

RAPPORT LNR 3516-96

**Sammenheng mellom
dødelighet hos brunørret
og fysisk-kjemiske
årstidsvarisjoner i en sur
aluminiumsrik innsjø.**



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
0-95053	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3516-96	Åpen

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Sammenheng mellom dødelighet hos brunørret og fysisk-kjemiske årtidsvariasjoner i en sur aluminiumsrik innsjø	Dato: 06.08.96 Trykket: NIVA 1996
Forfatter(e): Espen Lydersen (NIVA) Jannike Gry Jensen (UiO) Bente Tornsjø (UiO) Birgitte M. Kjelsberg (UiO) Nina Wiik Alstad (UiO)	Faggruppe: Sur nedbør
Antonio B.S. Poléo (FFI) L. A. Vøllestad (UiO)	Geografisk område: Nordmarka
	Antall sider: 46 Opplag: 150 + appendiks

Oppdragsgiver: Direktoratet for Naturforvaltning (DN)	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt: Uorganisk aluminium (Al_i) er uten tvil hovedårsaken til at fisk som brunørret (*Salmo trutta* L.) ikke er tilstede i Nepptjern. Konsentrasjonene av Al_i kunne derimot ikke forklare sesongvariasjonene i giftighet. Det ble faktisk påvist en negativ korrelasjon mellom Al_i og mortalitet. Basert på ulike statistiske analyser (PCA-analyser og overlevelsesanalyser), er vannets temperatur, ionstyrke og O₂-innhold, samt Al-polymerisering og fiskelengde (alder) de faktorene som best forklarer de store sesongvariasjonene i giftighet. At det også ble påvist en negativ korrelasjon mellom [H⁺] og mortalitet, og tilsvarende positiv korrelasjon med ANC, er sterke indikasjoner på at Al-polymerisering er en viktig faktor for mortalitetsvariasjoner i innsjøen. Det ble også påvist at de lengste (eldste) fiskene gjennomgående var mest sensitive, men under tidlig snøsmelting på våren var mortaliteten høyest blant de minste fiskene. I rapporten antas at disse variasjonene kan skyldes ulik primære dødsårsak. I tilfeller hvor Al-akkumulering på fiskegjellene dominerende, antas det at de størst/lengste fiskene har lavest forhold mellom gjelle-areal og kroppsvekt slik at disse vil dø først, med hypoksi som antatt viktigste dødsårsak. Med bakgrunn i samme teori, antas det at når de minste fiskene dør først, er hovedårsaken forstyrrelser i ionreguleringen over gjellene, slik at fisk med høyst gjelle-areal/kroppsvekt forholdet, raskest vil tape plasmaioner. Undersøkelsen har ingen fysiologiske resultater som direkte kan dokumentere disse ulike mekanismene, men rapporten antyder at hvis disse antakelsen er riktige, synes ionreguleringsvikt å være mindre akutt enn hypoksi i forbindelse med omfattende Al-polymerisering/akkumulering. Også fysisk/kjemiske sesongvariasjoner i innsjøen, både i tid og rom, er omhandlet i rapporten.

4 emneord, norske

1. sur nedbør
2. fiskedød
3. aluminium
4. Nepptjern

4 emneord, engelske

1. acid precipitation
2. fish mortality
3. aluminium
4. Nepptjern

Prosjektleder


Espen Lydersen

For administrasjonen


Bjørn Olav Rosseland

ISBN-82-577-3060-2

**NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
P.B. 173 Kjelsås, 0411 Oslo**

O-95053

**SAMMENHENG MELLOM DØDELIGHET HOS BRUNØRRET OG
FYSISK-KJEMISKE ÅRTIDSVARIASJONER I EN SUR
ALUMINIUMSRIK INNSJØ**

Saksbehandler: Espen Lydersen

Forord

I denne rapporten presenteres data fra DN-prosjektet "Kvantitative og kvalitative årstidsvariasjoner av aluminium i en innsjø og relaterte biologiske effekter på fisk". Undersøkelsene har foregått i Nepptjern i Nordmarka. Nepptjern er en relativt sur aluminiumsrik innsjø som det finnes en del bakgrunnskunnskap om fra tidligere vannkjemiske undersøkelser som NIVA har utført i Nordmarka samt fra det NFR- og EU-finansierte blandsoneprojektet MIXING, hvor Nepptjern var en av råvannskildene.

Prosjektet har hatt følgende hovedmålsettinger:

- Utføre en omfattende karakterisering av aluminium hver måned i innsjøen Nepptjern i Nordmarka gjennom ett år. Samtidig skulle det tas vannprøver for fysisk/kjemiske analyser av hovedkomponenter og tungmetaller/sporelementer.
- Utføre mortalitetstudier med brunørret av ulike alder. Disse skulle eksponeres direkte i innsjøen ved de samme tidspunkter som vannkjemiske analyser ble foretatt.
- Vurdere sammenhenger mellom variasjoner i fysisk/kjemiske parametre i innsjøen og dødelighetsrespons på brunørret.

Jannike Gry Jensen og Bente Tornsjø fra Kjemisk Institutt, Avdeling for miljøkjemi ved Universitet i Oslo har vært tilknyttet prosjektet som hovedfagsstudenter. Veiledere har vært professor Hans Martin Seip (UiO) og Dr. phil. Espen Lydersen, NIVA. Jannike Gry Jensen har i sin hovedfagsoppgave arbeidet med sammenhengen mellom vannkjemiske/fysiske endringer og fiskedød, mens hovedoppgaven til Bente Tornsjø har gått ut på å studere vannkjemien i innsjøen både i tid og rom, samt gjøre en interkalibrering av kjemiske analyser mellom NIVA og UiO (Avdeling for miljøkjemi). I tillegg til hovedkjemiske variasjoner, har hun også tolket variasjoner av ulike tungmetaller/sporelementer. Sist nevnte analyser er utført på NILU.

Det har vært avviklet 12 feltturer fra oktober 1994 (31-10-94) til oktober 1995 (02-10-95), hvor det er tatt vannprøver fra 5 ulike dyp i innsjøen. I forbindelse med hver felttur har brunørret (*Salmo trutta* L.) blitt eksponert i innsjøen på 2 meters dyp, og mortaliteten fulgt gjennom 48 timer. Mortalitetstudiene har vært utført av to andre hovedfagsstudenter, Birgitte Marie Kjelsberg og Nina Wiik Alstad, ved Biologisk institutt, Avdeling for zoologi. Wiik Alstad har også bidratt under den statistiske behandlingen av dataene sammen med Jannike Gry Jensen og professor Leif Asbjørn Vøllestad, Biologisk institutt, Avdeling for zoologi. Stor takk til dere alle for nøyaktig og godt utført arbeid. Fisken som ble brukt i forsøkene ble levert fra OFA's settefiskanlegg i Sørkedalen. Mange takk til bestyrer Bjørn Hansen ved anlegget for den meget positive holdningen vi alltid møter hos dere oppå i Sørkedalen.

Oslo 24. juni 1996

Espen Lydersen, NIVA

INNHOOLD

	side
Summary	5
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Lokalitetsbeskrivelse	8
2.2 Prøvetaking - datainnsamling	10
2.3 Kjemiske analyser	10
2.4 Fiskeforsøk	11
2.5 Statistikk	13
2.5.1 Mann-Whitney test	13
2.5.2 Prinsipal komponentanalyse (PCA)	13
2.5.3 Overlevelsesanalyse	15
3. Resultater og diskusjon	17
3.1 Vannkjemi	19
3.1.1 Hovedkjemisk sammensetning	19
3.1.2 Tilstandsformer av aluminium	22
3.1.2 Tungmetaller og sporelementer	26
3.2 Fiskeforsøk	29
3.2.1 Mortalitet	29
3.3 Sammenheng mellom fysisk-kjemiske parametre og fiskedød	32
3.3.1 Prinsipal komponentanalyse	32
3.3.2 Overlevelsesanalyse	36
4. Konklusjon	41
Referanser	44
Appendiks	

Summary

This report is based on a one-year survey in Lake Nepptjern, situated in Nordmarka in the county of Oslo, Norway. Two or three different age-classes (0+, 1+ and 2+) of brown trout (*Salmo trutta* L.) were placed in "keep nets" in the lake each month during a year (November 1994 - October 1995). Simultaneously the chemical composition of the lake was analysed. Several statistical analyses were then used to reveal the best correlation between fish mortality and physical/chemical water parameters.

Nepptjern is a relatively ionic-poor lake with conductivity between 20-40 $\mu\text{S cm}^{-1}$, Ca-concentration of $\approx 1 \text{ mg L}^{-1}$ ($\approx 50 \mu\text{eq L}^{-1}$), and SO_4^{2-} -concentration of $\approx 5 \text{ mg L}^{-1}$ ($\approx 100 \mu\text{eq L}^{-1}$). The pH is ≈ 5 and the concentration of total aluminium (Al) is $\approx 400 \mu\text{g L}^{-1}$. Because the majority of Al is present as low molecular weight inorganic Al ($\text{Al}_i \approx 300 \mu\text{g L}^{-1}$), the water is highly toxic for many aquatic organisms, including brown trout. The concentrations of Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, Mn, and Be in Nepptjern were higher than the median-values for ≈ 500 Norwegian lakes, while the concentrations of Sr, Co, Fe were lower. Particularly the concentrations of Mn and Zn were much higher in Nepptjern. However, no heavy metal or trace element was present in Nepptjern at acute toxic levels, which means that the toxic element is aluminium.

Based on PCA-analysis where mortality (% mortality h^{-1}) and average fish length of dead fish were used as biological variables, the first principal component (PC 1) explained 41-45% of the variance in the data with inorganic aluminium [Al_i] and hydroxide-bound aluminium [HBA] as Al-variable, respectively. PC 1 relates to important seasonal climatic/hydrological changes during a year. The most important variable in PC 1 was the water temperature, and was positively correlated with mortality, i.e. highest mortality at high temperatures. In addition ionic strength (I), [Ca^{2+}] and [Al_i]/[HBA] were important variables in PC 1. Both the very intercorrelated parameters, I and [Ca^{2+}] were negatively correlated with mortality. While [Al_i] was negatively correlated with mortality, a positive correlation was found between [HBA] and mortality. PC 2 explained 26-27% of the variance in the data. Since [H^+] and acid neutralising capacity (ANC) were the most important variables in PC 2 and also negatively correlated, PC 2 expresses an acidification component axis. However, the two variables were found to have low impacts on the mortality variations. PC 3 was primarily a biological component axis, where average fish length was far the most important variable. Average fish length was positively correlated with mortality, i.e. the oldest/largest fishes exhibited highest mortality. In PC 4, the concentration of dissolved O_2 was the most important variable, but O_2 was also a relatively important variable in PC 1. There was a negative correlation between O_2 and mortality. PC 3 and PC 4 only explained, 11% and 10% of the variance in the data set.

Statistical survival analysis also pointed to the importance of water temperature for fish survival, i.e. increase in water temperature caused higher mortality. This analysis also confirmed the negative correlation between [Al_i] and mortality, and the corresponding positive correlation between HBA and mortality. Both Kaplan-Meier-analysis and Cox-regression analysis confirmed that the oldest/longest fishes exhibited highest mortality. The Cox-analysis showed that an increase in fish length by 1 cm caused a 14-19% higher probability of dying within a 48 hr exposure in the lake. The effect of fish length, the negative correlation between Al_i and mortality, and the positive correlation between HBA and mortality, are strong evidence for Al-polymerisation as an important factor for mortality variations in the lake. Thus, hypoxia might be the primary cause of death, since the longest/oldest fishes with the lowest ratio between gill-surface area and body weight (Huges, 1994), assuming the O_2 demand in relation to body weight being constant within the size or age classes used in this study. However, when pH was at the lowest (pH = 4.78) during spring melt, the youngest/smallest fishes were the most sensitive. The primary cause of death under such conditions might therefore be ionic regulation dysfunction within the gills, since the smallest fishes have the highest ratio between gill surface area and body weight. Thus, the smaller fish will lose blood plasma-ions faster than larger fish. During spring melt, when the smallest fish were most sensitive, the mortality was generally low.

very low water temperature might be one important factor for this. Even though we have no physiological measurements which might reveal the causes of death, our observations might indicate that leakage of plasma-ions is less acute toxic compared with hypoxia when Al-polymerisation/accumulation on gills are more predominant.

Undoubtedly, the concentration of inorganic Al (Al_i) is the main mortality factor in Neptjern, but the large seasonal variations in mortality can not be explained by Al_i . The main factors explaining mortality variations are water temperature, ionic strength (and Ca^{2+}), dissolved molecular O_2 , Al-polymerisation (hydroxide bound Al, HBA) and fish length. While water temperature, HBA and fish length were positively correlated with mortality, ionic strength and dissolved O_2 were negatively correlated. It is very difficult, however, to assess the importance of each physical/chemical variable on the mortality, because they are highly intercorrelated. All are important variables in PC 1, but their loading scores within PC 1 do not differ greatly. However, the loading scores within PC 1 indicate this order of importance: **temperature** (loading score: 0.49 - 0.52) > **ionic strength** (-0.46 - -0.50) > **[HBA]** (0.45) > **[O_2]** (-0.40 - -0.42) > **[Al_i]** (-0.38).

The influence of water temperature, ionic strength (Ca^{2+}), dissolved molecular O_2 , and fish length (age) on the toxicity of a compound is essential knowledge when toxicity studies are conducted at different time of the year at one site, or when making toxicity comparisons between different localities.

