

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE
LFI-UNIFOB
UNIVERSITETET I BERGEN
Rapport nr. 131

Konsekvensvurdering av utslipp av aluminiumskimmings til Ytredalselva, Høyanger kommune, i januar 2005 - undersøkelser av fisk, bunndyr og vannkjemi



Sven-Erik Gabrielsen, Bjørn T. Barlaup, Godtfred Anker Halvorsen og
Espen Lydersen

Etter oppdrag fra Gjensidige Nor
Bergen, mai 2005

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE**LFI-UNIFOB****UNIVERSITETET I BERGEN****ALLÉGT. 41****5007 BERGEN****TELEFON: 55 582228****TELEFAX: 55 589674****ISSN NR:**

ISSN-0801-9576

LFI-RAPPORT NR:

131

TITTEL: Konsekvensvurdering av utslipp av aluminiumskimmings til Ytredalselva, Høyanger kommune, i januar 2005 – undersøkelser av fisk, bunndyr og vannkjemi**DATO:**

26.05.05

FORFATTERE:Sven-Erik Gabrielsen¹, Bjørn T. Barlaup¹, Godtfred Anker Halvorsen¹ og Espen Lydersen²**GEOGRAFISK OMRÅDE:**

Sogn og Fjordane

¹ LFI-UNIFOB, Universitetet i Bergen² Norsk institutt for vannforskning**OPPDRAKSGIVER:**

Gjensidige Nor

ANTALL SIDER: 29

UTDRAG: Etter et utslipp av aluminiumskimming i Ytredalselva, Høyanger kommune, januar 2005, ble det utført undersøkelser av effekter av dette utslippet på ungfisk, bunndyr og vannkjemi. Disse undersøkelsene ble sammenlignet med relevante resultater fra tidligere undersøkelser i vassdraget. Det ble ikke dokumentert negative effekter på tettheter av ungfisk av laks og aure. For bunndyrsamfunnet var det ikke mulig å slå fast om de registrerte forskjellene skyldes utslipp eller naturlige forskjeller i leveområdene for bunndyrene. To arter døgnfluer kan imidlertid ha fått reduserte populasjoner som følge av utslippet. De vannkjemiske undersøkelsene kan ikke dokumentere noen vannkemiske endringer i vassdraget som kan føres tilbake til utslippet av Al-skimmings. En samlet vurdering av de biologiske og vannkemiske undersøkelsene tilsier derfor at utslippet av Al-skimmingsen kun har hatt negative miljøeffekter i vassdraget i et svært begrenset området nær utslippspunktet.

EMNEORD:

Forurensning, miljøeffekter

FORSIDEFOTO: Elektrisk fiske av stasjon 4 i Ytredalselva.

Foto: Sveinung Hylland.

Forord

Den 4.1.2005 veltet en trailer og mistet deler av lasten ut i Ytredalselva, Høyanger kommune. Denne lasten var aluminiumskimming, og i elva ble det dannet farlig gass da vannet reagerte med stoffet. Dette førte til at noen personer i Vadheim måtte evakueres for en kort periode, samt at ni brann- og bergingsmannskap måtte til sykehus etter å ha vært i kontakt med gassen. På oppdrag fra Gjensidige Nor har Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Unifob, ved Universitetet i Bergen, utført undersøkelser av fisk, bunndyr og vannkjemi i forbindelse med dette utslippet. Feltarbeidet ble utført i februar, ca. en måned etter ulykken. Jon Anton Gladsø ved Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, har hjulpet oss med lokaliseringen av stasjonene i vassdraget og skaffet til veie kartgrunnlag brukt i denne rapporten. Vi vil takke Gjensidige Nor for oppdraget.

Sven-Erik Gabrielsen

Prosjektansvarlig, LFI, Unifob

INNHOOLD

Sammendrag	5
1.0 Bakgrunn og hensikt	6
1.1 Områdebeskrivelse.....	6
2.0 Metoder.....	8
2.1 Fiskebiologiske undersøkelser	8
2.2 Gjelleprøver av laks	8
2.2 Undersøkelser av bunndyr	8
2.3 Vannprøver	8
3.0 Resultater	9
3.1 Fiskeundersøkelser.....	9
3.1.1 Ungfisktettheter av laks og aure	9
3.1.2 Lengdefordeling og alder.....	10
3.1.3 Resultatene sammenlignet med tidligere undersøkelser	11
3.1.4 Andeler av laks og aure nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet	13
3.2 Bunndyrundersøkelser	14
3.2.1 Bunndyrsamfunnet en måned etter utslipp	14
3.2.2. Sammenligning med tidligere bunndyrundersøkelser.....	18
3.3 Vannkvalitet.....	18
4.0 Konklusjon.....	20
4.1 Tettheter av fisk	20
4.2 Bunndyr	20
4.3 Vannkvalitet.....	20
5.0 Litteratur	21
Vedlegg 1.....	22
Vedlegg 2.....	23

Sammendrag

Det ble utført undersøkelser av fisk, bunndyr og vannkjemi i Ytredalselva, Høyanger kommune, februar 2005 i forbindelse med et utslipp av aluminiumskimmings i elva i januar. Bakgrunnen for undersøkelsene var at Fylkesmannen vurderte utslippet til å utgjøre en fare for forurensning av vassdraget, samt at Kystdirektoratet vurderte utslippet til å være en ikke ubetydelig forurensning. Det var derfor behov for dokumentasjon for å slå fast om, og i tilfelle i hvilket omfang, utslippet har ført til skade på miljøet i Ytredalselva.

Et standard elektrisk fiske ble utført på fire stasjoner i elva for å undersøke effektene av utslippet på tettheter av ungfisk av laks og aure. To av disse stasjonene lå nedstrøms utslippspunktet, mens to lå oppstrøms. Disse stasjonene er også undersøkt ved tidligere registreringer av tettheter av ungfisk i vassdraget. Det ble ikke påvist negative effekter på tettheter av fisk nedstrøms utslippet av aluminiumslag i Ytredalselva sammenlignet med tettheter registrert ved tidligere undersøkelser.

Til undersøkelsen av bunndyr ble det samlet inn 20 roteprøver (kvalitative sparkeprøver) på de samme områdene som for ungfiskundersøkelsen, samt at det ble samlet inn 5 prøver på selve utslippslokaliteten. Et utvalg av prøvene ble sortert og bunndyrene identifisert på laboratoriet, og er sammenlignet med resultater fra tidligere bunndyr undersøkelser. Det ble registrert forskjell i bunndyrsamfunnet mellom området oppstrøms vs. nedstrøms utslippspunktet en måned etter trailerverelven. Imidlertid var det umulig med våre data å slå fast om disse forskjellene skyldes utslippet eller om de skyldes naturlige forskjeller i leveområdene for bunndyrene i elva. To arter (døgnfluen *Baetis niger* og vårfluen *Polycentropus flavomaculatus*) kan imidlertid ha fått reduserte populasjoner som følge av utslippet.

Det ble tatt vannprøver på 2 stasjoner nedstrøms utslippspunktet og en vannprøve rett oppstrøms. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane var i vassdraget kort tid etter ulykken og tok en vannprøve nedstrøms utslippspunktet. De vannkemiske undersøkelsene kan ikke dokumentere noen vannkemiske endringer i vassdraget som kan tilbakeføres til utslippet av Al-skimmings.

En samlet vurdering av de biologiske og vannkemiske undersøkelsene tilsier derfor at utslippet av Al-skimmingsen kun har hatt negative miljøeffekter i vassdraget i et svært begrenset området nær utslippspunktet.

1.0 Bakgrunn og hensikt

Den 4.1.2005 kjørte et vogntog lastet med aluminiumslag (handelsnavn: Aluminium skimmings) av vegen på E 39 i Vadheim, Høyanger kommune. 26 tonn av lasten havnet i og ved Ytredalselva. I forbindelse med dette trafikkuhellet og utslippet, ble Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), UNIFOB, UiB kontaktet av Gjensidige Nor den 28.1.2005 med forespørsel om å utføre undersøkelser av fisk og bunndyr i vassdraget. Grunnen til dette var at Fylkesmannen vurderte utslippet til å utgjøre en fare for forurensning av vassdraget. Det var behov for dokumentasjon for å slå fast om, og i tilfelle i hvilket omfang, utslippet har ført til skade på miljøet i Ytredalselva. Kystdirektoratet vurderte utslippet til å være en ikke ubetydelig forurensning, jf. forurensningsloven § 78 tredje ledd.

Hensikten med undersøkelsene var å avdekke om utslippet hadde hatt en negativ effekt på tettheter av fisk og sammensetning av bunndyr i vassdraget. Det ble derfor utført undersøkelser av bunndyr, vannkjemi og ungfisk av laks og aure på områder benyttet i tidligere undersøkelser av vassdraget (Gladsø & Hylland 2004, Hellen et al. 2000, Urdal & Hellen 1999).

1.1 Områdebeskrivelse

Ytredalselva har et naturlig nedbørfelt på 42,1 km², og ligger i Gaular og Høyanger kommune. Nedbørfeltet går opp mot 1000 moh, og omlag 3 km² av den nordøstlige delen av feltet er overført til Hovlandsvassdraget (Høyangerreguleringen). Berggrunnen i nedbørfeltet består vesentlig av gneis. Nedbørfeltet har et kystnært klima med milde vintre og kjølige somrer. Årsnedbøren varierer fra ca. 2000 mm i nedre del til ca. 2500 mm i øvre del av nedbørfeltet, med en spesifikk avrenning på 65-70 l/s km². Dette gir en middelvannføring på 2,7 m³/s. Lakseførende strekning er på litt over 9 km, inkludert Dregebøvatnet (1,2 km) og Ykslandsvatnet (2,7 km).



Figur 1. Lokalisering av stasjoner for elektrisk fiske (st. 1-4) i Ytredalselva februar 2005. Bunndyr er samlet inn fra samtlige stasjoner og ved utslippspunktet. Bunndyrprøver fra stasjonene 2 og 3, samt ved utslippspunktet er analysert og benyttet i undersøkelsen. Vannprøver ble tatt på stasjon 1, stasjon 2, og ca. 50 m oppstrøms utslippspunktet.

