprøve utslipp
pH	pH	6,76	6,81	6,86	6,87	6,92	6,88	6,91	6,82	6,9	6,85	6,91	8,1
Ledningsevne	mS/m	2,23	2,25										
Alkalitet	mmol/L	0,122	0,125										
Turbiditet	FNU	0,5	0,51										
Nitrat (NO ₃ -N)	µg N/L	160	160										
Totalt organisk karbon (TOC)	mg C/L	2,6	2,6	2,6	2,7	3,0	3	2,7	2,6	2,8	2,6	2,7	86
Klor (Cl)	mg/L	0,86	0,93										
Sulfat (SO ₄)	mg/L	2,14	2,19										
Aluminium (Al) - total	µg/L	46,6	46,2	39	160	62	58	49	40	42	39	41	1360
Al - Kolloidalt *	µg/L	32,6	33,2	28	144	47	47	40	29	32	28	30	
Al - reaktivt	µg/L	14	13	11	16	15	11	9	11	10	11	11	
Al - Ikke labilt	µg/L	6	<5	9	10	10	7	8	<5	<5	<5	<5	
Al - labilt *	µg/L	8	-	2	6	5	4	1	-	-	-	-	
Kalsium (Ca)	mg/L	2,33	2,36	2,21	2,29	2,38	2,3	2,26	2,43	2,46	2,41	2,53	54,2
Kobber (Cu)	µg/L	0,37	0,363										
Jern (Fe)	µg/L	34	37										
Kalium (K)	mg/L	0,33	0,34										
Magnesium (Mg)	mg/L	0,48	0,5										
Mangang (Mn)	µg/L	6,74	7,04										
Natrium (Na)	mg/L	0,78	0,81										
Hardhet *	mg/L	7,8	8,0	5,5	5,7		5,7		6,1	6,1	6,0	6,3	
ANC *	µekv/L	118	119										

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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no