1. Innledning

Jordforsuring øker mobiliseringen av aluminium til våre vann og vassdrag. Dette er hovedproblemet med vannforsuring siden en stor del av det aluminium som da mobiliseres er til stede på kjemiske former som kan være svært giftig for fisk. Denne sammenhengen mellom aluminium og fiskedød ble først beskrevet av Schofield (1977) og Dickson (1978) i to uavhengige arbeider. Et av tiltakene mot vannforsuring har vært å kalle lokalitetene, slik at bl.a. vannets pH og pH-bufferevne øker. Økt pH medfører også en betydelig reduksjon av giftige aluminiumsformer, slik at utdødde eller desimerte fiskebestander igjen vil kunne få gode levevilkår. Forskning i forbindelse med kalking av sure vassdrag har derimot vist at giftigheten til aluminium kan bli ekstrem i en kort periode (≈ 30 minutter) etter kalking (Weatherly et al. 1991; Rosseland et al., 1992; Poléo et al., 1994, Lydersen et al., 1994; Witters et al., 1996), slik at vannets giftighet blir høyere enn før. Perioden med ekstrem giftig blandsoner vil kjemiske vurdert være kortere ved høy temperatur enn ved lav temperatur (Lydersen et al., 1990), fordi økt temperatur fører til at Al-reaksjonene går raskere. Raskere "avgiftningstid" for Al i blandsoner med høy temperatur betyr ikke at problemet med ustabil vannkjemi nødvendigvis er mindre ved høy temperatur. Sannsynligvis er det omvendt, siden rask avgiftningstid, betyr mer intens Al-polymerisering (kortere reaksjonstid fra giftige Al-former til ikke giftige former). Dette betyr sannsynligvis at vannet er giftigere ved høy temperatur enn tilsvarende blandsoner ved lavere temperatur, om andre fysisk/kjemiske faktorer i vannet ellers er like. I tillegg er fiskens stoffskifte og respirasjonsrate høyere ved høy temperatur. Dette vil også bidra til raskere dødelighet ved høy temperatur, fordi hovedårsaken til fiskedød p.g.a av Al-eksponering, synes å være respirasjonsvikt (Witters, 1995) som en følge av polymerisering av aluminium på fiskegjellene, både i slimet og på selve gjellemembran-overflatene. En høyere mortalitet i blandsoner med høy temperatur er delvis påvist om en sammenlikner arbeidene av Rosseland et al. (1992) og Poléo et al. (1994). Selv om resultatene fra begge disse arbeidene er fra samme lokalitet, er det ingen fullgod dokumentasjon på dette, fordi forsøkene ble gjennomført ved ulik tid på året slik at både vannkjemien og fiskens alder/stadium var forskjellig. Høyere dødelighet ved høy temperatur er derimot påvist i laboratorieforsøk med laks i stabilt surt Al-holdig vann (Poléo et al., 1993).

I arbeidet som presenteres i denne rapporten har vi inngående studert fysisk/kjemiske variasjoner i en sur Al-rik innsjø (Nepptjern) gjennom et år, både m.h.p. variasjoner i hoved fysisk/kjemisk parametre, tungmetaller/sporelementer, og tilstandsformer av aluminium. Disse variasjonene har vi deretter forsøkt å relatere til variasjoner i giftighet for opp til tre ulike aldersgrupper av brunørret (*Salmo trutta* L.).

2. Materiale og metoder

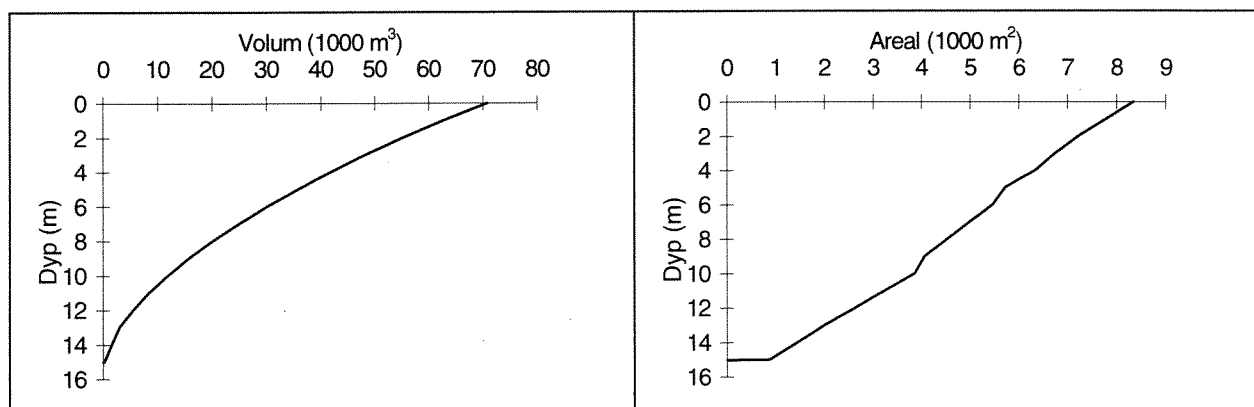
2.1 Lokalitetsbeskrivelse

Innsjøen Nepptjern ligger øst i Nordmarka, i Oslo kommune (N60°4'35'', Ø10°45'24''). Innsjøen ligger 398 m.o.h., mens høyeste punkt i nedbørfeltet ligger 520 m.o.h.. Nepptjern har et innsjøareal på 8.6 dekar og et nedbørfeltareal på 280 dekar. Dette gir et nedbørfelt/innsjøareal forhold på 33:1. Innsjøen er 14.5 m dyp med et middeldyp på ca 8.5 m (Se Figur 1 og 2; Tabell I). Innsjøvolumet er beregnet til 70.800 m³ (Grande, 1970). Årlig nedbørmengde ved nærmeste målestasjon, Bjørnholt, er ca 1000 mm. På bakgrunn av dette ble teoretisk oppholdstid i innsjøen beregnet til 91 døgn (ca 3 måneder).

Nepptjern er godt vindbeskyttet. Vannet er normalt islagt fra oktober/november til medio mai. I det året som disse undersøkelsene ble utført fullsirkulerte innsjøen bare på høsten. Det er sannsynligvis ikke uvanlig med ufullstendig eller mangelfull vårsirkulasjon i vindbeskyttede innsjøer i slike områder hvor varmeinnstrålingen er relativt høy når isen går.

Berggrunnen består for det meste av Nordmarkitt som er en syenitt hovedsakelig bestående av kalifeltspat (KAlSi₃O₈) og noe NaAlSi₃O₈ (Ofstedal, 1991). Feltet er derimot ikke geologisk detaljkartlagt, men det går en betydelig forkastning gjennom nedbørfeltet i sørøst mot Nordre Aurtjern. Nordre Aurtjerns nedbørfelt ligger i stor grad innenfor et området med kambriosilur bergarter, inkludert Downtonisk sandstein. Nepptjern ligger derfor svært nær et relativt skarpt geologisk skille mellom de harde syenittbergartene og de mer løselige/basekationrike kalksteinene. Vannkjemien i Nepptjern tyder på at nedbørfeltet i sin helhet ligger innenfor Nordmarkitt-området.

Vegetasjonen i nedbørfeltet består i alt vesentlig av blåbærgranskog. Hogstmoden gran dekker et areal på ca 190 dekar, d.v.s. ca 70% av nedbørfeltet. Denne bestanden er beregnet til ca 6000 m³, hvorav 3500 m³ (80 dekar) er planlagt hugget høsten 1996. Hele innsjøen er omgitt av torvmyr. Vegetasjonen i nedbørfeltet skulle derfor tilsi at Nepptjern burde være et humøst/brunt vann. Vannet i innsjøen er derimot svært klart. I perioder er siktedypet helt ned mot innsjøens maksimaldyp på 14.5 m. Sedimentprøver har vært tatt en gang av Lydersen i 1994, men ikke videre bearbeidet. Sedimentet er svært likt det en finner i myrsjøer, d.v.s. svært vannrikt med mye organisk materiale. Dette tyder på at innsjøen mottar mye alloktont (tilført) organisk materiale fra skog og myrområdene i nedbørfeltet. Vannets kjemiske sammensetning og relativt lange oppholdstid er sannsynligvis hovedårsaken til at innsjøen blir et meget effektivt sedimentasjonsbasseng for organisk materiale. De primære hovedkjemiske årsakene til dette er sannsynligvis et høyt aluminiumsinnhold og en relativt optimal pH (5.2) for humusfelling med aluminium (Eikebrokk, 1996, pers. med., SINTEF, Trondheim). Det er foreløpig ikke utført noen jordvannkjemiske studier i feltet.



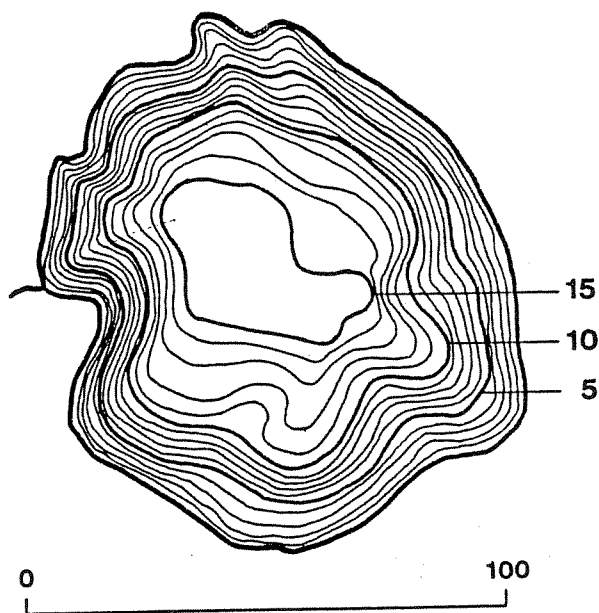
Figur 1 Volum/dyp og areal/dyp forhold i Nepptjern (upublisert, Brettum, NIVA)

Det har ikke vært fisk i innsjøen på flere tiår, men innsjøen har hatt en abbor-bestand. I årenes løp har det vært flere mislykkede utsettingsforsøk med ørret (Grande 1970). I tillegg til at innsjøen er relativt sur og har meget høy konsentrasjon av giftige Al-former, er den svært næringsfattig. I 1985/86 ble det målt total-P og klorofyll A med middelerverdier på h.h.v $2.0 \mu\text{g L}^{-1}$ og $0.4 \mu\text{g L}^{-1}$. Innsjøen må derfor defineres som svært oligotrof eller næringsfattig. Av fytoplankton finnes blågrønnalger (Cyanophyceae), grønnalger (Chlorophyceae), gullalger (Chrysophyceae), kiselalger (Bacillariophyceae), rekylalger (Cryptophyceae), fureflagellater (Dinophyceae), gulgrønnalger (Xanthophyceae) og μ -alger (Brettum, pers. med). Grønnalger, fureflagellater og gullalger utgjør hovedmengden av phytoplanktonbiomassen. Mest vanlig fytoplankton er fureflagellatene *Peridinium inconspicuum* og *Katodinium cf. mazuricum*.

Blant zooplanktonet synes vannloppen *Polyphemus pediculus* L. å være svært dominerende (Løvik, 1988). Vannlopper som *Bosmina longispina*, *Acoperus harpa* Baird, *Acroperus elongatus* G.O.Sars og *Alonella excisa* (Fischer) samt en ubestemt hoppekreps (Cyclopoida indet. cop. + nauplius) er også relativt vanlige zooplanktonarter i innsjøen. Mindre vanlige og sjeldne arter som er påvist er: *Heterocope* sp., *Diacyclops nanus* G.O. Sars, *Holopedium gibberum* Zaddach, *Ceriodaphnia quadrangula* s.l. O.F. Müller, *Acantholeberis curvirostris* O.F. Müller, *Chydoridae* sp.

Basert på NIVA's Nordmarka-undersøkelse i 1980 (Henriksen og Andersen, 1982) og 1992 (NIVA, upublisert) er Nepptjern sannsynligvis det giftigste vannet for fisk i området. Dette baserer seg på den svært høye konsentrasjonen av uorganisk aluminium ($\approx 3\text{-}400 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i innsjøen. Den svært høye aluminiumskonsentrasjonen og den relativt lave pH'en i innsjøen er sannsynligvis et resultat av en kombinasjon av sur nedbør påvirkning og meget lav pH-bufferkapasitet i nedbørfeltet. Basert på beregninger av ikke marint sulfat (SO_4^*) i nedbøren ved nærmeste nedbørstasjon, Nordmoen (SFT, 95) og SO_4^* i innsjøen er det ingen ting som tyder på målbar geologisk indusert forsurening som en følge av sulfidoksidasjon i nedbørfeltet. Hele 95-97% av sulfaten i både nedbør og innsjøen synes å være SO_4^* .

Ytterligere informasjon om Nepptjern, inkludert klimadata og nedbørkjemisk sammensetning er omhandlet i Tornsjø (1996) og Jensen (1996).



Figur 2 Dybdekart for Nepptjern. Alle enheter i meter. Ekvidistanse: 1m. (upublisert, Brettum, NIVA)

Tabell I Fysiske og morfologiske data fra Nepptjern, Nordmarka, Oslo kommune.

Parameter	Enhet	Data
Nedbørfeltareal (NA)	da	280
Innsjøareal (IA)	da	8.6
NA : IA		33 : 1
Maksimalt dyp	m	14.5
Middeldyp	m	8.5
Innsjøvolum	m ³	70 800
Årlig nedbør (Bjørnholt)	mm år ⁻¹	1 017
Teoretisk oppholdstid	måneder	3.0
Årlig varmebudsjett (Φ_a)	J cm ⁻² år ⁻¹ *	39 642
Netto årlig O ₂ -forbruk	mg O ₂ cm ⁻² år ⁻¹ **	2.52
Netto O ₂ -forbruk vinter (isperioden)	mg O ₂ cm ⁻² dag ⁻¹	0.011
Netto O ₂ -forbruk (isgang → h.sirkulasjon)	mg O ₂ cm ⁻² dag ⁻¹	0.008

* Beregnet som differansen mellom høyeste (07/08/95) og laveste (24/4/95) varmeinnhold, basert på målinger på hvert enkelt meterdyp.

** Beregnet som differansen mellom høyeste (08/12/94) og laveste (07/08/95) total O₂-innhold i innsjøen, basert på målinger på hvert enkelt meterdyp.

2.2 Prøvetaking-datainnsamling

I perioden oktober 1994 til oktober 1995 ble innsjøen prøvetatt 12 ganger, d.v.s. ca hver måned. Det ble tatt prøver på 5 dyp i innsjøen, 1m, 2m, 5m, 10m, og rett over bunnen (14-15 m). I felt ble vanntemperatur og løst molekylært oksygen (vannets O₂-innhold) målt på hvert enkelt meterdyp. Vannprøver ble tatt med en 3 L Ruttner-henter. På hver av de fem prøvetakingsdyp ble det tatt ut 2x1000 ml på polyetylenflasker til hovedkjemiske analyser ved h.h.v. NIVA og UiO (Avdeling for miljøkjemi). Dette ble gjort fordi vi ønsket å gjøre en metodeinterkalibrering mellom de to laboratoriene. Fra hver av de 5 dyp ble det også tatt ca 5 L vann på plastkanner. Dette vannet ble benyttet til omfattende studier av ulike tilstandsformer av aluminium. Denne Al-karakteriseringen, samt bestemmelse av pH og konduktivitet ble utført direkte etter tilbakekomst til laboratoriet på Blindern, d.v.s. 1-4 timer etter prøvetaking. I tillegg ble det tatt 100 ml prøver (på polyetylenflasker) for tungmetall/sporelementanalyser, som ble analysert ved NILU. Disse prøvene ble kun tatt på 2 og 14 meters dyp.