2.0 Metoder

2.1 Fiskebiologiske undersøkelser

Det ble utført et standard elektrisk fiske (Bohlin et al. 1989) den 2.2.2005 på et stasjonsnett benyttet ved tidligere undersøkelser (Gladsø & Hylland 2004, Hellen et al. 2000, Urdal & Hellen 1999) (**figur 1**). I Ytredalselva omfatter stasjonsnettet 5 stasjoner, men siden den øverste stasjonen ikke hadde relevans for denne undersøkelsen, ble det kun utført et elektrisk fiske på fire av stasjonene. To av disse stasjonene har beliggenhet nedstrøms utslippspunktet, mens to ligger oppstrøms. I tillegg ble det utført et begrenset kvalitativt fiske (50 m²) rett nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet. All innsamlet fisk ble artsbestemt og frosset ned for senere lengdemålinger og aldersbestemmelse. Det elektriske fisket gav estimater for tetthetene av ungfisk på de ulike stasjonene. Resultatene er sammenlignet med tidligere undersøkelser av ungfiskbestandene (Gladsø & Hylland 2004, Hellen et al. 2000, Urdal & Hellen 1999).

2.2 Gjelleprøver av laks

Det ble tatt gjelleprøver av fem laks som ble fanget ca. 100-200 meter nedstrøms utslippspunktet. Andre gjellebue på fiskens høyre side ble dissekert ut, lagt på forhåndsveide, syrevaska telleglass. Prøvene ble sendt Seksjon for Miljøkjemi, Institutt for plante- og miljøvitenskap ved Norges Landbrukshøgskole, som utførte en kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene. Dette blir gjort ved først å frysetørre gjellene, veie og deretter oppslutte dem i 10 % HNO₃. Aluminiumskonsentrasjonen blir målt i ICP, og er angitt som mengde aluminium (µg) per gram gjelle i tørrvekt.

2.2 Undersøkelser av bunndyr

Det ble samlet inn 20 roteprøver i de samme områdene som omfattes av ungfiskundersøkelsene, samt 5 prøver ved utslippspunktet (dvs. totalt 25 roteprøver). Prøvene er kvalitative sparkeprøver (Frost et al. 1971), samlet i hov med 250 µm maskevidde og konserverte på etanol. Etter avtale med Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, ble fire prøver analysert fra St. 3 oppstrøms utslippspunktet (trailervekten), 4 prøver nær utslippspunktet (ca. 50 m nedstrøms trailervekten), og 4 prøver fra St. 2 - ca. 200 m nedstrøms trailervekten. Prøvene ble sortert under lupe.

2.3 Vannprøver

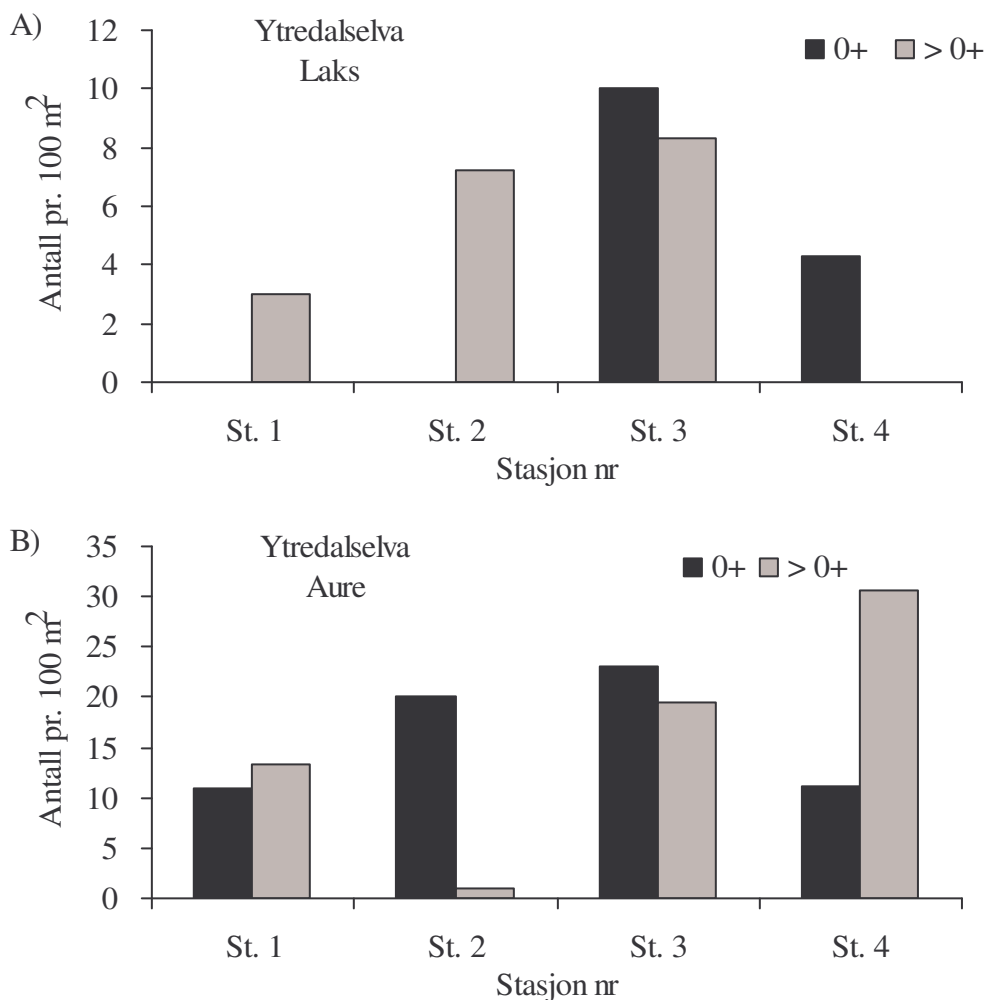
Om kvelden, etter at ulykken hadde inntruffet den 4.1.2005 tok Fylkesmannens miljøvernavdeling en vannprøve i nedre del av vassdraget. Ved gjennomføringen av feltarbeidet den 2.2.2005 ble det så tatt vannprøver på tre lokaliteter i Ytredalselva. Hensikten med prøvetakingen i februar var å avdekke om det fremdeles var spor av utslippet i vannet. Som referanse ble den ene vannprøven tatt oppstrøms utslippet. Vannprøvene ble analysert av Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).

3.0 Resultater

3.1 Fiskeundersøkelser

3.1.1 Ungfisktettheter av laks og aure

På de fire stasjonene ble det fanget totalt 22 lakseunger og 96 aureunger. Det ble ikke registrert ensomrig laks nedstrøms utslippspunktet, dvs. på stasjonene 1 og 2, og det ble ikke fanget eldre laks på stasjon 4. Det ble registrert ensomrig og eldre aure på samtlige stasjoner. Den gjennomsnittlige tettheten av ensomrig laks på stasjonene 3 og 4 var 7,2 individer (sd = 4,0) pr. 100 m². For eldre laks var den gjennomsnittlige tettheten på stasjonene 1,2 og 3,4 hhv. 5,1 (sd = 3,0) og 4,2 (sd = 5,9) individer pr. 100 m². Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure på stasjonene 1,2 og 3,4 var hhv. 15,5 (sd = 6,4) og 17,1 (sd = 8,5) individer pr. 100 m², og tilsvarende for eldre aure var 7,2 (sd = 8,7) og 25,1 (sd = 7,9) individer pr. 100 m² (**Figur 2**).

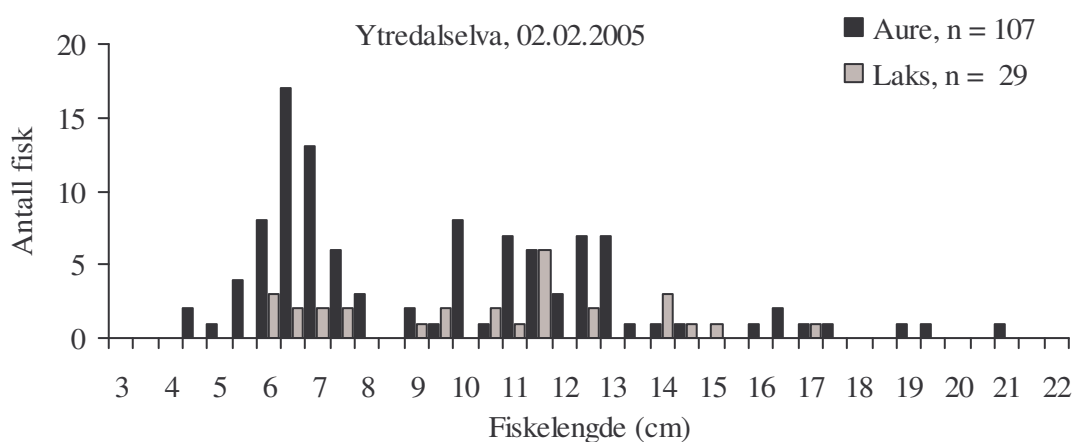


Figur 2. Estimerte tettheter av A) laks og B) aure på de fire undersøkte stasjonene i Ytredalselva 2.2.2005. Sorte søyler er ensomrig fisk (0+) og grå søyler er eldre fisk (>0+).

3.1.2 Lengdefordeling og alder

Lengdefordelingen av laks tatt i Ytredalselva februar 2005 er vist i **Figur 3** og aldersbestemt materiale i **Tabell 1**. I dette materialet er det òg tatt med 7 laks samlet inn kvalitativt utenom stasjonene. Materialet tilsier at laksen var om lag 6,7 cm etter første vekstsesong, 10,9 cm etter andre og 14,2 cm etter tredje vekstsesong. I tillegg ble det fanget en firesomrig laks på 17,0 cm. Aldersanalysen er beheftet med usikkerhet grunnet et lavt antall fisk.

Lengdefordelingen av aure tatt i Ytredalselva februar 2005 er vist i **Figur 3** og aldersbestemt materiale i **Tabell 2**. Materialet tilsier at auren var om lag 6,7 cm etter første vekstsesong, 11,5 cm etter andre og 16,2 cm etter tredje vekstsesong. Aldersanalysen av auren etter tre vekstsesonger er beheftet med usikkerhet grunnet et lavt antall fisk. I tillegg ble det fanget tre firesomrige aure som hadde en gjennomsnittlig lengde på 17,4 (sd = 1,5) cm og to femsomrige aure på 19,7 og 21,3 cm. Tilsvarende vekstforløp for ungfisk av laks og aure i Ytredalselva er registrert ved tidligere undersøkelser (Gladsø & Hylland 2004, Hellen et al. 2000, Urdal & Hellen 1999).



Figur 3. Lengdefordeling av aure (sorte søyler) og laks (grå søyler) tatt på de fire el. fiske stasjonene i Ytredalselva februar 2005.

Tabell 1. Gjennomsnittlig lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av laks fanget i Ytredalselva den 2.2.2005. Data basert på aldersanalyse av otolitter.