Opplodding ble ikke gjort da det viste seg at dette allerede var utført av NIVA (Grande, 1970). Denne opploddingen ble foretatt med ekkolodd.

2.3 Kjemiske analyser

Det ble analysert på følgende hoved fysisk/kjemiske parametre: Temp, O₂, pH, ledningsevne (κ_{25}), Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, alkalinitet, PO₄³⁻, F⁻, total nitrogen (TN), total fosfor (TP), H₄SiO₄ (som SiO₂ L⁻¹), total organisk karbon (TOC). Metodene som er benyttet er beskrevet i Tornsjø (1996). Alle NIVA's metoder er akkreditert i henhold til EN 45000 standardene, mens UiO ikke har noen form for akkreditering. Analysene er utført på prøver fra 1m, 2m, 5m, 10m, 14 m (nær bunnen).

Av tungmetaller/sporelementer er det analysert på følgende elementer: Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, Co, Fe, Mn, As, Sr og Be. Disse analysene er gjort på vann fra 2 og 14 meters dyp. Med unntak av Cu og Co er alle elementene analysert på ved alle 12 prøvetidspunkt. Co ble analysert for de 7 første turene, Cu for de 5 siste. Begge elementene finnes i svært lave konsentrasjoner, på lik linje med Cd og As. Analysene ble utført av NILU i henhold til deres ICP-MS metode for bestemmelse av elementer i vann (NILU-U-110). Metoden er akkreditert i henhold til EN-45001 av Norsk Akkreditering.

Omfattende vannkjemiske analyser ble utført m.h.p. tilstandsformer av aluminium, hvor prøver ble analysert på etter 5 ulike ionbyttingshastigheter og 5 ulike ekstraksjonstider. Hovedprinsippet for ekstraksjonen er beskrevet av Barnes (1975), mens hovedprinsippet for ionbyttene er beskrevet av Driscoll (1984). Det som er nytt i dette prosjektet er bruk av flere ionbyttingshastigheter og ekstraksjonstider. Fordi dette er operasjonelt definerte fraksjoner ville vi se om ulike ionbyttingshastigheter eller ulike ekstraksjonstider kunne utvide vår kunnskap om tilstandsformer av aluminium. Målet med dette var å kunne få en enda bedre eller nærmere kopling mellom aluminiumskjemi og giftighetsrespons på fisk. Vi benyttet følgende ekstraksjonstider: 20 sekunder (s), 30s, 40s, 50s, 60s; og følgende ionbyttingshastigheter: 20, 30, 40, 50 og 60 mL min⁻¹ 13.5 mL ionbyttermasse⁻¹. I alle forsøk ble benyttet et ionbytterkolonne med bedvolum (ionbyttermasse) på ca 13.5 mL, d.v.s. ionbytterhastigheter på 1.5, 2.2, 3.0, 3.7, 4.4 mL min⁻¹ mL ionbyttermasse⁻¹.

Basert på Barnes/Driscoll metoden med en ekstraksjonstid på 20 sekunder og ionbyttingshastighet på 3.8 mL min⁻¹ mL bedvolum⁻¹, har vi målt følgende fraksjoner:

RAL: Total mengde Al (tot-Al). Målt på ekstrahert prøve som på forhånd er surgjort til pH 1 (med HCl eller HNO₃) i minst 24 timer.

Al_a: Totalt monomert Al. Målt på ekstrahert prøve av ubehandlet vann.

Al_o: Organisk monomert Al (også kalt ILAL). Målt på ekstrahert prøve av ionebyttet vann.

På bakgrunn av disse verdiene kan følgende Al-fraksjoner beregnes

Al_c: Kolloidalt Al. $Al_c = RAL - Al_a$

Al_i: Uorganisk monomert Al (også kalt LAL). $Al_i = Al_a - Al_o$.

I tillegg benyttet vi Al-spesieringsprogrammet ALCHEMI, Versjon-4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988) for teoretiske beregninger av uorganiske former av Al, total ladningssum for de uorganiske Al-formene (ΣAl^{n+}) og gjennomsnittsladning for hvert Al-atom (Al^{n+}).

2.4 Fiskeforsøk

Forsøksfisken som ble benyttet var første generasjon brunørret (*Salmo trutta* L.) i oppdrett fra Tunhovdstammen. Fisken ble hentet ved OFA's settefiskanlegg i Sørkedalen, samme dag som fisken ble satt ut i innsjøen. Fisken ble transportert til Nepptjern i lukkede plastposer med oksygenatmosfære. Ved høy lufttemperatur ble plastposene med fisk lagt på is under transporten. Normalt tok det ca 4 timer fra fisken ble hentet til den ble satt ut i Nepptjern. Fiskeforsøk ble gjennomført en gang hver måned i ett år. Vannprøver for kjemiske analyser ble tatt rett før, eller rett etter fiskeforsøkene for å unngå å stresse fisken unødvendig. Fisken ved settefiskanlegget på OFA fungerte som kontroll. Ved hvert tidspunkt ble ca 30 fisk fra hver aldersklasse plassert i nettposer ute i innsjøen. For de 8 første forsøktidspunkter ble kun to årsklasser benyttet, fisk klekket våren 1993 (1+) og våren 1994 (0+). Ved de siste 4 forsøktidspunkt ble det i tillegg gjort forsøk med fisk klekket

våren 1995. De ulike aldersklasser er beskrevet som 0+, 1+ og 2+, og definisjonen for de ulike aldersgrupper er:

0+: Fisk klekket våren 1994 for de åtte første forsøkene, og fisk klekket våren 1995 for de 4 siste forsøkene.

1+: Fisk klekket våren 1993 for de åtte første forsøkene, og fisk klekket våren 1994 for de 4 siste forsøkene.

2+: Fisk klekket våren 1993 for de 4 siste forsøkene.

All fisk ble eksponert på 2 meters dyp for å unngå den mest ekstreme vannkjemien rett under isen i forbindelse med innledende snøsmelting. Mortaliteten ble registrert hver 4. time gjennom 48 timer. Fiske ble vurdert som død når det ikke var tegn til gjellebevegelser, og ingen svømmerespons ble registrert ved stimulering av halefinnen. Akkumulert dødelighet ble brukt som mål på vannets giftighet. Både lengde og vekt ble registrert på samtlige forsøksfisk (Tabell II).

Tabell II. Lengde og vekt av fisk fra de ulike aldersklasser (0+, 1+, 2+) som inngikk i forsøkene i Neptjern fra november 1994 til oktober 1995.

Alder	0+			1+			2+			
	Dato	n	lengde (cm)	vekt (g)	n	lengde (cm)	vekt (g)	n	lengde (cm)	vekt (g)
	Nov-94	37	6.4 ± 0.6	3.0 ± 1.0	31	10.7 ± 1.0	13.3 ± 3.8			
	Des-94	31	6.1 ± 0.7	2.7 ± 0.9	31	11.5 ± 1.3	17.3 ± 6.3			
	Jan-95	30	6.1 ± 0.9	3.0 ± 1.3	29	11.2 ± 1.1	16.1 ± 4.3			
	Feb-95	30	6.6 ± 0.7	2.9 ± 0.8	35	12.4 ± 1.2	19.9 ± 6.0			
	Mar-95	31	6.1 ± 0.6	2.6 ± 0.8	28	11.9 ± 0.9	21.5 ± 5.7			
	Apr-95	32	7.0 ± 0.8	3.4 ± 1.3	32	11.1 ± 1.1	13.8 ± 4.0			
	Mai-95	31	6.6 ± 0.7	3.5 ± 1.2	32	11.5 ± 0.9	17.1 ± 4.4			
	Jun-95	31	6.6 ± 0.7	3.5 ± 1.2	31	10.7 ± 1.0	13.5 ± 3.7			
	Jul-95	32	3.2 ± 0.3	0.3 ± 0.1	32	8.5 ± 0.9	7.4 ± 2.3	30	12.4 ± 1.5	23 ± 8
	Aug-95	30	4.5 ± 0.4	0.9 ± 0.3	34	10.2 ± 1.0	12.4 ± 3.5	29	15.6 ± 3.5	47 ± 21
	Sep-95	31	4.7 ± 0.4	1.2 ± 0.4	30	11.1 ± 1.3	17.9 ± 6.6	31	18.9 ± 2.2	90 ± 32
	Okt-95	31	5.4 ± 0.6	1.6 ± 0.7	30	11.3 ± 1.2	17.3 ± 5.9	31	17.4 ± 1.6	65 ± 17

2.5 Statistikk

2.5.1 Mann-Whitney-test

Mann-Whitney testen (Miller & Miller, 1993) er en ikke-parametrisk statistisk test som brukes for å undersøke om det finnes signifikante forskjeller mellom to populasjoner. I en Mann-Whitney test finner man først antall resultater i den ene populasjonen som har høyere eller lavere verdi enn hvert av resultatene i den andre populasjonen. Man summerer så det totale antall verdier som er høyere/lavere og sammenligner med tabulerte verdier.

I den utvidete aluminiumfraksjoneringen brukte vi en ensidig test for å sjekke om konsentrasjonen av aluminium ved 60 sekunder ekstraksjonstid og ionebyttehastighet på 60 mL min^{-1} , var høyere enn ved 20 sekunders ekstraksjonstid og 20 mL min^{-1} . Vi brukte et 95% konfidensintervall ($P \leq 0.05$) som kriterium for signifikans.

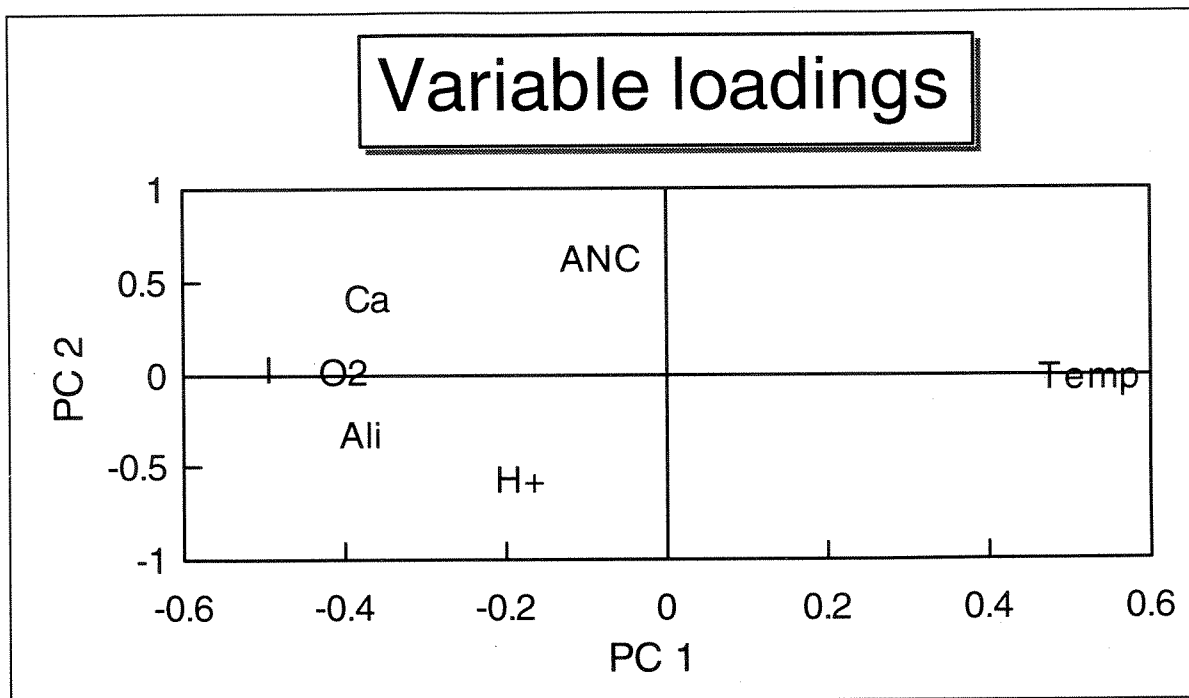
2.5.2 Prinsipalkomponentanalyse (PCA)

I datasettet fra Nepptjern er det en stor grad av naturlig spredning som skyldes bl.a. årstidsvariasjoner i de kjemiske dataene og i fiskene (lengde, vekt osv.). To prøveserier kan aldri samles inn under helt like forhold siden de ulike årstidene fører til store variasjoner i temperatur- og hydrologi, som igjen påvirker vannkjemien. I tillegg til den naturlige spredningen i datasettet, vil man også ha en variasjon som skyldes analytiske feilkilder/usikkerheter. I tillegg er flere av parametrene relativt korrelerte. For å tolke datamatrixene har vi benyttet prinsipalkomponentanalyse, PCA (Miller & Miller, 1993; Haakonsen, 1996). PCA er en data reduksjonsteknikk som brukes for å identifisere et lite sett av variable (prinsipalkomponenter) som står for en stor del av den totale variansen i de originale utgangsvariablene (Miller & Miller, 1993).