Alder	Gjennomsnittlig lengde	Standard avvik	Antall
Ensomrig (0+)	6,7	0,5	8
Tosomrig (1+)	10,9	1,3	14
Tresomrig (2+)	14,2	0,9	6

Tabell 2. Gjennomsnittlig lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure fanget i Ytredalselva den 2.2.2005. Data basert på aldersanalyse av otolitter.

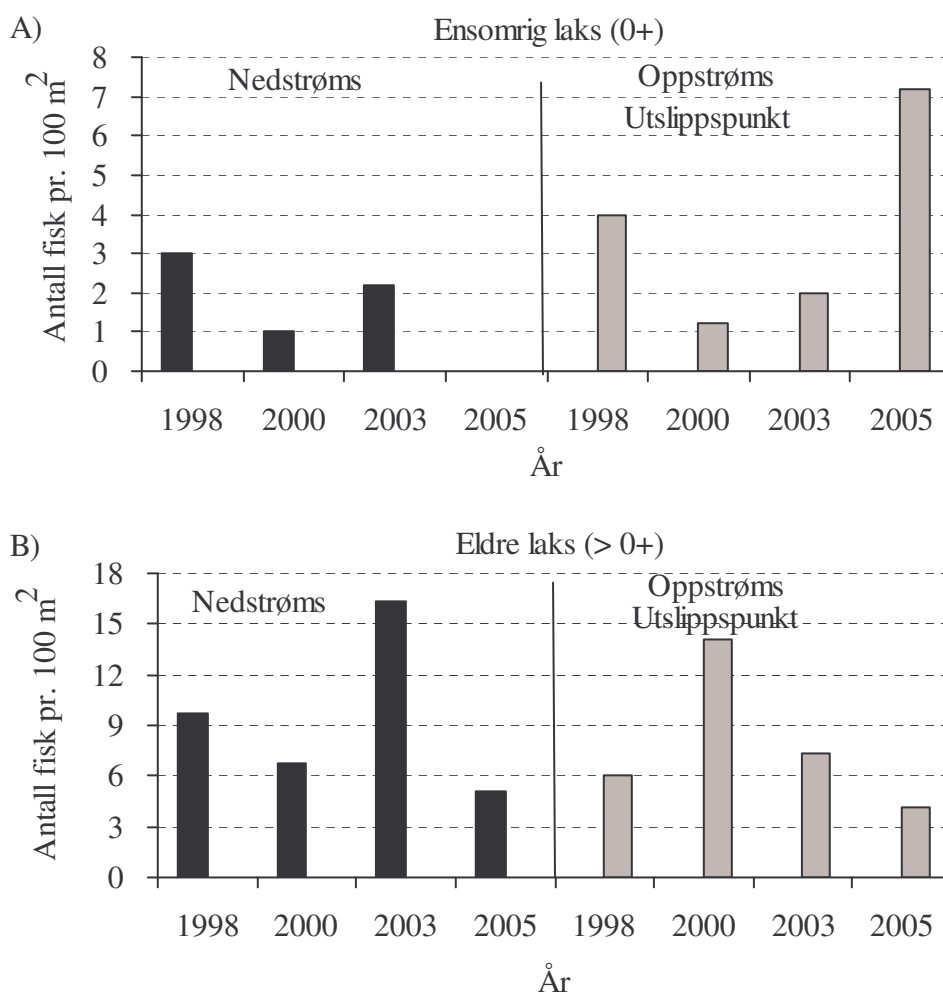
Alder	Gjennomsnittlig lengde	Standard avvik	Antall
Ensomrig (0+)	6,7	0,7	51
Tosomrig (1+)	11,5	1,6	47
Tresomrig (2+)	16,2	2,1	4

3.1.3 Resultatene sammenlignet med tidligere undersøkelser

Eventuelle effekter av utslippet på ungfiskbestandene av laks og aure kan kun gjøres ved å sammenligne våre resultater med tidligere undersøkelser fra de samme områdene. Som tidligere nevnt har det vært utført fiskebiologiske undersøkelser på de samme stasjonene i 1999, 2000 og i 2003. Det mest formålstjenelige var derfor å sammenligne tetthetene av gruppene ensomrig og eldre laks og aure nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet med disse undersøkelsene. Stasjonene 1 og 2 ligger nedstrøms utslippspunktet, mens stasjonene 3 og 4 ligger oppstrøms, og disse er benyttet for å avdekke eventuelle målbare effekter på tettheter av fisk grunnet utslippet.

Laks

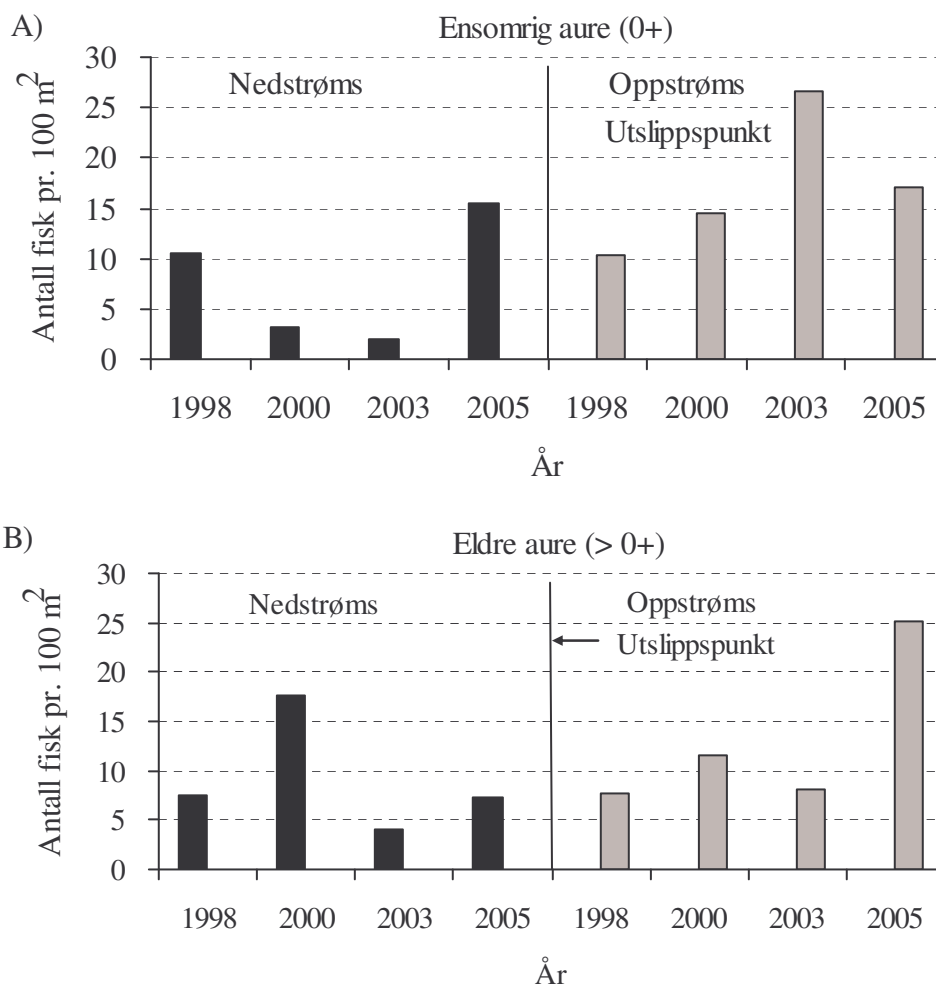
Tetthetene av ensomrig laks har vært svært lave i området både nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet i årene 1999, 2000, 2003 og våre undersøkelser i 2005 (**figur 4a**). For eldre laks har tetthetene vært noe høyere, men de kan også sies å være lave (**figur 4b**). Av den grunn er det vanskelig å bruke laks til å si noe om utslippet har hatt en negativ effekt på tetthetene. Imidlertid viser resultatene fra 2005 at det ble funnet laks også nedstrøms utslippspunktet. Det er ved tidligere undersøkelser blitt påpekt at vannkvaliteten i Ytredalselva er påvirket av sur nedbør og derfor kan være en begrensning for surhetsømfintlige arter (Gladsø et al. 2004, Bjerknes et al. 1998). Verdierne for syrenøytraliserende kapasitet (ANC) har ved flere undersøkelsestidspunkt vært lavere enn tålegrensene for laks (Hesthagen et al. 2003, Lund et al. 2002,). Dette støttes av undersøkelser gjort på konsentrasjoner av aluminium på gjeller av laks. I 1997 ble det registrert et snitt på 42 (std = 12) µg aluminium pr. gram tørrvekt gjelle, mens tilsvarende i 1998 var 94 (std = 14) µg aluminium pr. gram tørrvekt gjelle (Bjerknes et al 1998). Resultatene for 2005 viser svært høye konsentrasjoner med et snitt på 270 (std = 73) µg aluminium pr. gram tørrvekt gjelle. Dette skyldes trolig en omfattende sjøsaltepisode registrert på vestlandet i januar/februar, og ikke utslippet (se vedlegg 2). Videre er det blitt påpekt at produksjonen av laks kan være begrenset av et lavt antall gytefisk (Hellen et al. 2001).



Figur 4. Gjennomsnittlige tettheter av A) ensomrig laks (0+) og B) eldre laks (> 0+) på fire el. fiske stasjoner i Ytredalselva i årene 1998, 2000, 2003 og 2005. Sorte søyler er stasjonene 1 og 2 som ligger nedstrøms utslippspunktet, mens grå søyler er stasjonene 3 og 4 som ligger oppstrøms utslippspunktet.

Aure

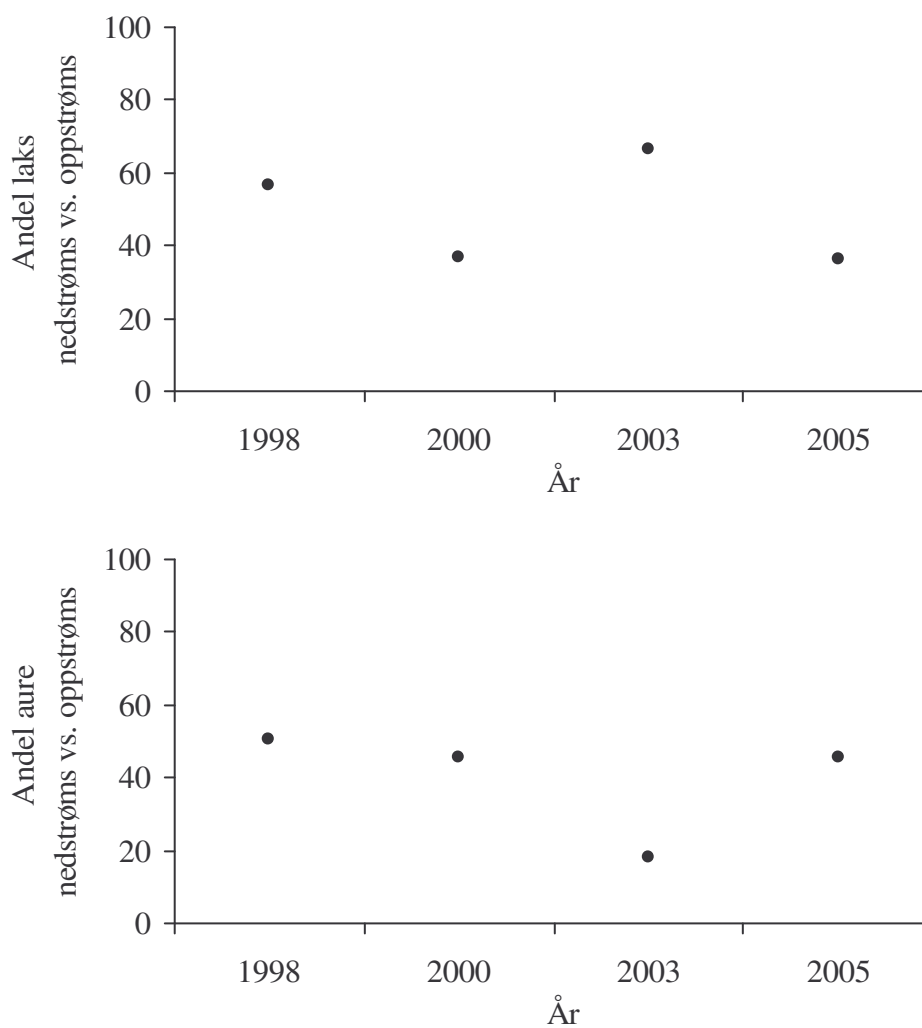
Tetthetene av ensomrig aure har i de undersøkte årene variert relativt mye. Tetthetene av ensomrig aure registrert i 2005 er de høyeste tetthetene registrert nedstrøms utslippspunktet sammenlignet med tidligere undersøkelser (**figur 5a**). Tetthetene av ensomrig aure oppstrøms vs. nedstrøms utslippspunktet synes å være stabilt høyere for hvert enkelt undersøkelsesår. Også tetthetene av eldre aure nedstrøms utslippspunktet viser stor variasjon i de undersøkte årene (**figur 5b**). Våre undersøkelser ligger midt i mellom høyeste og laveste registrerte tetthet for perioden. Også tetthetene av eldre aure oppstrøms utslippspunktet har variert relativt mye i de undersøkte årene, med de laveste tetthetene registrert i 2003 og de høyeste i 2005 (våre undersøkelser) (**figur 5b**). Med bakgrunn i de registrerte tetthetene både nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet, synes det ikke å være noen målbare negative effekter av utslippet på tetthetene av aure nedstrøms utslippspunktet.



Figur 5. Gjennomsnittlige tettheter av A) ensomrig aure (0+) og B) eldre aure (> 0+) på fire el. fiske stasjoner i Ytredalselva i årene 1998, 2000, 2003 og 2005. Sorte søyler er stasjonene 1 og 2 som ligger nedstrøms utslippspunktet, mens grå søyler er stasjonene 3 og 4 som ligger oppstrøms utslippspunktet.

3.1.4 Andeler av laks og aure nedstrøms og oppstrøms utslippspunktet

Ved å sammenligne det totale antallet laks og aure fanget nedstrøms med tilsvarende registreringer oppstrøms utslippspunktet, kan endringer i andelene i disse to områdene synliggjøres. Dersom utslippet har ført til fiskedød, vil det føre til en lav andel fisk nedstrøms sammenlignet med oppstrøms utslippspunktet. En sammenligning av disse andelene i årene 1998, 2000, 2003 og 2005 er vist i **figur 6**. Resultatene viser at andelen av både laks og aure nedstrøms utslippspunktet i 2005 ligger innenfor resultatene for årene 1998, 2000, og 2003. Dette tilsier at det ikke er noen målbare effekter av utslippet på tetthetene av fisk nedstrøms utslippspunktet.

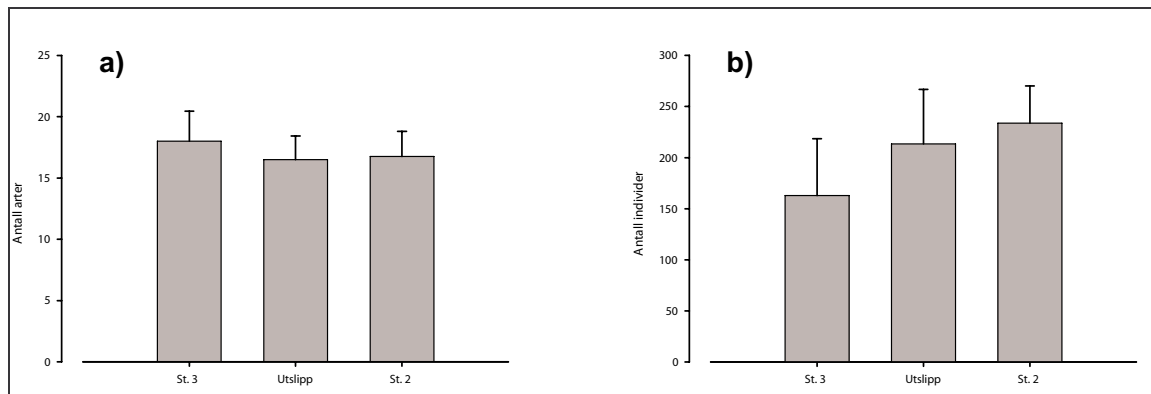


Figur 6. Andel av laks (øvre panel) og aure i prosent (nedre panel) nedstrøms utslippspunktet sammenlignet med andel oppstrøms utslippspunktet for årene 1998, 2000, 2003 og 2005 i Ytredalselva.

3.2 Bunndyrundersøkelser

3.2.1 Bunndyrsamfunnet en måned etter utslipp

Resultatene fra roteprøvene er vist i **Vedlegg 1**. Antall arter på de tre stasjonene er vist i **Figur 7a** og antall individer i roteprøvene er vist i **Figur 7b**.

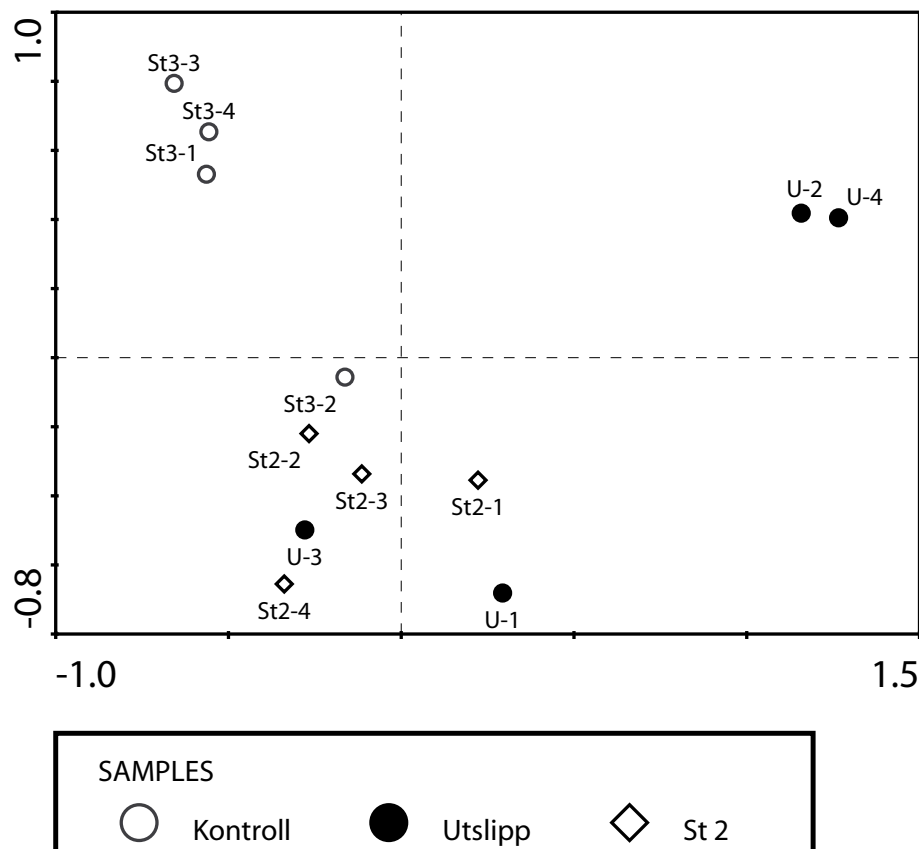


Figur 7. Antall arter og antall individer i sparkeprøvene på de tre lokalitetene i Ytredalselva den 2.2.2005. a) Antall arter og b) Antall individer. Stasjon 3 er kontroll-lokaliteten.

Det er ingen signifikante forskjeller mellom de tre lokalitetene, verken i antall arter eller i antall individer (Kruskal-Wallis test, $p \leq 0.05$). Eventuelle forskjeller i antall individer måtte imidlertid være svært store for at disse skulle oppdages, siden hver prøve har blitt sortert i en time. Dette fører til at et noenlunde likt antall individer vil bli plukket ut, såfremt ikke noen prøver er bortimot tomme for dyr.

Figur 8 viser resultatet fra en Principal Component analyse (PCA) av den totale bunnfaunaen på de tre lokalitetene i Ytredalselva. Dette er en indirekte ordinasjonsanalyse hvor alle forklaringsvariabler er ukjente. Den første vannrette aksene er summen av de variabler som forklarer mest av abundansvariasjonen. Den loddrette aksene representerer et sett med andre variabler som ikke er korrelert med den første aksene. Disse forklarer mindre av variasjonen i artsdataene. Artsdataene som er brukt i analysen er relativ abundans (% av totalen i prøven). Små individer av *Baetis* sp. i prøve 6 på St. 3 (Vedlegg 1) er ikke tatt med i analysen da disse kan tilhøre både *B. rhodani* og *B. niger*. Videre er *Leuctra hippopus* og *Leuctra* sp. slått sammen til *Leuctra* sp, Nemouridae indet., Plecoptera indet. og Polycentropodidae indet. er utelukket fra analysen for å redusere støy i matrisen. Artsdataene er kvadratrottransformert.