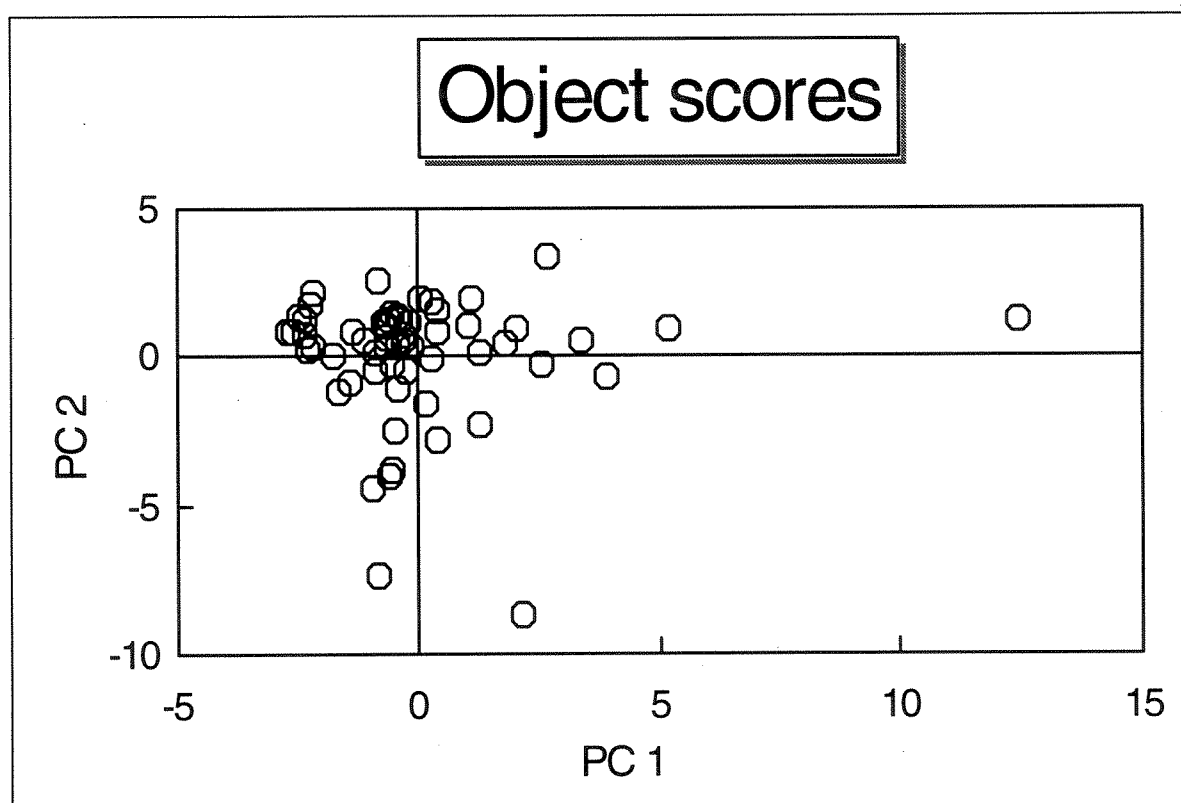
Man har en datamatrixe (X) med n variabler slik at objektene (i dette tilfellet er hver enkelt fisk som døde under forsøkene et objekt) er punkter i et n -dimensjonalt koordinatsystem. Man bruker PCA for å projisere datamatrixen ned på et lavere-dimensjonalt "subspace" med A dimensjoner. Slike "subspace" kalles prinsipalkomponenter. Vi har benyttet oss av statistikkprogrammet Minitab (MINITAB Reference Manual, 1993).

Den første prinsipalkomponenten (PC 1) beskriver mest av variansen i datasettet, mens PC 2 beskriver en mindre del osv. "Loading" eller "variable loading" for en prinsipalkomponent beskriver hvor mye hver enkelt variabel har å si for denne komponenten, og ligger i området -1 til $+1$. Variabler med relativt store absolutte "loadings" får da mye å si for denne komponenten. For relativt enkelt å kunne se hvilke variable som har mest å si for de forskjellige prinsipalkomponentene, kan man plote "variable loadings" for én PC-komponent mot de for en annen PC-komponent (Figur 3).

Resultatene fra en PCA-analyse kan brukes til å beregne "scores" eller "object scores" hver observasjon har på de ulike prinsipalkomponent-aksene. På samme måte som for de "variable loadings" kan også "object scores" for to komponenter plottes mot hverandre (Figur 4). De objektene som har lignende egenskaper vil nå ligge i nærheten av hverandre. De første prinsipalkomponentene viser de viktigste egenskapene til datamatrixen X .



Figur 3 Eksempel på framstilling av "variable loadings for prinsipalkomponent 1 og 2.



Figur 4 Eksempel på "object scores for de to første prinsipalkomponentene.

2.5.3 Overlevelsesanalyse

Fordelene med PCA-analyse er at en kan finne mønstre i komplekse datasett. En slik analyse vil derfor være godt egnet til bl.a. å generere hypoteser. Ulemper med PCA-analyse for vårt datasett, er at vi har få objekter ($n = 24$) slik at analysen blir meget usikker. Siden testen kun leter etter strukturer i datasettet og ikke bygger på noen konkret hypotese, blir resultatene fra PCA-analysene svært vanskelig å tolke. Disse problemene kan løses ved en så kalt overlevelsesanalyse. I overlevelsesanalysen er hver enkelt fisk som inngår i forsøkene ett objekt. Selv om observasjonsperioden slutter før fisken dør, tar analysen med seg denne informasjonen at fisken levde frem til sensureringstidpunktet. En annen forutsetning er derfor at sensureringen skjer tilfeldig. Sensurering vil si at fisk som dør under forsøkene betegnes 0, mens de fiskene som overlevde får betegnelsen 1. Det blir således lagt vekt på at det var fisk som overlevde forsøket. En slik sensurering muliggjør derfor sammenlikninger av dødelighetsforløp hvor dødeligheten $< 100\%$ ved forsøkets slutt. Overlevelses-analysene ble utført ved hjelp av statistikkprogrammet Survival Analysis Tools for StatView 4.5 (Abacus Concepts, 1994, for Mac).

Overlevelses analyser av denne typen brukes på data bestående av tidsintervaller mellom to hendelser, i dette tilfelle tiden fra fisken settes ut i Nepptjern til den dør. Analysene baserer seg på at død tidspunktet er nøyaktig kjent eller ligger innenfor et lite og kjent tidsintervall. Den statistiske analysen av overlevelsestid er bl.a. basert på følgende modelleringsverktøy (Bølviken & Skovlund, 1994):

* *Overlevelsesfunksjonen* $S(t)$: Sannsynligheten for at et individ er i live ved tiden t . $S(t)$ avtar med t .

* *Hasardfunksjonen* $\lambda(t)$: Sannsynligheten for at et individ dør innenfor $(t, t+\Delta t)$, gitt at individet var i live ved tiden t , er $\lambda(t)\Delta t$. Dette er et mål på risikoen for at hendelsen skjer, og omfatter forandringer i risiko over tid. Når alle variable/kovariater (Z) = 0, beskrives hasardfunksjonen som $\lambda_0(t)$. Det antas at hasarden for enhver verdi av Z kan uttrykkes ved funksjonen $\lambda(t;Z) = \lambda_0(t)*e^{\beta Z}$. Hvis Z øker fra 0 til 1 blir altså hasarden e^{β} ganger større.

Overlevelsesfunksjonen $S(t)$ ble estimert fra dataene fra *Kaplan-Meier* analysen. Denne metoden er ikke-parametrisk, og benytter seg ikke av hasardfunksjonen. Dette estimatet er beregnet for grafisk framstilling. Når antall observasjoner er "mange nok", vil usikkerheten i estimatene være tilnærmet normalfordelt, og et 95% konfidensintervall kan estimeres ved ± 2 ganger standard feil (SE).

For å undersøke simultan effekter av flere forklaringsvariabler (kovariater) for overlevelse, ble det brukt en proporsjonal hasard eller Cox-regresjonsanalyse (Cox & Oaks, 1984). Denne regresjonen er "semi-parametrisk" i den betydningen at det ikke forutsettes noen spesiell form på overlevelseskurvene, mens det er en sterk forutsetning at *proporsjonal hasarder* regulerer den relative oppførselen mellom individene eller mellom grupper av individer. Med begrepet *proporsjonale hasarder* menes det at forholdet mellom hasardene for to grupper av individer, eksempelvis mellom 0+ og 1+ er:

$$\lambda_1(t) = k\lambda_0(t)$$

hvor k er en konstant som ikke er avhengig av tiden, t .

Om gruppene med individer hadde *proporsjonal hasarder* ble undersøkt grafisk med Kaplan-Meier analysen, hvor de log-normale kumulative hasard plottene ble evaluert. Cox-modellen beskriver en multiplikativ effekt på hasardfunksjonen fra en endring i forklaringsvariabelen. Ved en endring i en forklaringsvariabel kan modellen f.eks. si at fisken opplever en halv gang eller to ganger så høy hasard.

Standard hypotesen som er av interesse i en proporsjonal hasard regresjonsanalyse, omfatter sammenhengen mellom overlevelse og en kovariat eller gruppe av kovariater. Slike kvalitative hypoteser er tilpasset modellen/analysen, ved å sette den relevante regresjonskoeffisienten $\beta = 0$. Som for lineær regresjonsanalyse, kan en slik nullhypotese undersøkes v.h.a. ulike metoder, bl.a. med en Wald test.

For å kunne sammenligne de ulike årsklassene best mulig, ble det testet på forskjellene mellom 0+ og 1+ for de 6 siste forsøkene, og forskjellene mellom 0+, 1+ og 2+ for de siste 4 forsøkene. At de første 6 forsøkene ikke ble tatt med i behandlingen henger sammen med at mortaliteten var minimal og relativt konstant for begge årsklassene gjennom denne perioden. Som i PCA-analysen, inngikk Al_i , og hydroksidbundet Al (HBA) som aluminiumvariabler i overlevelsesanalysene. Det ble således kjørt 4 slike overlevelses-analyser; 0+/1+ med Al_i , 0+/1+ med HBA, 0+/1+/2+ med Al_i og 0+/1+/2+ med HBA.

I matrisen som lå til grunn for overlevelsesanalysen, ble hvert enkelt individ tatt med. For hver fisk inngikk følgende informasjon:

- 1) Hvor lang tid det tok før den døde (for de fiskene som overlevde, viser sensureringen at den var levende etter 48 timer)
- 2) Lengden
- 3) Årsklassen
- 4) "Sensor"-faktor.

"Sensor"-faktoren er 0 for de fiskene som døde under forsøkene, og 1 for de som overlevde. I tillegg er det tatt med noen kjemiske og fysikalske parametre; temperaturen, $[H^+]$, $[Ca^{2+}]$, $[Al_i]$ evt. [HBA], ANC og ionstyrken (I). Da mange av disse parametrene er svært korrelerte (Tabell III) må man være svært varsom med å tolke effektene av disse når de bringes inn i en statistisk modell som i dette tilfellet skal beskrive forsursingsrelatert fiskedød. Effekten av hver enkelt variable kan ikke tilskrives denne alene, uten at man tar i betraktning hvilke andre variabler man også bringer inn i modellen. For å unngå dette problemet, ble det utført PCA-analyser med disse parametrene som variable. "Scorene" hver observasjon hadde på de ulike prinsipalkomponent-aksene, ble så brukt som kovariater i den proporsjonale hasard analysen. Dette har den fordel at variablene eller faktorene ikke er korrelerte, d.v.s. at de blir uavhengige av hverandre.

Tabell III Korrelasjoner (r) mellom de ulike variablene, $n = 12$. Signifikante korrelasjoner ($p < 0.01$) er angitt med uthevet skrift.

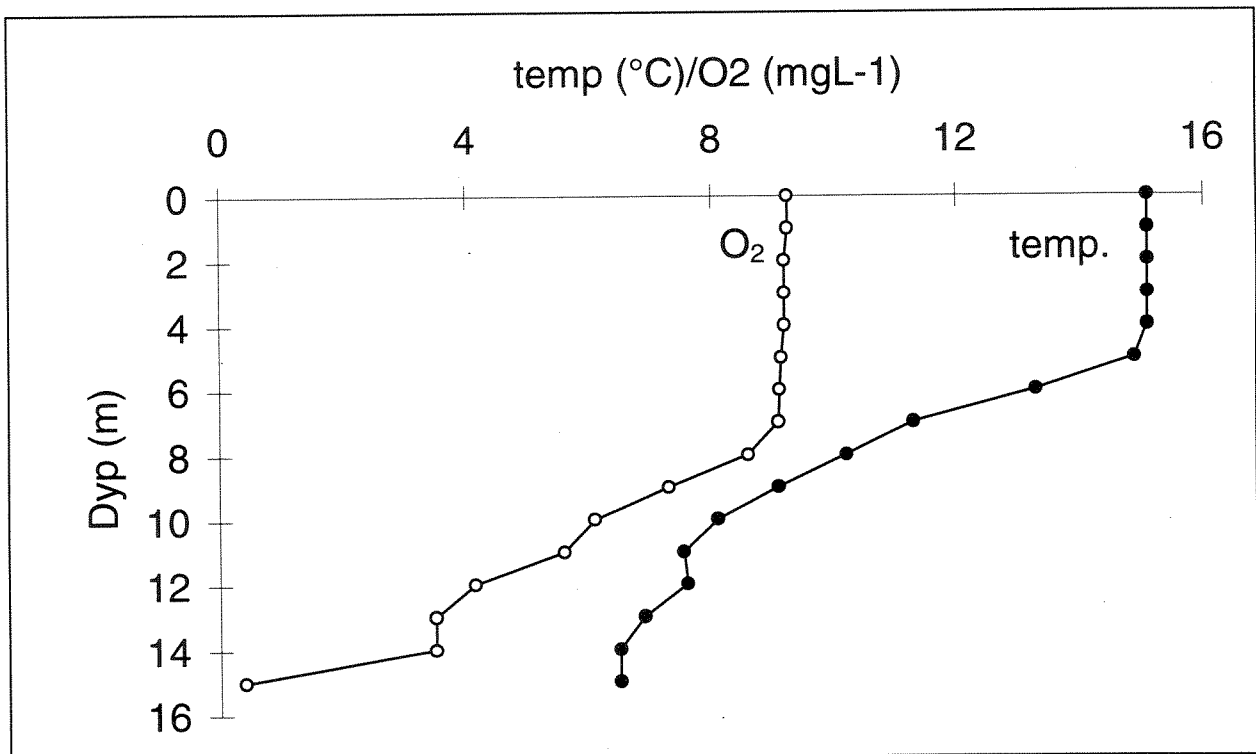
	Temp	O ₂	H ⁺	Ca	Al _i	HBA	FBA	I	ANC
Temp	1.000								
O ₂	-0.799	1.000							
H ⁺	-0.240	0.139	1.000						
Ca	-0.499	0.298	-0.257	1.000					
Al _i	-0.571	0.339	0.527	0.089	1.000				
HBA	0.622	-0.684	-0.607	-0.320	-0.242	1.000			
I	-0.686	0.343	0.339	0.753	0.573	-0.554	-0.257	1.000	
ANC	-0.190	0.110	-0.789	0.611	-0.290	0.194	-0.386	0.142	1.000

3. Resultater og diskusjon

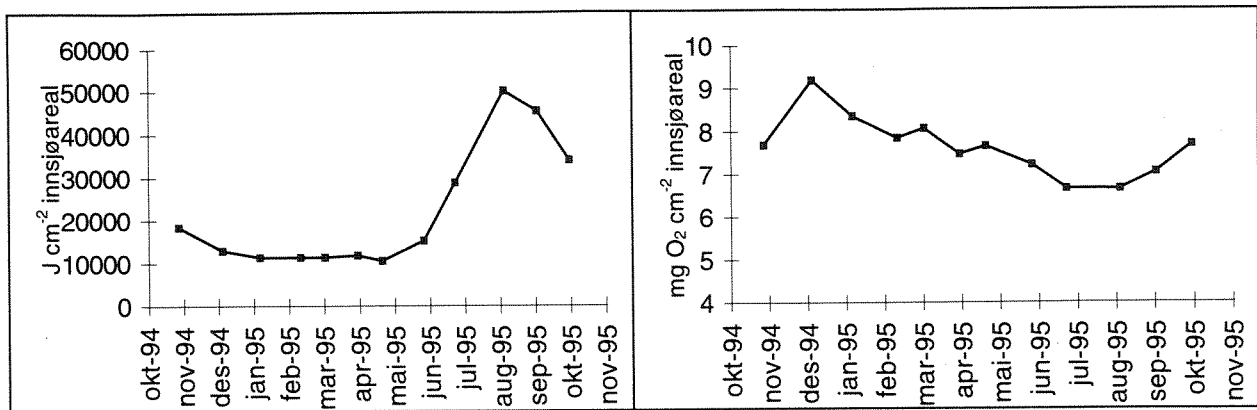
Nepptjern var islagt fra slutten av november 1994 til slutten av mai 1995. Vi har fulgt denne innsjøen gjennom en 4-5 års periode, og isgang i siste halvdel av mai synes relativt normalt. For relativt lavtliggende innsjøer på østlandet vil en slik sen isgang ofte medføre at vårsirkulasjonen uteblir eller blir ufullstendig fordi varmeinnstrålingen er relativt høy når isen går. Dette gjør at slike innsjøer raskt etablerer en termisk sjikting, i et epilimnion og et hypolimnion, som hindrer muligheten for vårsirkulasjon. Eneste fullstendig fullsirkulasjon i innsjøen finner derfor normalt sted på høsten.

På 1 meters dyp varierte temperaturen fra minimum 0.7°C (24/4-95) til maksimum 19.2°C (7/8-95), mens på 14 meter (\approx innsjøens maksimale dyp) var variasjonene langt mindre, fra 4.0°C (8/12-94) til 7.0°C (2/10-95). På 2 meters dyp hvor alle fiskeforsøkene ble gjennomført, varierte temperaturen fra 2.4°C (13/2-95) til 18.9°C (7/8-95). Termoklinen ble gradvis presset nedover gjennom hele sommeren, og nådde sitt maksimale dyp (8 ± 2 meter) i september (Figur 5) med en temperatur på 10.2°C (8 meters dyp).

Innsjøens årlige varmebudsjett ble beregnet til $39642 \text{ J cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ($9468 \text{ cal cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$). Beregningene er basert på differansen mellom innsjøens høyeste (08/12/94) og laveste (07/08/95) estimerte varmeinnhold (Figur 6). Varmebudsjettet for Nepptjern er i samsvar med det en finner i andre innsjøer som det er nærliggende å sammenligne med (se Wetzel, 1975). Gjennom denne perioden (08/12/94 - 07/08/95) tilføres innsjøen varme tilsvarende et gjennomsnitt på $378 \text{ J cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ($90 \text{ cal cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$).



Figur 5 Variasjoner i vanntemperatur og konsentrasjon av løst molekylært oksygen med dypet i Nepptjern i september 1995.



Figur 6 Innsjøens varmeinnhold ($J\ cm^{-2}\ innsjøareal$) og mengde løst molekylært O_2 ($mg\ O_2\ cm^{-2}\ innsjøareal$) ved de ulike prøvetakingstidspunkt. Beregningene er basert på summen av målinger på hvert enkelt meterdyp i innsjøen.

Som det fremgår i beskrivelsen av Nepptjern (Kap. 2.1) tilføres innsjøen relativt mye organisk material, som sedimenterer i innsjøen. Basert på målingene av løst molekylært O_2 i innsjøen, ble det høyeste O_2 -innholdet i innsjøen registrert i desember 1994 ($9.2\ mg\ O_2\ cm^{-2}$). Denne feltturen (08/12-1995) ble avvirket relativt kort tid etter islegging. Siden høstsirkulasjon var et faktum allerede i slutten av oktober (Figur 7), har innsjøen sannsynligvis fullsirkulert fram til isleggingen i slutten av november, begynnelsen av desember. Langvarig høstsirkulasjon med suksessiv nedgang i vanntemperaturen utover høsten er hovedårsakene til innsjøens høye O_2 -innhold i desember. Fra isleggingen avtok total mengden av løst molekylært O_2 i innsjøen gradvis utover vinteren (Figur 6). P.g.a. mangelfull vårsirkulasjon (Figur 7), fortsatte innsjøens totale O_2 -innhold å synke helt fram til august 1995 ($6.7\ mg\ O_2\ cm^{-2}$). På dette tidspunktet var oksygeninnholdet i innsjøen 73% av hva som ble registrert rundt isleggingstidspunktet i desember 1994. I den perioden innsjøen var islagt ble det beregnet en aktuell O_2 -defisitt på $0.33\ mg\ O_2\ cm^{-2}\ måned^{-1}$. Etter at innsjøens O_2 -innholdet var på sitt laveste i august 1995, begynte O_2 -innholdet igjen å stige, sannsynligvis som en følge av synkende temperaturer i epilimnion (økt løselighet av gasser) og større vannvolum i sirkulasjon etter som termoklinen ble dypere. Større sirkulerende epilimnion volum betyr større vannvolum i kontakt med luft. Undersøkelsene ble avsluttet 02/10-1995. Innsjøen hadde ikke fullsirkulert på dette tidspunkt. Sannsynligvis fullsirkulerte innsjøen noe senere i oktober. For at innsjøen skulle komme opp på samme O_2 -status som året før måtte innsjøen tilføres $1.5\ mg\ O_2\ cm^{-2}\ innsjøareal$ i høstsirkulasjonsperioden.

Som det fremgår av O_2 -målingene (Figur 7) er store deler av hypolimnion relativt O_2 -fattig, med tilnærmet O_2 -fritt vann ($0.1-0.3\ mg\ O_2\ L^{-1}$) nær bunnen fra januar og frem til høstsirkulasjonen. Disse redoksforholdene i hypolimnion avspeiler seg i en rekke vannkjemiske parametere som blir kommentert senere i rapporten.

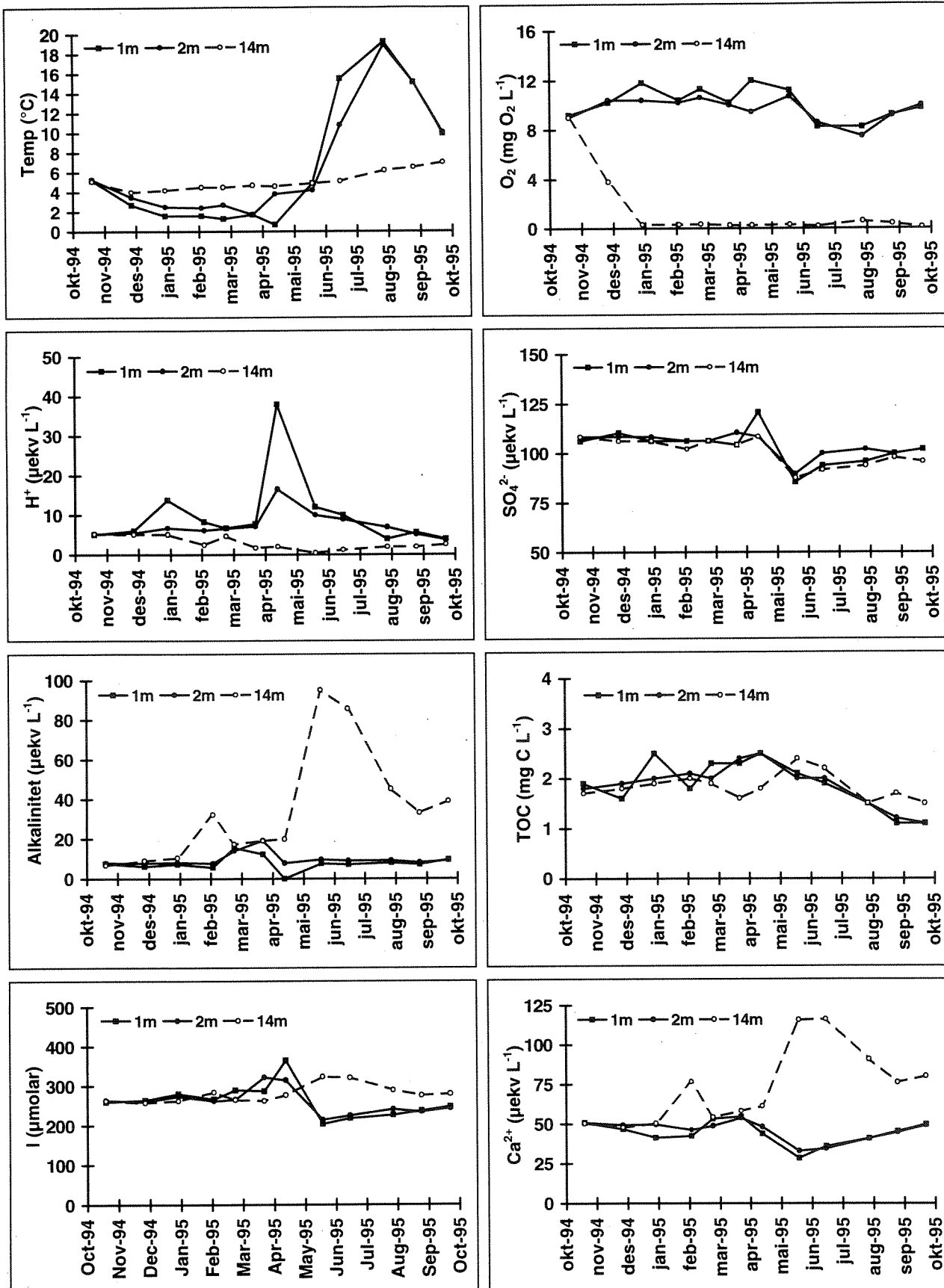
3.1. Vannkjemi

3.1.1. Hovedkjemisk sammensetning

Nepptjern er et relativt ionfattig vann med elektrolytisk ledningsevne på mellom 20-40 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Basekationkonsentrasjonene er relativt lave (Tabell IV), middel Ca-konsentrasjon er $\approx 1 \text{ mg L}^{-1}$ ($\approx 50 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$). Innsjøens SO_4^{2-} -konsentrasjon er på $\approx 5 \text{ mg L}^{-1}$ ($\approx 100 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$). Minimalt av dette svovelet er av marin- eller nedbørfelt-geologisk opprinnelse. Den høye sulfatkonsentrasjonen skyldes primært påvirkning av sur nedbør. Fordi nedbørfeltet består av bergarter med liten syrenøytraliserende evne, sparsomt med løsmasser, og med vegetasjon hvor gran, lyngarter og torvmoser dominerer, vil den sure nedbøren være av avgjørende betydning for innsjøens pH. Middel-pH i innsjøen er ca 5.0, og vannets syrenøytraliserings kapasitet (ANC) er gjennomgående $< -20 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$. Siden innsjøen mottar relativt mye organisk materiale og er termisk sjiktet gjennom store deler av året, blir bunnvannet relativt oksygenfritt. Dette er en direkte konsekvens av oksygenforbruket i forbindelse med nedbrytingen av det organisk materialet. Nær bunnen og i sedimentet vil derfor redokspotensialet (Eh) kunne være så lavt at H_2S lukt registreres, d.v.s. $\text{Eh} < 100 \text{ mV}$. Ved et slikt lavt redokspotensial vil sulfat (SO_4^{2-}) kunne reduseres til sulfid (S^{2-}), og utfelt treverdig jern (Fe^{3+}) reduseres til det mere løslige Fe^{2+} ($\text{Eh} < 200 \text{ mV}$). Ved lave Eh-verdier vil vanligvis også pH øke, fordi reduksjonsprosesser er H^+ -konsumerende prosesser. Samtidig vil CO_2 -konsentrasjonen øke samtidig med at vannets oksygen forbrukes. Alt dette vil kunne medføre bedre løselighetsbetingelser for eksempelvis kationer som bl.a. Fe, Mn og enkelte basekationer. Dette vil igjen bidra til høyere pH og alkalinitet i dypvannet. I Nepptjern ble de fleste vannkjemiske ekstremverdiene i dypvannet registrert under stagnasjonsperioden når Eh eller O_2 -innholdet i vannet var lavt; pH: 6.35, alkalinitet: $95 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$, Ca^{2+} : 2.32 mg L^{-1} ($116 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), Fe: $13.0 \text{ mg Fe L}^{-1}$. Samtidig ble de laveste SO_4^{2-} -konsentrasjonene registrert i dypvannet ($4.2 \text{ mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$; $87 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$). Sannsynligvis har SO_4^{2-} -konsentrasjonen i dypvannet vært enda lavere, men siden det ikke ble tatt prøver på spesielle flasker for å unngå oksidering av sulfid til sulfat, er dette de laveste verdiene som er registrert i undersøkelsesperioden.

I overflatevannet (1 meters dyp) ble høyeste elektrolytisk ledningsevne (κ_{25°) registrert 24/04/95. Samme dato ble den laveste pH-verdien (pH = 4.42, $[\text{H}^+]$: $38 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$) og de høyeste konsentrasjoner av Mg^{2+} (0.31 mg L^{-1} , $25.5 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), Na^+ (2.05 mg L^{-1} , $89.2 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), NH_4^+ ($248 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $17.7 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), SO_4^{2-} (5.8 mg L^{-1} , $121 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), Cl^- (3.1 mg L^{-1} , $87.4 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), NO_3^- -N ($455 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $32.5 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$) og TOC (2.5 mg C L^{-1}) registrert. Den lave pH'en gjorde også at vannet ikke hadde noen alkalinitet, og vannets ANC var på sitt laveste ($-75.7 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$). Også konsentrasjonen av aluminium var svært høy på denne tiden ($394 \text{ } \mu\text{g Al L}^{-1}$; $\Sigma\text{Al}^{\text{III}}$: $27.4 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$), selv om noe høyere konsentrasjoner ble målt i januar samme år. Høyeste konsentrasjon av aluminium i januar henger primært sammen med lav vanntemperatur (1.6°C), relativt lav pH (4.86) og relativt høy TOC (2.5 mg C L^{-1}).

De mange vannkjemiske ekstremverdiene på 1 meters dyp i april 1995 henger etter all sannsynlighet sammen med begynnende snøsmelting hvor mye ioner kommer ut i vannet med det første smeltevannet. Denne effekten er ofte betegnet som "piston" effekten (stempeleffekten), en effekt som er godt dokumentert og beskrevet (se bl.a. Johannessen et al. 1980). I Nepptjern har vi ytterligere en bekreftelse på at det ionrike vannet i april er et resultat av denne piston effekten, fordi også den lavest registrerte vanntemperaturen ble målt samtidig (0.7°C på 1 meter). Dette har direkte sammenheng med kaldt smeltevann med lavere tetthet enn vannet under.