Figuren viser at prøvene grupperer seg etter lokalitet, men at det er noe overlapp. En av prøvene fra kontroll-lokaliteten (St. 3-2) plasserer seg sammen med prøvene fra St. 2 og 2 av prøvene fra rett nedstrøms utslippspunktet. Analysen indikerer at det er noe forskjell på fauna-sammensetningen ovenfor utslippet og nedenfor. Videre viser figuren at to av prøvene på utslippspunktet er forskjellige fra de andre.



Figur 8. Biplot av sparkeprøvene fra PCA i Ytredalselva.

For å undersøke dette nærmere gjorde vi en direkte ordinasjonsanalyse, Redundancy analyse (RDA), hvor vi brukte de samme artsdataene som i PCA, og inkluderte en variabel som beskriver påvirkningen på lokaliteten. Denne variabelen ble kodet som 0 på kontroll-lokaliteten (St. 3), og som 1 på lokaliteten like nedstrøms utslippet og på St. 2 lenger nede i elva. Analysen viste at det er en signifikant forskjell mellom lokalitetene nedenfor utslippet og kontroll-lokaliteten (Trace = 0.245, F-ratio 3.240, $p = 0.008$). Variabelen forklarer 24,5 % av variasjonen i artsdataene. Ser vi på hvilke arter det er som gir mest vekt i denne ordinasjonsanalysen (species score > 0.5), viser det seg at følgende arter minker nedenfor utslippspunktet: *Lepidostoma hirtum*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Elmis aenea*, *Baetis niger*, *Leptophlebia marginata*, *Hydroptila* sp. og *Amphinemura borealis*. Artene er listet opp etter minkende vekt i analysen.

Vårfluen *L. hirtum* minker på de berørte lokalitetene. Dette kan imidlertid også være en effekt av forskjellig habitat på lokalitetene. Kontroll-lokaliteten (St. 3) er en relativt sakteflytende strykstrekning mellom to vann, og det er mye mose og noe krypsiv på lokaliteten. Nedenfor utslippspunktet renner elva striere, den er steinete og har lite vegetasjon i bunnen. *L. hirtum* er fortrinnsvis knyttet til elver og bekker med mye vannvegetasjon.

P. flavomaculatus ble ikke funnet på de to berørte lokalitetene. Denne vårfluen er nett-spinnende og bygger ikke hus som *L. hirtum*, dvs. den er ikke så sterkt knyttet til vegetasjon i bunnen. Dette er en vanlig art i vestnorske elver. Den ble imidlertid funnet i lavt antall også på kontroll-lokaliteten (fra 0 til 1,4 % av totalen), så det er usikkert om fraværet skyldes utslippet. Ett individ av arten ble registrert i en roteprøve tatt av Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen på St. 1 nedstrøms St. 2, 15 timer etter utslippet (se **Tabell 3**). Arten er funnet i vassdraget i undersøkelser tidligere (Urdal & Hellen, 1999, Hellen et. al. 2001), men da i større mengder i de øvre delene av elva enn i de nedre partiene.

Billen *E. aenea* er også til stede i mindre antall nedenfor utslippet enn ovenfor. Larvene av denne arten er også fortrinnsvis knyttet til vannvegetasjon, og forskjellen mellom lokalitetene kan ikke med sikkerhet knyttes til utslippet.

Døgnfluen *B. niger* er den arten der det er sterkeste indikasjon på negative effekter av utslippet. Denne arten er helt fraværende på lokaliteten nær utslippet, men tilstede i alle prøvene på kontroll-lokaliteten og i 3 av 4 prøver på St. 2 lenger nedstrøms utslippspunktet. Også denne arten er fortrinnsvis knyttet til vegetasjon i elva. Imidlertid er habitatet rett nedstrøms utslippspunktet ganske likt habitatet på St. 2 lenger nede i elva, så her kan det se ut som om utslippet har hatt en effekt på arten.

To individer av døgnfluen *L. marginata* ble funnet ovenfor utslippet, og ingen nedenfor. Dette er sannsynligvis en effekt av habitatet. Stasjon 3 er en strykestrekning mellom 2 vann. Denne arten finnes både i rennende og stillestående vann, men er vanligst i sistnevnte, og finnes sjelden på lokaliteter med sterk strøm.

Vårfluen *Hydroptila* sp. er funnet med 2 individer på kontroll-lokaliteten og ikke nedenfor utslippet. Antallet individer er så lite at en ikke kan si noe om effekter av forurensing.

Steinfluen *A. borealis* ble funnet på alle lokaliteter, men den er mer tallrik på kontroll-lokaliteten. En eventuell effekt av utslippet kan ikke skilles fra en effekt av habitat.

Følgende arter øker nedenfor utslippet. De er listet opp i minkende betydning i RDA analysen (Ispecies score > 0.5): Empididae indet., *Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila nubila* og *Amphinemura sulcicollis*. Denne økningen er etter all sannsynlighet en følge av habitat og ikke av utslippet.

Tabell 3 viser resultatene fra en roteprøve på St. 1 lengst nede i elva tatt av Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen 15 timer etter utslippet. Denne ble tatt for å se på en eventuell umiddelbar dødelighet hos bunndyra.

Tabell 3. Levende og døde bunndyr i roteprøve på St. 1 femten timer etter utslippet.

Art	Levende individ	Døde individ
Ephemeroptera		
<i>Baetis rhodani</i>	10	1
<i>Heptagenia sulphurea</i>	3	
Plecoptera		
<i>Brachyptera risi</i>		1
<i>Isoperla</i> sp.	1	
<i>Leuctra</i> sp.	2	1
<i>Protonemura meyeri</i>		5
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1	
Trichoptera		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	
Diptera		
Simulidae indet.	1	
Sum	19	10

Tabellen viser at tre steinfluer bare ble registrert med døde individer, dvs. *B. risi*, *P. meyeri*, og *S. burmeisteri*. Ingen av disse er imidlertid borte fra lokalitetene nedstrøms utslippet en måned etter. Om disse artene var utsatt for en øyeblikkelig gifteffekt som følge av utslippet, ser det ikke ut til å ha hatt noen langtidsvirkning på populasjonene. En eventuell umiddelbar reduksjon av populasjonene vil bli visket bort med drift av dyr fra elva ovenfor utslippet.

3.2.2. Sammenligning med tidligere bunndyrundersøkelser

Bunndyrfaunaen i Ytredalselva har vært undersøkt tidligere i 1998 og 2000 (Urdal & Hellen 1998, Hellen et al. 2001), og våren 1999 i forbindelse med forsuringsproblemer under flomepisoder (Hindar et al. 2000). *B. niger* og *P. flavomaculatus* ble da registrert på lokaliteter som ligger nedstrøms utslippet i 2005, men i lavt antall. Ellers er det små forskjeller mellom de forskjellige undersøkelsene.

3.3 Vannkvalitet

Resultatene fra prøvetakingen av vannkjemi den 4.1.2005 og 2.2.2005 er gitt i **tabell 4**. Det er tatt vannprøver i vassdraget ved 2 ulike tidspunkter:

- 1) Samme kveld som utslippet fant sted, 4.1.05, hvor det ble tatt en prøve fra St. 1, nedstrøms utslippet.
- 2) 3 prøver tatt 2.2.05, fra St.1, St.2 og 50 m oppstrøms utslippet.

Basert på de vannkjemiske data som foreligger er det ingen indikasjon på at de vannkjemiske forhold i vassdraget har endret seg som en følge av utslippet, hvor en del av Al-skimmingen fortsatt lå igjen i vassdraget under prøvetakingen 2.2.2005. Sammenliknes de 3 prøvene som ble tatt 2.2.05 med den prøven som ble tatt på utslippsdagen (4.01.05), viser analysene høyere konsentrasjoner av Ca, Cl, Cu, Sr og Pb i prøven fra utslippsdagen. Selv konsentrasjonsøkningen av Cu til $\approx 9 \mu\text{g/L}$ er heller ikke betydelige i biologisk sammenheng, spesielt fordi det er lite som tyder på at dette konsentrasjonsnivået har vært til stede over lengre tid. Cu-kontaminering av denne prøven kan heller ikke utelukkes.

Makrokjemisk har Ca og Cl klart høyere konsentrasjoner i januar sammenliknet med i februar. Dette vil en primært anta skyldes at St.1 er lokalisert nærmest utløpet og derfor mest marint påvirket. Dette i kombinasjon med at det sannsynligvis har vært ulike hydrologiske forhold ved de to prøvetidspunktene, kan meget godt forklare de forskjellene som er målt. En normalt god positiv korrelasjon mellom Ca og Sr vil naturlig kunne forklare økningen i Sr når Ca også øker.

Hvis de vannkjemiske endringene som er registrert skyldes utslippet av Al-skimmingen, ville en forvente at flere andre stoffer fra Al-skimmingen ville ha manifestert seg i de samme vannkjemiske målingene. En tenker da i første omgang på økte konsentrasjoner av Na, K, Mg, Tot-N, P, S, Si, Mn og Al, samt en økning i pH. I et vannsystem med så liten pH-bufferkapasitet (pH: 5,4-5,5 og lav TOC), ville ammoniakkdannelsen fra Al-skimmingen lett ha påvirket pH, samt bidratt til økning i total-N. Fordi dette ikke er påvist, samt at det ikke kan dokumenteres målbare økninger i de ovenfor nevnte komponenter nedstrøms utslippspunktet, må en konkludere med at utslippet av Al-skimmingen ikke har medført vannkjemisk effekter i vassdraget, med unntak av helt lokalt (nær utslippspunktet) hvor biologiske effekter trolig kan ha funnet sted.