Figur 7 Variasjon i vanntemperatur, løst molekylær oksygen, $[H^+]$, $[SO_4^{2-}]$, alkalinitet, TOC, ionstyrke (I) og $[Ca^{2+}]$ på h.h.v. 1, 2 og 14 meters dyp i Neptjærn fra oktober 1994 til oktober 1995.

Tabell IV Maksimums- (max), minimums- (min), middel- (mid ± SD) og medianverdier (med) for ulike kjemiske parametre i Nepptjern på 1, 2 og 14 meters dyp i undersøkelsesperioden, oktober 1994 til oktober 1995.

Dyp		1 m				2m				14m			
		max	min	mid ± std	med	max	min	mid ± std	med	max	min	mid ± std	med
H ⁺	µekv L ⁻¹	38.0	3.9	10.1 ± 9.3	7.3	10.0	3.7	6.7 ± 1.7	6.7	5.3	0.5	2.9 ± 1.7	2.3
Ca ²⁺	µekv L ⁻¹	54.9	28.4	44.5 ± 7.5	44.7	53.9	32.9	45.8 ± 6.5	48.2	116	47.9	73.3 ± 24.2	68.9
Mg ²⁺	µekv L ⁻¹	25.5	13.2	20.6 ± 3.5	21.8	31.3	15.6	21.3 ± 4.1	21.4	30.4	22.2	25.6 ± 2.8	25.1
Na ⁺	µekv L ⁻¹	89.2	48.3	66.8 ± 11.1	67.7	99.2	50.5	66.9 ± 12.1	66.1	70.5	64.4	67.5 ± 2.3	67.0
K ⁺	µekv L ⁻¹	7.4	3.6	5.1 ± 1.3	4.6	8.4	3.8	4.6 ± 1.3	4.4	6.1	3.6	4.6 ± 0.8	4.6
ΣAl ^{nt}	µekv L ⁻¹	28.2	10.4	17.1 ± 5.8	17.3	21.9	9.5	15.0 ± 3.6	15.9	14.4	3.5	8.6 ± 3.5	8.1
Al ^{nt}	pr. atom	1.88	1.03	1.29 ± 0.23	1.20	1.46	0.98	1.20 ± 0.12	1.20	1.12	0.41	0.83 ± 0.24	0.83
NH ₄ ⁺	µekv L ⁻¹	17.7	0.4	3.1 ± 5.9	0.9	1.6	0.4	1.0 ± 0.4	0.8	14.9	2.6	5.9 ± 4.7	3.7
SO ₄ ²⁻	µekv L ⁻¹	121	85.4	103 ± 9	105	110	89.5	104 ± 6	106	108	87.5	101 ± 7	103
Cl ⁻	µekv L ⁻¹	87.4	33.9	55.0 ± 16.0	52.2	93.1	39.5	53.1 ± 13.8	50.8	59.2	50.8	53.4 ± 2.5	53.6
Alk	µekv L ⁻¹	15.5	0.0	7.8 ± 3.7	7.4	19.1	7.7	9.8 ± 3.4	8.7	95.1	6.8	34.4 ± 28.9	26.1
NO ₃ ⁻	µekv L ⁻¹	32.5	1.1	6.1 ± 8.6	3.4	4.4	1.1	3.0 ± 1.1	2.9	4.3	0.1	2.0 ± 1.2	2.2
F ⁻	µekv L ⁻¹	7.3	2.9	4.0 ± 1.2	3.5	5.5	3.1	3.8 ± 0.7	3.5	4.4	3.1	3.8 ± 0.5	3.7
Tot-N	µg L ⁻¹	795	104	229 ± 185	188	380	125	196 ± 87	158	335	126	195 ± 67	160
SiO ₂	mg L ⁻¹	4.4	1.2	3.6 ± 0.9	3.8	4.3	0.9	3.6 ± 0.9	3.8	4.9	0.5	3.7 ± 1.1	4.0
TOC	mg C L ⁻¹	2.5	1.1	1.9 ± 0.5	1.9	2.5	1.1	1.9 ± 0.4	2.0	2.4	1.5	1.8 ± 0.3	1.8
Tot-Al	µg L ⁻¹	521	301	409 ± 75	404	497	296	404 ± 62	417	470	231	356 ± 76	377
Al _a	µg L ⁻¹	509	229	351 ± 77	351	405	229	334 ± 59	339	346	194	276 ± 54	285
Al _o	µg L ⁻¹	70	29	49 ± 14	49	73	31	52 ± 14	49	126	33	57 ± 25	50
Al _i	µg L ⁻¹	440	194	301 ± 67	303	339	197	283 ± 51	294	300	143	219 ± 49	223
ΣKat	µekv L ⁻¹	240	126	166 ± 31	163	217	132	164 ± 26	164	238	158	187 ± 27	179
ΣAn	µekv L ⁻¹	242	137	176 ± 29	174	230	146	176 ± 24	172	244	172	194 ± 23	191
CB	µekv L ⁻¹	-1.6	-17.7	-9.8 ± 5.0	-10.6	-0.4	-22.6	-12.4 ± 6.3	-13.5	5.1	-21.3	-7.5 ± 7.9	-7.2
ANC	µekv L ⁻¹	-11.1	-75.7	-27.2 ± 16.5	-24.2	-11.4	-37.2	-22.6 ± 7.7	-20.4	77.6	-22.0	15.1 ± 34.9	6.4

For de mere klassisk geologisk eller nedbørfelt deriverte kjemiske komponentene, Ca²⁺, K⁺, alkalinitet og Si, ble de høyeste verdiene registrert i perioden forut for vårmeltinga (i mars/april). Dette er også relativt vanlig fordi vanngjennomstrømningen er minimal på denne tiden, slik at vannets kontaktid i nedbørfeltet har vært lang før det når ut i innsjøen. Høyeste konsentrasjoner av Ca²⁺, K⁺, alkalinitet og Si var h.h.v. 1.10 mg L⁻¹ (54.9 µekv L⁻¹), 0.29 mg L⁻¹ (7.4 µekv L⁻¹), 15.5 µmol L⁻¹ og 4.4 mg SiO₂ L⁻¹.

De laveste konsentrasjoner av basekationer som Ca²⁺, Mg²⁺ og Na⁺ samt SO₄²⁻ ble registrert senere under snøsmeltinga. Dette skyldes den fortyningseffekten som normalt finner sted når hovedtyngden av smeltevann forlater nedbørfeltet. På denne tiden er fortsatt pH relativt lav (4.92). Også konsentrasjonen av andre hovedkjemiske komponenter er relativt lave på denne tiden (Figur 7 og 8), selv om de laveste konsentrasjonene for disse komponentene opptrer noe senere på sommeren/høsten eller under stagnasjonsperioden på vinteren.

Sesongvariasjonene på 2 meters dyp, hvor fisken ble eksponert, er svært lik de en finner på 1 meters dyp, men variasjonene er gjennomgående noe mindre. Som nevnt tidligere valgte vi å eksponere fisken på dette dypet for å unngå for stor smeltevannspåvirkning på våren. De vannkjemiske dataene ga en god bekreftelse på at dette var en riktig strategi. Mens eksempelvis pH, Ca²⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻-N og alkalinitet på 1 meters dyp var på h.h.v. 4.42 (38.0 µekv H⁺ L⁻¹), 0.88 mg L⁻¹ (43.9 µekv L⁻¹), 5.8 mg L⁻¹ (121 µekv L⁻¹), 455 µg N L⁻¹, (32.5 µekv L⁻¹) og 0 µmol L⁻¹ under den tidlige

snøsmeltingsperioden, lå tilsvarende verdier på 2 meters dyp på h.h.v. 4.78 ($16.6 \mu\text{ekv H}^+ \text{L}^{-1}$), 0.97 mg L^{-1} ($48.4 \mu\text{ekv L}^{-1}$), 5.2 mg L^{-1} ($108 \mu\text{ekv L}^{-1}$), $170 \mu\text{g N L}^{-1}$, ($12.1 \mu\text{ekv L}^{-1}$) og $7.9 \mu\text{mol L}^{-1}$. Konsentrasjonene av ulike Al-fraksjoner var høye og relativt like på 1 og 2 meters dyp under samme periode (Figur 8).

3.1.2 Tilstandsformer av aluminium

Total konsentrasjonen av aluminium (Al) i Nepptjern er meget høyt ($409 \pm 75 \mu\text{g L}^{-1}$ på 1 meters dyp). Siden hovedmengden er uorganisk Al (Al_i ; $301 \pm 67 \mu\text{g L}^{-1}$), må en regne vannet som meget giftig for mange akvatiske organismer. Totalkonsentrasjonen av Al er generelt høyere i overflatevannet (1 og 2 meter) sammenliknet med bunnvannet (Figur 6). I dypvannet er det gjennomgående mere høymolekylært, kolloidalt Al (Al_c) og mindre lavmolekylært Al (Al_a) enn i overflatevannet. Dette skyldes mest sannsynlig utfelling av Al i innsjøen. Mere utfelt/polymerisert Al i dypvannet er forventet fordi dette vannet gjennomgående har lengre oppholdstid i innsjøen og høyer pH. Enda tydeligere forskjeller er det mellom dypvannet og overflatevannet når det gjelder konsentrasjonen av lavmolekylære uorganiske Al-former (Al_i). En annen god indikator på mer framskredet polymerisering (mere kolloidalt Al) er den klart lavere kationiske ladningen på Al-kompleksene i dypvannet (Figur 8). Gjennomsnittsladningen for Al-kompleksene (ΣAl^{n+}) og for hvert enkelt Al-atom (Al^{n+}) avtok gradvis med dypet:

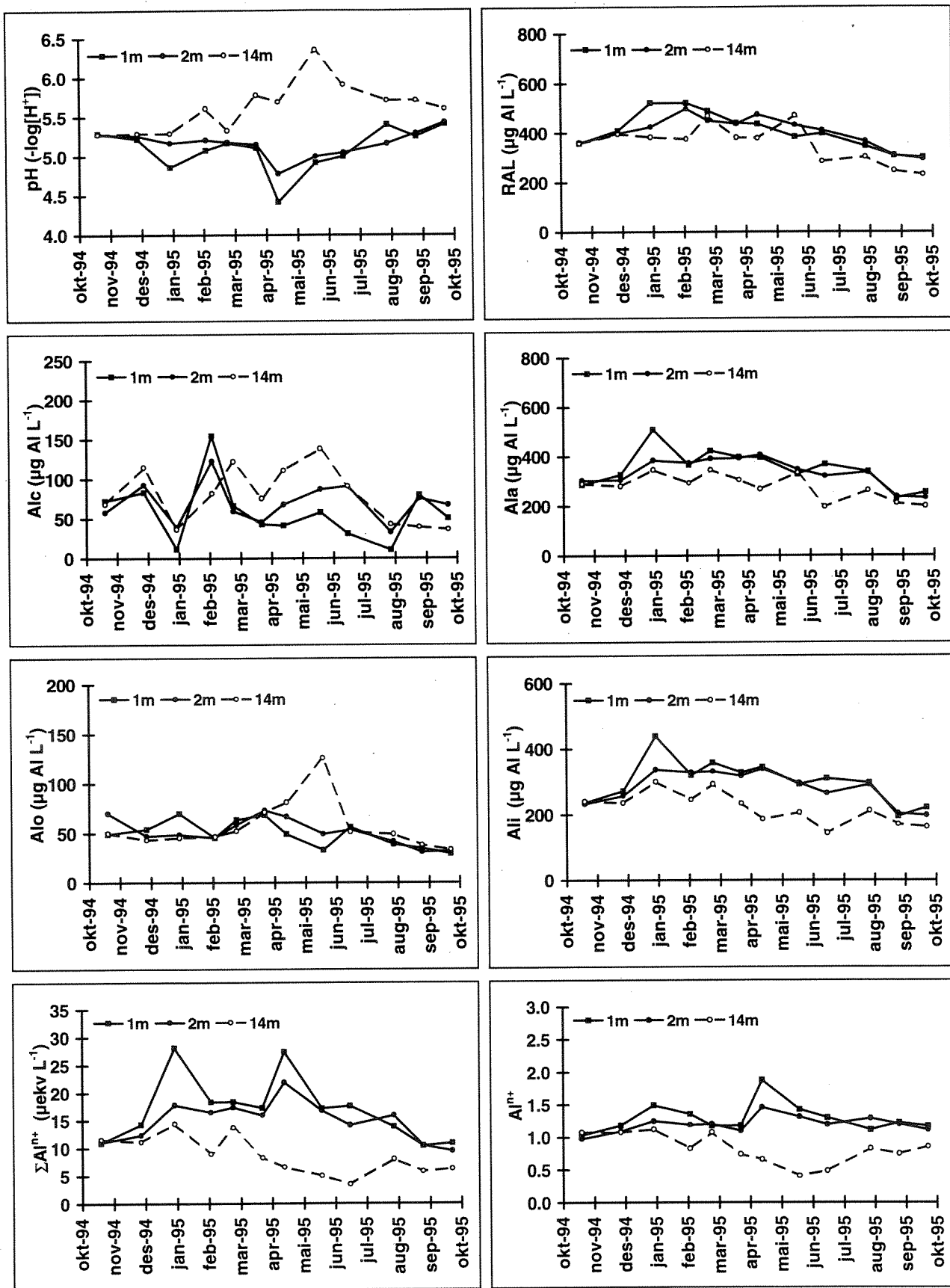
1 meter:	$17.1 \pm 5.8 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (ΣAl^{n+}),	1.29 ± 0.23 (Al^{n+})
2 meter:	$15.0 \pm 3.6 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (ΣAl^{n+}),	1.20 ± 0.12 (Al^{n+})
5 meter:	$15.0 \pm 2.9 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (ΣAl^{n+}),	1.20 ± 0.09 (Al^{n+})
10 meter:	$12.8 \pm 2.4 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (ΣAl^{n+}),	1.09 ± 0.08 (Al^{n+})
14 meter:	$8.6 \pm 3.5 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (ΣAl^{n+}),	0.83 ± 0.24 (Al^{n+})

Konsentrasjonen av organiske Al-forbindelser er relativt lave i alle dyp av innsjøen. Høyeste verdi ($126 \mu\text{g L}^{-1}$) ble registrert i bunnvannet (Figur 8) samtidig med de ekstremt høye Fe-verdiene (se Kap. 3.1.3). Også de høyeste konsentrasjonene av kolloidalt Al (Al_c) og totalt organisk karbon ble registrert samtidig. Alt dette tyder på at innsjøen er et sedimentasjonsbasseng for organisk materiale og metaller.