Tabell 4. Vannprøver tatt i Ytredalselva 4.1.2005 og 2.2.2005

Parameter:	Lokalitet:			
	Stasjon 1 (4.1.2005)	Stasjon 1 (2.2.2005)	Stasjon 2 (2.2.2005)	50 m oppstr. utslippspunktet (2.2.2005)
Kond-25 (µS/cm)	26,8	24,7	24,6	24,5
pH	5,53	5,45	5,47	5,43
Alk-1(ml0.01M HCL)	0,178	0,160	0,171	0,159
Tot-N (µg N/l)	190	190	180	180
NO3 (µg N/l)	140	120	110	100
Na (µg/l)	2 461	2 526	2 589	2 493
Mg (µg/l)	402	408	395	391
Al (µg/l)	116,7	98,0	99,1	96,0
Si (µg/l)	706	706	674	632
P (µg/l)	3,6	3,5	3,5	3,7
S (µg/l)	388	410	400	389
Cl (µg/l)	5 601	4 914	4 784	5 046
K (µg/l)	325	304	301	303
Ca (µg/l)	1 106	632	619	618
Mn (µg/l)	7,14	8,43	9,31	8,64
Fe (µg/l)	79,2	85,9	85,0	81,9
Co (µg/l)	0,0787	0,0737	0,0783	0,0756
Ni (µg/l)	0,114	0,112	0,107	0,093
Cu (µg/l)	8,903	0,267	0,183	0,395
Zn (µg/l)	2,97	2,30	4,26	2,25
Rb (µg/l)	0,920	0,743	0,753	0,756
Sr (µg/l)	12,83	6,00	5,68	5,77
Y (µg/l)	0,188	0,153	0,155	0,157
Cd (µg/l)	0,012	0,008	0,006	0,008
Cs (µg/l)	0,019	0,015	0,014	0,012
Ba (µg/l)	4,98	4,08	4,12	3,45
La (µg/l)	0,6248	0,5203	0,5089	0,4809
Ce (µg/l)	0,668	0,594	0,652	0,624
Pr (µg/l)	0,112	0,095	0,089	0,093
Pb (µg/l)	0,140	0,075	0,080	0,079
Th (µg/l)	0,021	0,022	0,021	0,020
U (µg/l)	0,1158	0,1100	0,1114	0,1123

4.0 Konklusjon

4.1 Tettheter av fisk

Det ble ikke påvist negative effekter på tettheter av fisk nedstrøms utslippet av aluminiumslagg i Ytredalselva, sammenlignet med tettheter registrert ved tidligere undersøkelser. Undersøkelsene i 2005 viser at antallet laks og aure nedstrøms vs. oppstrøms utslippspunktet lå innenfor variasjonen i antallet fisk sammenlignet med undersøkelsene utført i 1998, 2000 og 2003. Det var relativt mye vann i Ytredalselva da utslippet fant sted, og dette kan ha redusert mulige negative effekter på fiskesamfunnet i vassdraget.

4.2 Bunndyr

Det er en signifikant forskjell i bunndyrsamfunnet mellom kontroll-lokaliteten på St. 3 og lokalitetene nedstrøms utslippet en måned etter trailervelten. Det er imidlertid umulig med våre data å slå fast om disse forskjellene skyldes utslippet eller om de skyldes naturlige habitatforskjeller i elva. To arter (døgnfluen *Baetis niger* og vårfluen *Polycentropus flavomaculatus*) kan imidlertid ha fått reduserte populasjoner som følge av utslippet.

4.3 Vannkvalitet

De vannkjemiske undersøkelsene kan ikke dokumentere noen vannkjemiske endringer i vassdraget som kan tilbakeføres til utslippet av Al-skimmings.

En samlet vurdering av resultatene fra de biologiske og vannkjemiske undersøkelsene tilsier derfor at utslippet av Al-skimmingsen kun har hatt negative miljøeffekter i vassdraget i et svært begrenset området nær utslippspunktet.

5.0 Litteratur

- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Gladsø, J.A. & Hylland, S. 2004. Ungfiskregistreringar i 4 regulerte elvar i Sogn og Fjordane i 2003. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Rapport nr. 3-2004. 28 s.
- Hellen, B.A., Kålås, S., Sægrov, H. & Urdal, K. 2001. Fiskeundersøkingar i 13 laks- og sjøaurevassdrag i Sogn og Fjordane hausten 2000. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 491. 161 s.
- Hesthagen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O. & Saksgård, R. 2003. Relativ tetthet og rekruttering hos aure i innsjøer med forskjellig vannkvalitet. En analyse basert på prøvefiske med garn og vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). – NINA Oppdragsmelding 806. 14s.
- Hindar, A., Åtland, Å., Teien, H.C., Salbu, B., Johansen M-B., Raddum G.G., Bjerknes, V., & Schancke L.B. 2000. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser for å avdekke mulige forsuringsproblemer i vassdrag i Sogn og Fjordane under flomeepisoder i 1999. NIVA rapport 4265-2000. 89s.
- Lund, R.A., Saksgård, R., Bongard, T., Aagaard, K., Daverdin, R.H., Forseth, T. & Fløystad, L. 2002. Biologisk status i 15 innsjøer i Sogn og Fjordane i 2001. NINA stensilrapport. 119 s.
- Urdal, K. & Hellen, B.A. 1999. Ungfiskundersøkingar i Dale-, Hovlands- og Ytredalselva, Høyanger kommune, hausten 1998. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 394. 36 s.

Vedlegg 1.

Bunndyr i roteprøvene fra Ytredalselva 2.2.2005

	St. 3 prn. 1	St. 3 prn. 2	St. 3 prn. 3	St. 3 prn. 4	Utslippspunkt nr. 1	Utslippspunkt nr. 2	Utslippspunkt nr. 3	Utslippspunkt nr. 4	St. 2 prn. 1	St. 2 prn. 2	St. 2 prn. 3	St. 2 prn. 4
Nematoda		2	1	1			3		2	1	3	
Oligochaeta	2	2	14	4	1	10	6	27	1	1	4	1
Acari	1	9	2	7	8	5	11	1	5	3	9	9
Ephemeroptera												
<i>Baetis rhodani</i>	8	37	2	8	21	48	5	11	48	30	26	11
<i>Baetis niger</i>	4	5	2	4					3	3	1	
<i>Baetis</i> sp.				9								
<i>Ephemerella aurivilli</i>											1	
<i>Heptagenia sulphurea</i>				1		4	1		8	6	1	
<i>Leptophlebia marginata</i>	1			1								
Plecoptera												
<i>Amphinemura borealis</i>	4	15	2	14	3	12	3	5	7	3	4	3
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		2			5	8		5	9	1		2
<i>Brachyptera risi</i>	1	3		1	5	19	4	4	7		4	1
<i>Diura nanseni</i>						1						
<i>Isoptera</i> sp.	1	1	3		1	10		1		2		
<i>Leuctra hippopus</i>									1			
<i>Leuctra</i> sp.		1			1				1			
<i>Protonemura meyeri</i>	13	7	8	3	7	20	8	9	6	5	2	3
Nemouridae indet.												1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>						1			1			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1											
Plecoptera indet.										1		
Trichoptera												
<i>Apatania</i> sp.		1										
<i>Hydropsyche siltalai</i>		1	1		5	11	4	9	3	2	7	5
<i>Hydroptila</i> sp.			1	1								
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	5	2	5		1				2		
<i>Oxyethira</i> sp.	13	2	12	10	1	9	5	3	5	8	18	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2		1	1								
Polycentropodidae indet.		1										
<i>Rhyacophila nubila</i>	1				1	1	3	2	1		1	1
<i>Sericostoma personatum</i>	1											
Diptera												
Chironomidae indet.	72	124	54	58	108	36	182	24	107	103	129	214
Ceratopogonidae indet.	1											
Simuliidae indet.	1	6		3	6	27	4	25	6	1	7	7
Empididae indet.	1	3			19	9	17	13	7	9	8	8
Muscidae indet.					1							
Coleoptera												
<i>Elmis aenea</i>	18	15	7	18	3	15	8	7	10	8	5	8
Sum	148	242	112	149	196	247	264	146	238	189	230	278
Antall taxa (minimum)	20	20	15	17	17	19	15	15	19	17	17	14

Vedlegg 2.

Kjemisk konsekvensvurdering av utslipp av aluminiumskimmings til Ytredalselva i januar 2005.

ved
Espen Lydersen

Bakgrunnsinformasjon

Aluminiumskimmings er et spesialavfall fra primær-aluminiumsverk. Hovedråvaren til aluminium i disse verkene er bauxitt, hvor bauxitten først tilsettes base (NaOH) for å separere aluminiumoksid fra silikater og jernoksider. Deretter løses aluminiumoksidet i en blanding av kryolitt (Na_3AlF_6), kalsiumfluorid (CaF_2) og natriumfluorid (NaF). Elektrolysen foregår ved ca 1000 °C, og den innebærer bruk av likestrøm med relativ lav spenning, men meget høy strømstyrke. Grafitt tjener som anode, og katoden består av jernkar foret med grafitt. Aluminium dannes som smelte og siden metallet er tyngre enn smelta synker metallet til bunns og kan tappes ut fra bunnen av ovnene. Det utvikles relativt store mengder fluor og karbonforbindelser fra slike verk, men den tekniske utviklingen i senere år har medført langt mer lukkede prosesser, nettopp for å redusere disse forurensingsproblemene fra aluminiumsindustrien. De fleste norske aluminiumsverk har i dag faset ut den gamle og mer forurensende Søderberg-teknologien og erstattet denne med en langt mer lukket og mindre forurensende teknologi (prebaked teknologi.). Prebaked betyr at anodene spesiallages på forhånd (prebaked), noe som betyr at problemene med PAH-utslipp er blitt betydelig mindre enn ved bruk av den tidligere Søderbergovn-teknologien.

Saltslagg kommer fra sekundæraluminiumsindustrien som primært er omsmelteverk hvor Al-skimmings er en av råvarene i disse verkene, hvor primært Al-metallet i skimmings taes ut. I tillegg omsmeltes annet aluminiumsmetall fra ulike industriprodukter som, ølbokser, biler osv. Spesialavfall fra sekundæraluminiumsverk er bl.a. saltslagg, eller også kalt saltbadkaker. Dette spesialavfallet er gjennomgående mer saltrikt enn skimmings fra primæraluminiumsverk (se også Tabell 1)

Også spesialavfall som oksidpulver, filterstøv og møllestøv genereres fra Al-verkene, primært sekundær verkene. Felles for alle typer aluminiumsholdig spesialavfall fra både primær og sekundær Al-verk er at avfallet i tillegg til å inneholde svært ustabil aluminiumsmetall, også inneholder aluminiumsoksid hvor mange typer forurensinger inngår, som tungmetaller, karbider, nitrider, fosfider og sulfider. Dette gjør at bruken av disse aluminiumsholdige avfallproduktene til produksjon av aluminiumsmetall skaper store problemer, nettopp fordi produktene både er svært reaktive (ustabile) og inneholder betydelige mengder av ulike forurensninger. Det er derfor store deponier av bl.a. saltslagg over store deler av verden. I Norge har vi et stort deponi for slikt avfall på Karmøy.