Ulike ekstraksjonstider og ionbyttingshastigheter

For ytterligere å vurdere tilstandsformer av aluminium ble analysemetoden for aluminium utvidet til 5 ulike ekstraksjonstider og 5 ulike ionbyttingshastigheter (Se Kap 2.3). Med basis i Mann-Whitney én-sidig test (Miller and Miller, 1993) ble det ikke funnet signifikante forskjeller ($P > 0.05$) mellom en ekstraksjonstid på 20 og 60 sekunder, hverken i Nepptjern vann eller syntetiske løsninger med tilnærmet samme Al-konsentrasjon og pH som i Nepptjern. Dette indikerer at Al-kompleksene i Nepptjern gjennomgående er så små at tilnærmet alle positivt ladete Al-komplekser lar seg ekstrahere i løpet av 20 sekunder. Forholdet mellom totalt ekstraherbart Al (Al_a) og total Al (Al_i) innsjøen varierte mellom 0.75 og 0.91.

Med basis i Mann-Whitney én-sidig test, ble det funnet signifikante forskjeller ($p = 0.05$) mellom mengden aluminium i eluatet etter ionbyttingshastigheter på h.h.v. 1.5 og $4.4 \text{ mL min}^{-1} \text{ mL bedvolum}^{-1}$. Dette gjaldt både for Nepptjernvann og de syntetiske løsningene. Dette er noe divergerende i forhold til Driscoll (1994) som ikke påviste noen forskjeller i mengde Al_i som sitter igjen på kolonnen opp til en ionbyttingshastighet på $6.3 \text{ mL min}^{-1} \text{ mL bedvolum}^{-1}$. Hvor signifikante disse forskjellene er, er noe usikkert siden konsentrasjonsforskjellene mellom de to ulike ionbyttingshastighetene i gjennomsnitt kun var $0.5 \mu\text{M}$ ($13.5 \mu\text{g Al/L}$).



Figur 8 Variasjon i pH, total Al (RAL), kolloidalt Al (Al_c), totalt monomert Al (Al_a), organisk monomert Al (Al_o), uorganisk monomert Al (Al_i), sum ladning Al_a (ΣAlⁿ⁺), gjennomsnittsladning pr. molekyl av Al_a (Alⁿ⁺) på h.h.v. 1, 2 og 14 meters dyp i Neptjærn fra oktober 1994 til oktober 1995.

Dette er nær deteksjonsgrensen for metoden. Ved å bruke Mann-Whitney testen på hvert enkelt dyp, var det kun på 5 og 10 meters dyp hvor forskjellene fortsatt var signifikante. Det som derimot ble påvist var at $Al_r-Al_a > Al_{or}-Al_o$. Dette betyr at differansen mellom total Al ekstraherbart i surgjort prøve og totalt ekstraherbart Al i ikke surgjort prøve, er større enn differansen mellom total ekstraherbart Al i surgjort eluat (ionbyttet vann) og total ekstraherbart Al i ikke surgjort eluat. Begge disse fraksjonene skulle teoretisk være like, fordi de skulle representere de samme høymolekylære, lite reaktive Al-forbindelsene og derfor ikke være reaktive med hverken ekstraksjonsmiddelet eller kationbytterten.

At noe av denne fraksjonen allikevel blir borte etter ionbytting kan derfor ha to årsaker:

- 1) Kompleksene er så store at en vil kunne få en ren filtreringseffekt i ionbytterkolonnen.
- 2) Store positivt ladete Al-komplekser vil til en viss grad kunne ha mulighet til å sitte på kationbytterten.

Vi har ikke analyser som kan avsløre om det skyldes en ren filtreringseffekt på kolonnen. Men hvis store positivt ladete Al-komplekser til en viss grad er tilstede i Nepptjern, vil høy ionebyttingshastighet bety at mindre av denne fraksjonen vil kunne reagere med ionbytterten. I så fall vil dette kunne underbygge antagelsene fra Mann-Whitney testen at mindre Al vil være tilstede i eluatet ved høy ionebyttingshastighet. I den ustabile Al-kjemien som finnes i en blandsone en viss tid etter en pH-økning i et surt Al-holdig vann, er det tidligere dokumentert (også i Nepptjern) at Al i ionbytte-eluatet (Al_o) vil øke en viss periode etter pH-justeringen, samtidig med at uorganisk lavmolekylært Al (Al_i) avtar. Dette er en direkte følge av tidlig Al-polymerisering, hvor Al-kompleksene vokser samtidig med at kompleksenes kationiske ladning avtar (Lydersen et al., 1994). Denne Al-dynamikken har en til nå kun klart å avdekke ved at ionbyttingen og påfølgende ekstraksjon foregår umiddelbart etter pH-justeringen.

Teoretiske beregnede Al-former.

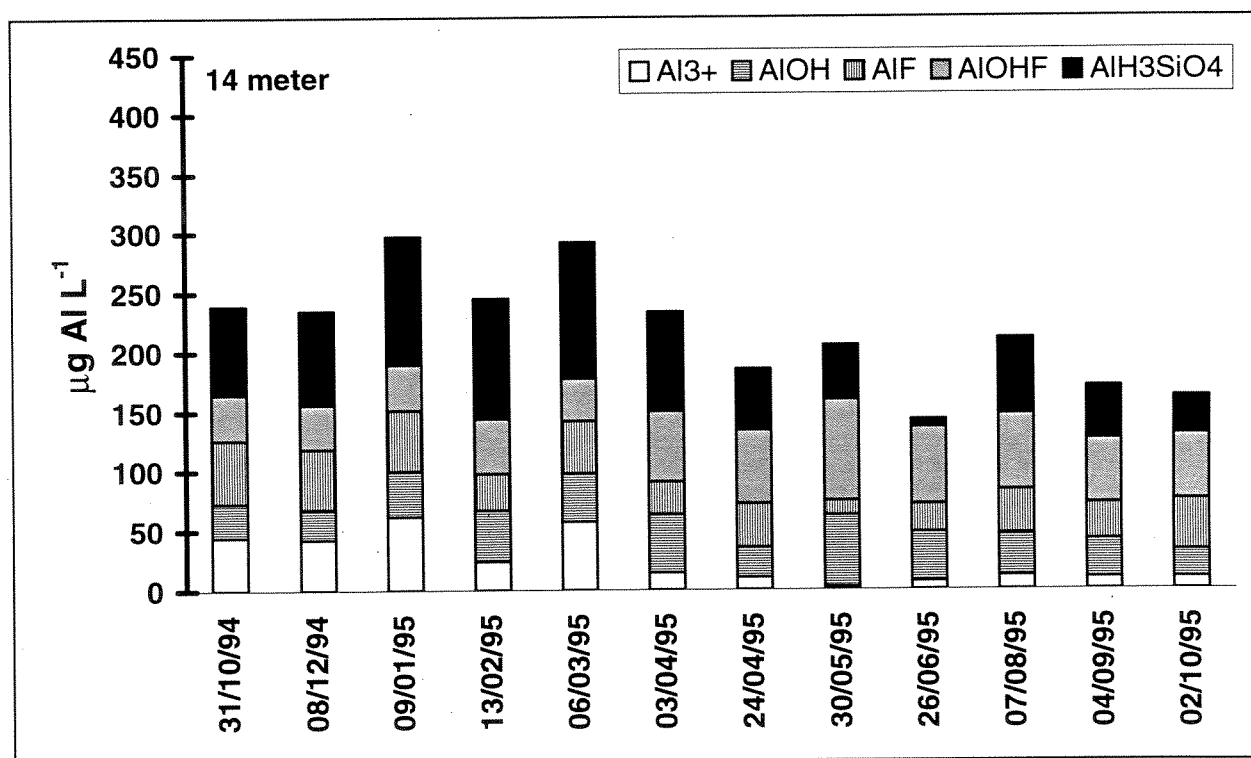
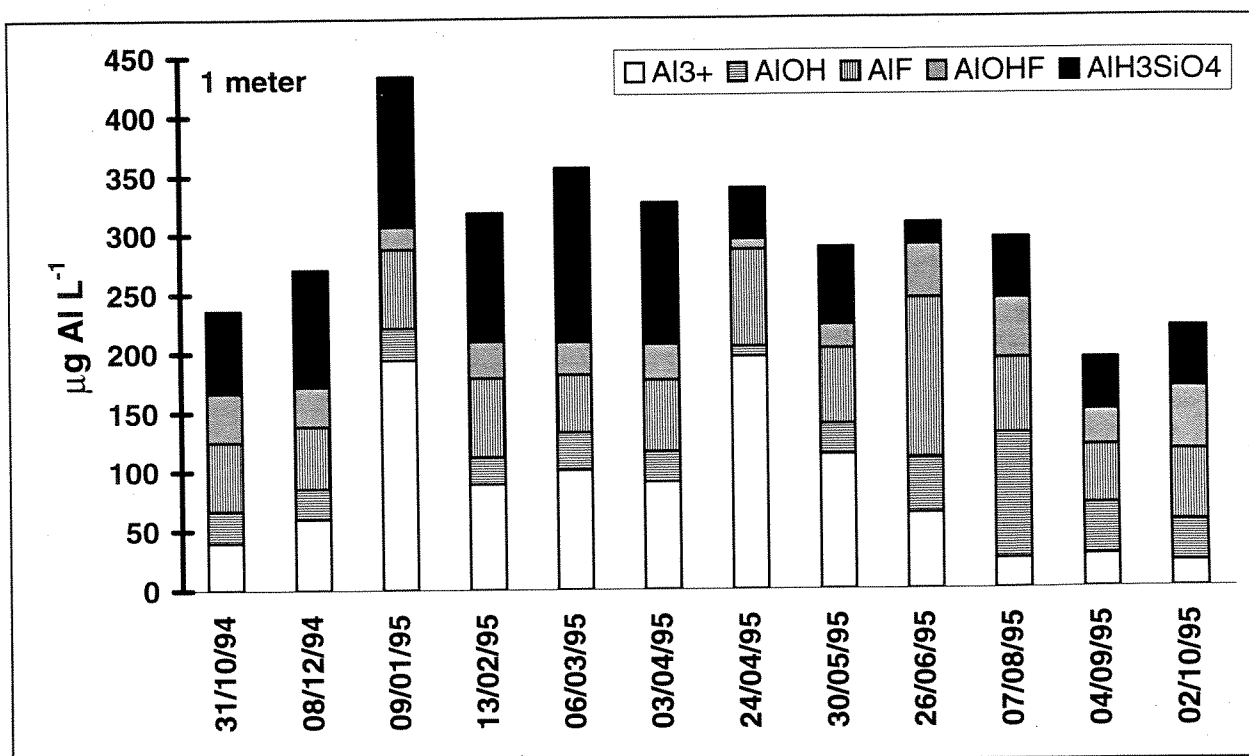
For ytterligere informasjon om tilstandsformer av Al har vi benyttet et spesieringsprogram, ALCHEMI, Versjon-4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988). På basis av termodynamiske data og innlagte kjemiske data fra innsjøen fra hver enkelt felttur, beregnet programmet bl.a. konsentrasjoner av ulike uorganiske Al-komplekser.

Basert på Al-spesieringsprogrammet er de dominerende Al-kompleksene ($< 10 \mu\text{g L}^{-1}$) i overflatevannet til Nepptjern (1 meter): $Al^{3+} > AlH_3SiO_4^{2+} > AlF^{2+} > AlOHF^+ > AlOH^{2+} > AlOH_2^+$. Middels-konsentrasjonene var h.h.v. $85 \pm 60 \mu\text{g L}^{-1}$ (Al^{3+}), $79 \pm 40 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlH_3SiO_4^{2+}$), $63 \pm 21 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlF^{2+}), $32 \pm 13 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOHF^+$), $22 \pm 8 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOH^{2+}$) og $14 \pm 18 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOH_2^+$).

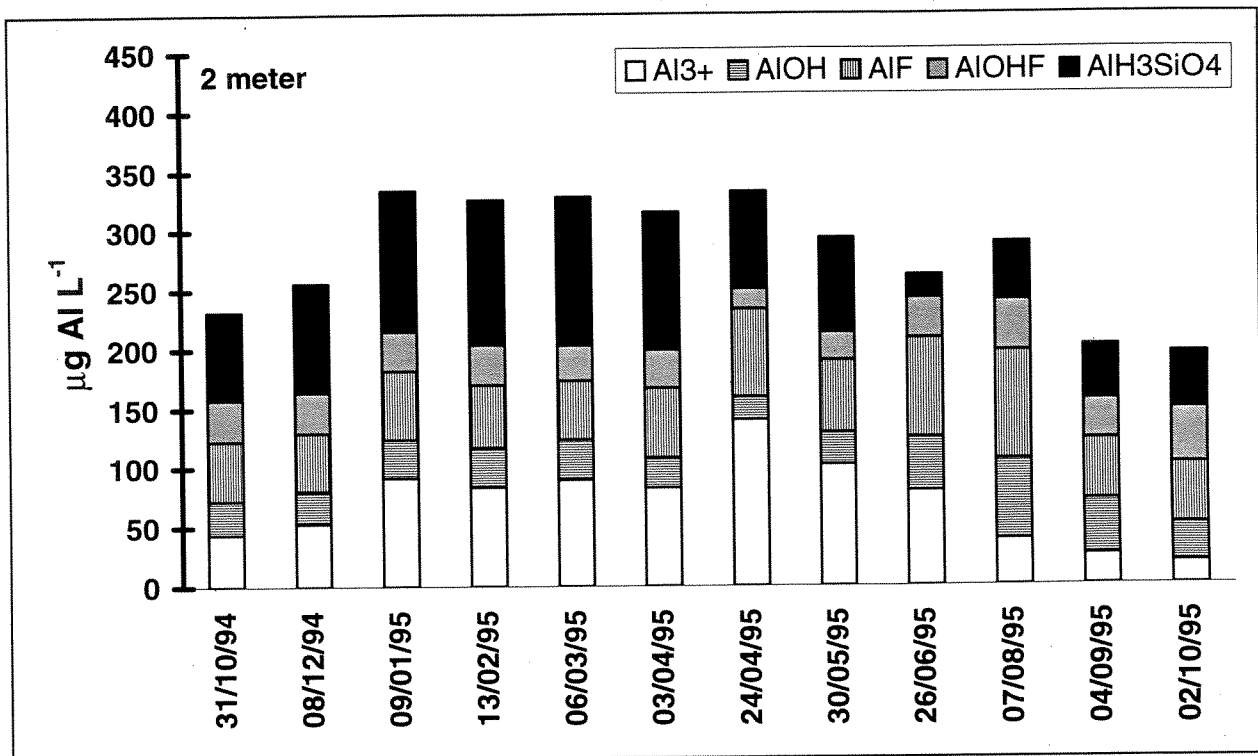
På 2 meter hvor fiskeforsøkene ble utført var $AlH_3SiO_4^{2+} > Al^{3+}$, men ellers var konsentrasjonsrekkefølgen som på 1 meter. Middelskonsentrasjonene på 2 meter var: $81 \pm 36 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlH_3SiO_4^{2+}$), $71 \pm 35 \mu\text{g L}^{-1}$ (Al^{3+}), $57 \pm 13 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlF^{2+}), $33 \pm 8 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOHF^+$), $23 \pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOH^{2+}$) og $12 \pm 9 \mu\text{g L}^{-1}$ ($AlOH_2^+$).