Kjemiske egenskaper til ulike komponenter i skimmings og saltslagg fra aluminiumsverk.

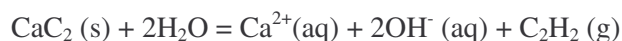
Aluminiumsmetall

Når aluminiummetall taes ut fra aluminiumsverkene er metallet svært reaktivt og brannfarlig og vil i den første tiden etter at det taes ut av prosessen være så reaktivt at det er selvantennelig. Mangansalter som ofte er tilsatt i støperiovnene vil forsterke denne reaktiviteten. Når metallisk Al går over til aluminiumsoksid i kontakt med luft og fuktighet vil det ofte oppstå slaggbranner. Dette er en svært eksoterm prosess (dvs. at det frigjøres mye energi i form av varme). Temperaturen kan komme opp i 2000-3000 °C. Da reagerer aluminiumet med nitrogen i lufta og aluminiumsnitrid (AlN) dannes. Her kan også noe hydrogengass dannes. Når AlN kommer i kontakt med fuktighet reagerer dette videre og ammoniakk gass dannes.

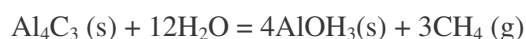
Karbider

Direkte reaksjon mellom metaller eller metalloksider og karbon gir forbindelser som generelt betegnes som karbider. Ved reaksjon med vann dannes ulike karbonforbindelser.

Når kalsium karbid (CaC₂) reagerer med vann dannes gassen etyn (også kalt acetylen med struktur: HC≡CH) og kalsiumhydroksid (CaOH₂) etter følgende reaksjon:



Når aluminiumkarbid (Al₄C₃) reagerer med vann dannes gassen metan (CH₄) og aluminiumhydroksid (AlOH₃) etter følgende reaksjon:



Siden totalreaksjonene mellom aluminiumskimmings og vann gir en basisk løsning normalt med pH mellom 9-10, vil mye av aluminiumhydroksidet løses, fordi aluminiumhydroksidet er amfotært, dvs. at det løser seg både i syre og base, i syre som positivt ladete hydroksider, i base som negativt ladet aluminat (Al(OH)₄⁻). Sinkhydroksidet er også amfotært slik at også dette oksidet er løselig både i syre og base.

Gassene som dannes når karbider reager med vann (metan og acetylene) er svært brannfarlige gasser.

Nitrider

Ved høyere temperaturer reagerer nitrogen direkte med metaller og danner nitrider. Reaksjon med vann er en basisk reaksjon som gir hydroksid (OH⁻) og ammoniakk gass (NH₃). I denne prosessen vil også ren hydrogengass kunne dannes (H₂). Ammoniakk er svært giftig for vannlevende organismer, og spesielt ved pH > 8, hvor store deler vil kunne være tilstede i vannfasen som NH₃. Ved lavere pH vil ammoniakk gå mer og mer over til ammonium (NH₄⁺) som kun er giftig i meget høye konsentrasjoner (Se eget kapittel om dette).

Fosfider

Fosfor danner direkte reaksjoner med alkali og jordalkalimetallene, og vil kunne danne fosfider med disse metallene og andre metaller spesielt i basisk miljø og ved høy temperatur. Som nitridene reagerer fosfider heftig med vann og fosfingass (PH₃) dannes. Kjemisk sett er dette svært likt reaksjonen mellom nitrider og vann hvor ammoniakk dannes (NH₃). Fosfin er en meget giftig gass og gassen er ekstremt brannfarlig.

Sulfider

En rekke metallsulfider er meget lite løselig i vann, men sulfider til alkali og jordalkalimetallene samt ammoniumsulfid ($(\text{NH}_4)_2\text{S}$) er vannløselige. Disse sulfidene gir basisk løsning og hydrogensulfid (H_2S) vil dannes, men så lenge pH er høy vil H_2S normalt deprotoneres, slik at HS^- og OH^- dannes. H_2S og HS^- vil under normale oksygenbetingelser i vann gradvis omdannes til svovelsyre (H_2SO_4). Også H_2S er svært giftig både for mennesker og vannlevende organismer.

Utslipp av aluminiumslagget til Ytredalselva 04.01.05

Den 4. januar 2005 veltet en trailer inneholdende aluminiumslagget nær Ytredalselva, og en del av slagget gikk ut i vassdraget. Produktdatabladet som er vedlagt viser at dette trolig var aluminiumskimmings som er et avfallsprodukt fra primære aluminiumsverk. Stoffet er pga sin reaktivitet og innhold av ulike typer forurensninger klassifisert av SFT som spesialavfall. Mange komponenter i dette avfallet, spesielt nyprosessert Al-metall, samt karbider, nitrider, fosfider er svært reaktive i kontakt med vann. Aluminiummetallet er som nyprosessert også svært reaktivt i kontakt med luft og sammen med bl.a. mangansalter vil metallet lett kunne selvantenne under dannelse av aluminiumnitrid (AlN). Reaktiviteten til slikt metall avtar relativt raskt i tiden etter at metallet kommer ut av støperiet på Al-verkene. Dette betyr at slikt slagget alltid ligger en god tid på bedriftsområdet før det eventuelt transporteres videre. Dette betyr at Al-skimmingsen som ble transportert på bil sikkert har vært lagret så lenge at Al-metallets reaktivitet i luft er kraftig redusert. Hvis Al-metall allikevel skulle begynne å brenne, eller for å unngå eller redusere mulighetene for selvantennelse, kan vanlig koksalt tilføres.

Det som primært vil skje når Al-skimmingsen kommer i kontakt med elvevannet i forbindelse med den konkrete hendelsen i Ytredalselva, er dannelse av ammoniakk-gass fra nitrider, metan og acetylgass fra karbider, fosfingass fra fosfider og hydrogensulfid fra enkelte typer metallsulfider. Acetylgass, metangass og fosfingass er lite vannløselige og vil primært gå opp i lufta og fortynnes der. Alle disse gassene er svært brannfarlige gasser. Fosfingass er også svært giftig.

I elva vil slagget primært tilføre elvevannet økte konsentrasjoner av ammoniakk, fluorid, aluminium, hydrogensulfid samt at vannets pH vil øke. Noe ammoniakk og hydrogensulfid vil også kunne gå opp i lufta sammen med de tidligere nevnte gasser. Grunnen til at aluminiumkonsentrasjonen vil øke, skyldes det faktum at vannets pH nær overflaten av Al-skimmingsen vil øke til $\text{pH} > 10$. Aluminium vil da gå i løsning som et negativt ladet aluminat-ion ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$). Som aluminiumsoksider er også sinkhydroksider løselige både i syre og base (amfotære oksider/hydroksider). Aluminat-ionet er i motsetning til positivt ladete Al-komplekser (som finnes i surt miljø) lite giftige for akvatiske organismer, inkludert fisk (Poléo og Hytterød, 2003).

Slagget inneholder også en del tungmetaller, primært Fe, Cu, Mn, Pb, Zn og Ti (Tabell 2). Disse metallene finnes primært sterkt bundet til faststoffet, som bl.a. rent metall og metallsulfider, og er derfor svært lite vannløselige. Sinkulfidet er klart mer løselig enn de andre ovenfor nevnte metallsulfider, og pga. sinkkoksidets amfotære egenskaper vil en kunne forvente en viss utløsning av dette metallet.

Selv om Al-skimmingsen inneholder relativt betydelige mengder tungmetaller, samt at reaksjonen med vann vil kunne danne betydelige mengder av akutt giftige komponenter som ammoniakk, fosfin og hydrogensulfid, er mengden som tilføres elva per tidsenhet svært avhengig av Al-skimmingsens partikkelfordeling. Al-skimmingsen som var på bilen besto primært av store klumper. Dette betyr at den totale overflaten som kommer i kontakt med vann er relativt liten i forhold til mengde stoff som tilføres vassdraget. Den totale overflaten hvor kjemiske reaksjoner kan finne sted blir derfor liten. Dette betyr at mengde av farlige komponenter som dannes per tidsenhet også må være relativt begrenset. I tillegg skjer utslippet i en elv hvor vanngjennomstrømningen normalt er svært god. Dette betyr at de akvatiske miljøkonsekvensene av utslippet trolig er svært marginale, og sannsynligvis kun mulig å påvise svært nær utslippet og da primært på stasjonær flora/fauna. Hadde Al-skimmingsen

vært et finfraksjonert pulver ville dannelsen av ulike akutte skadelige stoffer vært større og mer målbare effekter også lengre fra forurensningskilden vil kunne påregnes. Norsk institutt for vannforskning har utført undersøkelser i Sunndalsfjorden utenfor daværende Aluscan AS, en bedrift som skulle resirkulere aluminiumsoksid fra saltslagg. Her hadde store mengder forurenset aluminiumsoksid fra sekundær Al-verk (trolig 30-40 000 tonn oksid) blitt sluppet ut i fjorden via et rør og ut på ca. 30 meters dyp gjennom en periode på ca 3 år. Vanngjennomstrømningen i Sunndalsfjorden er relativt god. Påviselige skader på flora og fauna ble kun registrert relativt nært opp til utslippet (Iversen mfl., 1993; Iversen og Schaanning, 2002; Rygg mfl., 2003). Det er derfor god grunn til å anta at miljøkonsekvensene i Ytredalselva i forbindelse med denne ulykken hvor Al-skimmings kom ut i vassdraget, har vært svært marginale.

Ammoniakk og giftighet for fisk

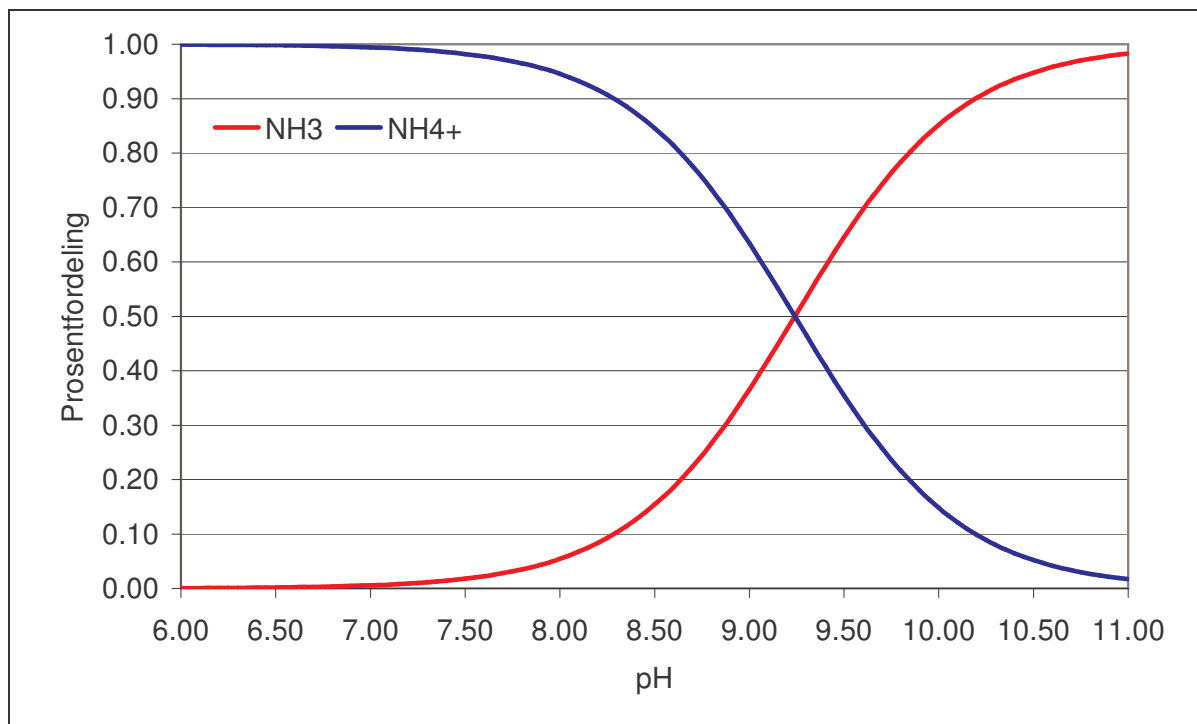
Det finnes mye litteratur som omhandler fisk og ammoniakkeksponering. I en omfattende evaluering av publikasjoner på dette emnet har United State Environmental Protection Agency (EPA) oppdatert sine kvalitetskriterier for ammoniakk-konsentrasjoner i vann (URL: http://www.epa.gov/epa_ceam/wwwhtml/wasp.htm).

NH₃ løser seg svært godt og raskt i vann. Hvor mye som kan være til stede i vann som ikke ionisert ammonium (NH₃) og som positivt ladete NH₄⁺-ioner er svært avhengig av pH. Ved økende pH vil mengden NH₃ øke samtidig som mengden NH₄⁺ avtar tilsvarende (Se Figur 1). Siden NH₃ er svært mye giftigere enn NH₄⁺, sier det seg selv at kjennskap til vannets pH er helt avgjørende for å vurdere giftighet. Siden NH₃ er en base, betyr dette at samtidig som NH₃ slippes ut i elva vil pH øke. Hvor mye er avhengig av mengden NH₃ tilsatt.

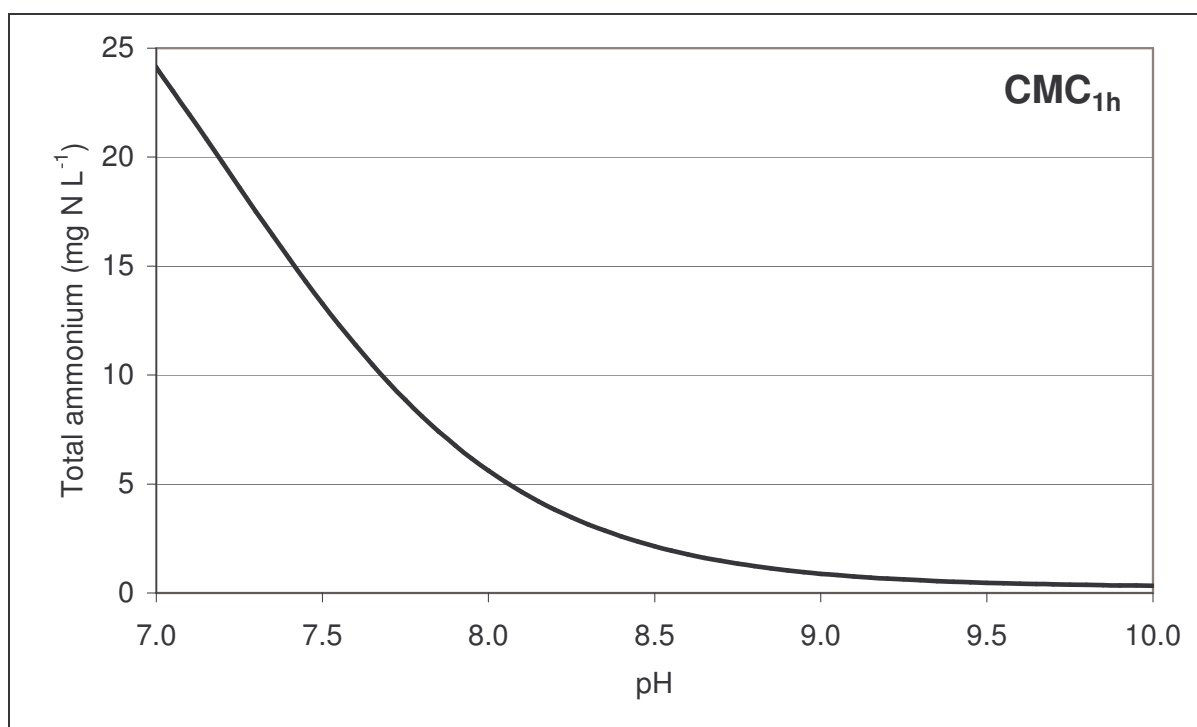
Siden også NH₄⁺ trolig har en viss giftighet, har EPA valgt å vurdere giftigheten til NH₃ og NH₄⁺ sammen. Summen av disse to formene av nitrogen kalles total ammonium nitrogen (TAN). Kritisk konsentrasjon av TAN for fisk (CMC_{1h}) kan da beregnes i forhold til pH etter følgende formel:

$$\text{CMC}_{1h} = [0.275/(1+10^{7.204-\text{pH}})] + [39/(1+10^{\text{pH}-7.204})] \quad (1)$$

Denne kritiske verdien (gjennomsnittsverdi) må ikke overskrides mer enn 1 time hvert 3 år. Flere laksefisk-arter inngår i denne empiriske formelen. Laks er derimot ikke representert i materialet som danner grunnlag for beregning av denne kritiske verdien. Vi vet at den Atlantiske laksen normalt er den mest følsomme av alle laksefiskene når det gjelder tålegrense for gifter generelt, slik at vi vil anta at denne kritiske grenseverdien, satt av EPA, faktisk er noe høy om en skal vurdere tålegrense for TAN kun for Atlantisk laks. CMC_{1h}-konsentrasjon av TAN er som nevnt svært avhengig av pH, et forhold som er illustrert i Figur 2.



Figur 1. Fordeling av TAN i NH_3 og NH_4^+ i forhold til pH basert på empirisk formel fra EPA.



Figur 2. Kritisk konsentrasjon for TAN (CMC_{1h}) i forhold til pH. Linjene angir grenseverdier for akutte effekter på fisk.

Tabell 1 Oversikt over hovedkomponenter (%) i ulike aluminiumsrike avfallsprodukter fra primær og sekundær aluminiumsverk.

Kjemisk formel	Kjemisk navn	Al-skimmings	Al-saltslagg	Al-oksidpulver
Al	Al-metall	20-80	5	15
Al ₂ O ₃	aluminiumsoksid	10-60	10-30	65-85
NaCl	natriumklorid		40-70	
KCl	kaliumklorid		15-30	
ΣNaCl, KCl				maks 5,0
Fe-løselig	jern løselig		maks 2,0	maks 1,0
Fe-ikke løselig	jern ikke løselig		maks 1-5	maks 1,0
MgCl ₂	magnesiumklorid		maks 0,5	
AlCl ₃	aluminiumsklorid		maks 0,5	
C ⁿ⁻	karbider		maks 0,5	maks 0,5
N ³⁻	nitrider		maks 0,5	maks 3,0
Na ₃ AlF ₆	kryololitt	0-10		
AlF ₃	aluminiumsfluorid	0-10		
CaF ₂	kalsiumfluorid	0-2		
SiO ₂	silisiumdioksid	1-5		
ΣCl ⁻	klorider fra Na, K, Al, Mg	0-1		
Al ₄ C ₃	aluminiumkarbid	0-1		
MgO ₂	magnesiumoksid	2-8		
AlP	aluminiumsfosfid	>0,5		

Tabell 2. Oversikt over tungmetallinnhold i skimmings (fra primære Al-verk) og saltslagg (fra sekundære Al-verk) basert på ulike analyseverdier som finnes fra norske Al-bedrifter. Som det framgår her vil det være store variasjoner i metallinnholdet i ulike typer slagge fra ulike Al-verk og innholdet kan derfor også være utenfor de angitte konsentrasjonsområder i denne tabellen.

Kjemisk formel	Kjemisk navn	Primær Al-verk Skimmings %	Primær Al-verk Skimmings mg/kg	Sekundær Al-verk Saltslagg mg/kg
Pb	Bly			240-360
Cd	Kadmium			0,5-2
Ni	Nikkel			130-190
Co	Kobolt			5-6
Mn	Mangan	0,03-0,19	300-1900	450-1700
Cu	Kopper			1500-2000
Cr	Krom	0,02-0,03	200-300	130-220
Zn	Sink			340-1220
Fe	Jern	0,04-0,2	400-2000	2600-5500
V	Vanadium			30-100
Ba	Barium			90-330
Ti	Titan	0,03-0,08	300-800	195-1100
As	Arsen			<0,05
Hg	Kvikksølv			0,004-0,007

Referanser

Iversen, E.R., Kolderup, H., Konieczny, R.M., Golmen, L.G., Lømsland, E.R., Oehme, M. (1993) ALUSCAN AS – Miljøvurdering ved behandling av saltslagg fra sekundæraluminiumsindustrien. NIVA-rapport OR-2883, O-911431. 78s.

Iversen, E.R., Schaanning, M.(2002) Aluscan AS. Vurderinger av midlertidig utslipp til sjø. NIVA-notat, 2002-06-17, 12s.

Poléo, A.B.S. & Hytterød, S. 2003. The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water. *J. Inorg. Biochem.*, **97**, 89-96.

Rygg, B., Pedersen, A., Uriansrud, F. (2003). Kartlegging av miljøtilstand i fjordområdet ved Rausand, Sunndalsfjorden i 2003. Undersøkelser utført av Aluvest AS.