På 14 meter var konsentrasjonsrekkefølgen: $AlH_3SiO_4^{2+}$ ($67 \pm 33 \mu\text{g L}^{-1}$) $>$ $AlOHF^+$ ($52 \pm 14 \mu\text{g L}^{-1}$) $>$ AlF^{2+} ($33 \pm 12 \mu\text{g L}^{-1}$) $>$ Al^{3+} ($25 \pm 21 \mu\text{g L}^{-1}$) $>$ $AlOH^{2+}$ ($20 \pm 12 \mu\text{g L}^{-1}$) $>$ $AlOH_2^+$ ($16 \pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$).

Konsentrasjonsvariasjonene av de ulike formene er primært avhengig av vannets pH og temperatur, samt vannets konsentrasjon av kiseltsyre og fluorid. Som for den analytiske spesieringen ser vi at bunnvannet bærer preg av mer framskredet polymerisering, med mere Al på hydroksidform, noe som er en direkte følge av bunnvannets høyere pH og alder. I fiskeforsøkene har vi slått sammen Al-komplekser i de gruppene som er angitt i Figur 9 og 10.



Figur 9 Konsentrasjoner av hovedkjemiske tilstandsformer av uorganisk aluminium i Nepttjern på 1 meter og 14 meters dyp i perioden oktober 1994 til oktober 1995. AlOH: aluminiumhydroksider; AlF: aluminiumfluorider; AlOHF: aluminiumhydroksyfluorider; AlH₃SiO₄: aluminiumsilikater. Beregningene er utført v.h.a. spesieringsprogrammet ALCHEMI-versjon 4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988).



Figur 10 Konsentrasjoner av hovedkjemiske tilstandsformer av uorganisk aluminium i Nepttjern på 2 meters dyp hvor fiskeforsøkene ble utført. AlOH: aluminiumhydroksider; AlF: aluminiumfluorider; AlOHF: aluminiumhydroksyfluorider; AlH₃SiO₄: aluminiumsilikater. Beregningene er utført v.h.a. spesieringsprogrammet ALCHEMI-versjon 4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988).

3.1.3 Tungmetaller og sporelementer

Tungmetaller/sporelementer er kun analysert på 2 og 14 meters dyp. Sammenliknet med overflatevann fra ≈ 500 norske innsjøer, prøvetatt høsten 1995 (Skjelkvåle, 1996) er konsentrasjonene av Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, Mn, og Be på 2 meter i Nepttjern høyere enn median-verdiene for disse innsjøene (Tabell V), mens Sr, Co, Fe er lavere. Spesielt konsentrasjonene av Mn og Zn er svært mye høyere i Nepttjern. Maksimums-, minimums og median-verdi for Zn i Nepttjern er på h.h.v. 24.4, 19.0 og 22.7 µg L⁻¹, men dette er relativt normale konsentrasjoner for mange områder i Norge som er påvirket av sur nedbør. Veid konsentrasjonsmiddel for Zn i nedbøren ved nærmeste meteorologiske stasjon (Nordmoen) i 1994 var 4.02 µg L⁻¹ (Skjelkvåle, 1995). En kombinasjon av tilførsler av Zn via nedbøren og relativt høy frigjøring av dette metallet fra det relativt sure jordsmonnet er nok hovedårsakene til de relativt høye konsentrasjonene. Mangankonsentrasjonene er også relativt høye i overflatevannet i Nepttjern sammenlignet med medianverdien for overflatevann i norske innsjøer. Siden dette ikke også er tilfellet for Fe, må det skyldes at mineraler i Nepttjerns nedbørfelt må være relativt rike på mangan, eller at redoksforholdene ofte er på et nivå hvor Mn reduseres og ikke Fe, d.v.s. E_h (200 - 400 mV). Både mangan og sink er ikke regnet som spesielt giftige tungmetaller. P.g.a. av dette og de generelt lave konsentrasjonene av andre tungmetaller/sporelementer i Nepttjern (Figur 11; Tabell V) vil vi ikke anta at disse elementene spiller noen viktig rolle for vannets giftighet sammenliknet med aluminium.

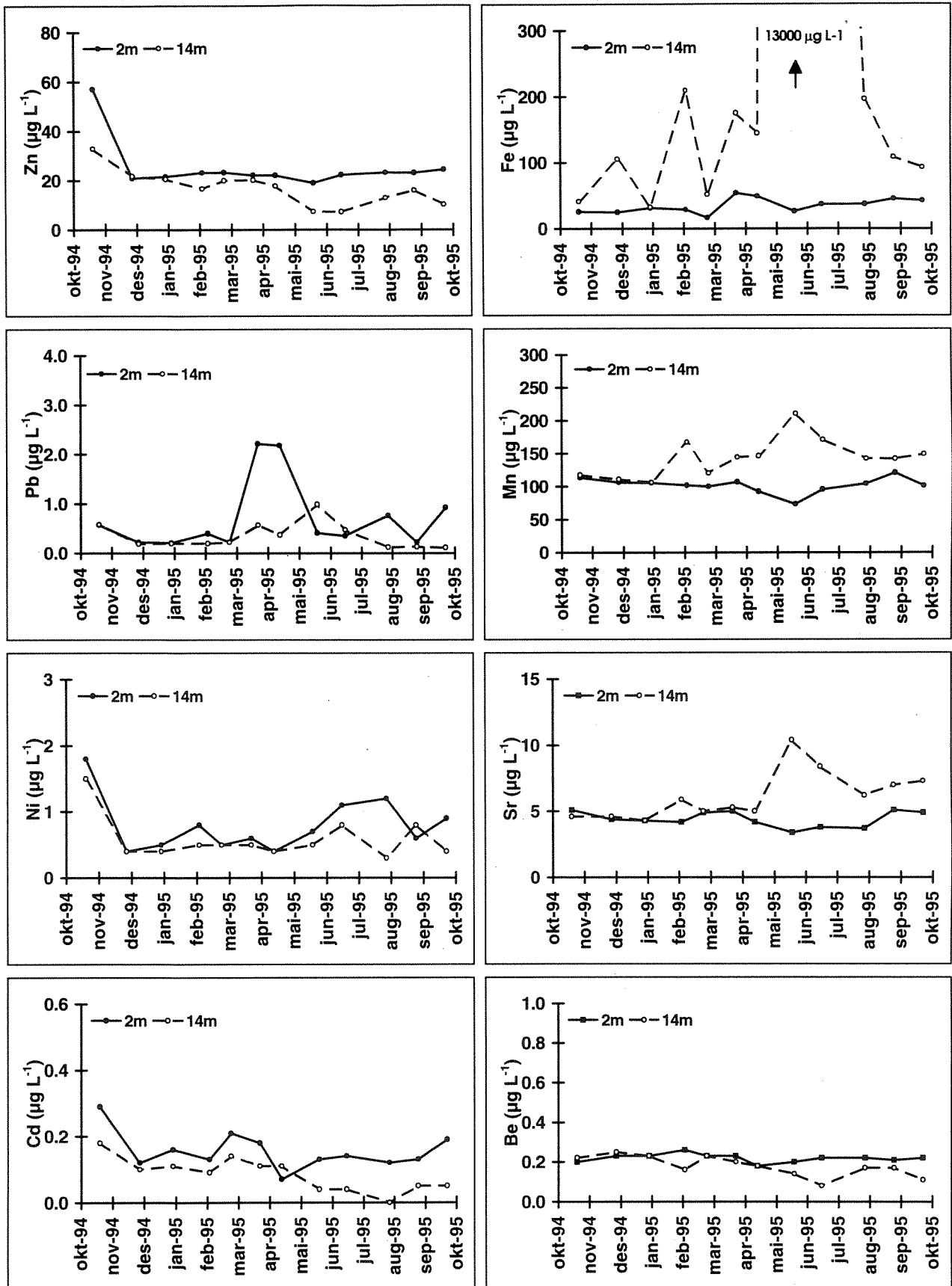
Tabell V Minimums-, maksimums- og median-konsentrasjoner av sporelementer/tungmetaller i Nepptjern, Nordmarka på 2 og 14 meters dyp (nær bunnen) i perioden oktober 1994 til oktober 1995, og i \approx 500 norske innsjøer prøvetatt høsten 1995 (Skjelkvåle, 1996).

Lokalitet	Nepptjern, 2 m			Nepptjern, 14 m			\approx 500 norske innsjøer		
	Element	Min	Maks	Median	Min	Maks	Median	Min	Maks
Pb $\mu\text{g L}^{-1}$	0.21	2.21	0.41	0.11	0.99	0.21	<0.03	14.8	0.18
Cd $\mu\text{g L}^{-1}$	0.07	0.21	0.14	0.04	0.14	0.09	<0.02	0.26	<0.02
Zn $\mu\text{g L}^{-1}$	19.0	24.4	22.7	7.20	21.7	16.3	<0.3	139	1.70
Ni $\mu\text{g L}^{-1}$	0.40	1.20	0.65	0.30	0.80	0.50	<0.1	4.82	0.33
Cu $\mu\text{g L}^{-1}$	<0.2	1.60	0.75	<0.2	0.90	0.40	<0.2	37.7	0.41
Co $\mu\text{g L}^{-1}$	0.02	0.04	0.02	0.02	0.06	0.05	<0.02	3.15	0.05
Fe $\mu\text{g L}^{-1}$	16.6	54.1	37.1	32.7	13012	161	<15	7680	60.7
Mn $\mu\text{g L}^{-1}$	73.1	119	101	106	210	145	<0.2	327	3.43
As $\mu\text{g L}^{-1}$	0.10	0.20	0.20	0.10	0.40	0.30			
Sr $\mu\text{g L}^{-1}$	3.40	5.10	4.25	4.30	10.4	6.05	0.32	3861	5.91
Be $\mu\text{g L}^{-1}$	0.18	0.26	0.22	0.08	0.25	0.17	<0.01	1.34	<0.01

Cd, Zn, Ni, As, Sr oppviste de høyeste konsentrasjonene på 2 meters dyp under høstsirkulasjonen i oktober 1994. Dette kan til en viss grad tenkes å ha sammenheng med sirkulasjonen fordi innsjøens O_2 -fattige og metallanrikede dypvann da blandes med innsjøens overflatevann. Siden dette ikke også er tilfellet for jern og mangan, samt at konsentrasjonen av Cd, Zn og Ni ikke var spesielt høye under sommerstagnasjonen i 1995, er det mere nærliggende å tro at vannprøven tatt i oktober 1994 kan ha blitt kontaminert. Konsentrasjonen av Pb er på sitt høyeste under den tidlige vårsmeltingsperioden ($2.20 \mu\text{g L}^{-1}$). Dette er rimelig siden hovedkilden til bly er forurensninger fra atmosfæren. P.g.a. av akkumulering av snø gjennom vinteren, vil også høye konsentrasjoner av bly kunne komme ut i vann og vassdrag tidlig i snøsmeltinga. Veide månedsmiddel konsentrasjoner av Pb i nedbøren gjennom vinteren 1994 ved nærmeste meteorologiske stasjon, Nordmoen, lå mellom $4-6 \mu\text{g L}^{-1}$ (Skjelkvåle, 1995), veid årsmiddel på $1.73 \mu\text{g L}^{-1}$ (Skjelkvåle, 1995). Dette bekrefter høy grad av atmosfærisk tilførsel av dette elementet.

I dypvannet var det først og fremst konsentrasjonen av Fe som var ekstremt høy under stagnasjonsperioden (Figur 11). I mai 1995 (30-05-1995) ble det målt over 13 mg Fe L^{-1} i dypvannet. Også i juni (26-06-1995) ble det registrert en relativt høy Fe-konsentrasjon ($1.47 \text{ mg Fe L}^{-1}$). At ikke tilsvarende høye verdier ble registrert senere i stagnasjonsperioden har nok prøvetekniske årsaker. Redoksgradienten er nok svært kraftig rett over innsjøsedimentet. Det betyr at kun små variasjoner i prøvetakingsdyp m.h.p. den prøven som tæs rett over sedimentet, vil kunne medføre store variasjoner i redoksforhold og derigjennom vannkjemi.

Samtidig med de ekstremt høye Fe-verdiene, ble også maksimalverdier registrert for Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , alkalinitet, pH og Sr^{2+} . Siden Sr^{2+} også er et jordalkalimetall på linje med Ca^{2+} og Mg^{2+} vil vi anta at disse primært har geologiske opprinnelse, og derfor stor grad av samvariasjon. At disse ekstremverdiene også sammenfaller med lave NO_3^- og SO_4^{2-} konsentrasjoner og høy NH_4^+ konsentrasjon er en ytterligere bekreftelse på de kjemiske prosesser som finner sted når vannets O_2 -innhold eller redokspotensial er lavt.



Figur 11 Variasjon i Zn, Fe, Pb, Mn, Ni, Sr, Cd og Be på h.h.v. 2 og 14 meters dyp i Nepptjern fra oktober 1994 til oktober 1995.

3.2 Fiskeforsøk

3.2.1 Mortalitet

Alle dødelighetskurvene er vist i figur 12. Ved de 8 første eksponeringstidspunktene (november 1994 - juni 1995) ble kun to årsklasser av brunørret eksponert, fisk klekket våren 1993 og 1994. For de 4 siste forsøkene (juli 1995 - oktober 1995) inngikk også fisk klekket våren 1995. De ulike aldersklasser er beskrevet 0+, 1+ og 2+, og definisjonen for de ulike aldersgrupper er angitt i Kap. 2.4.

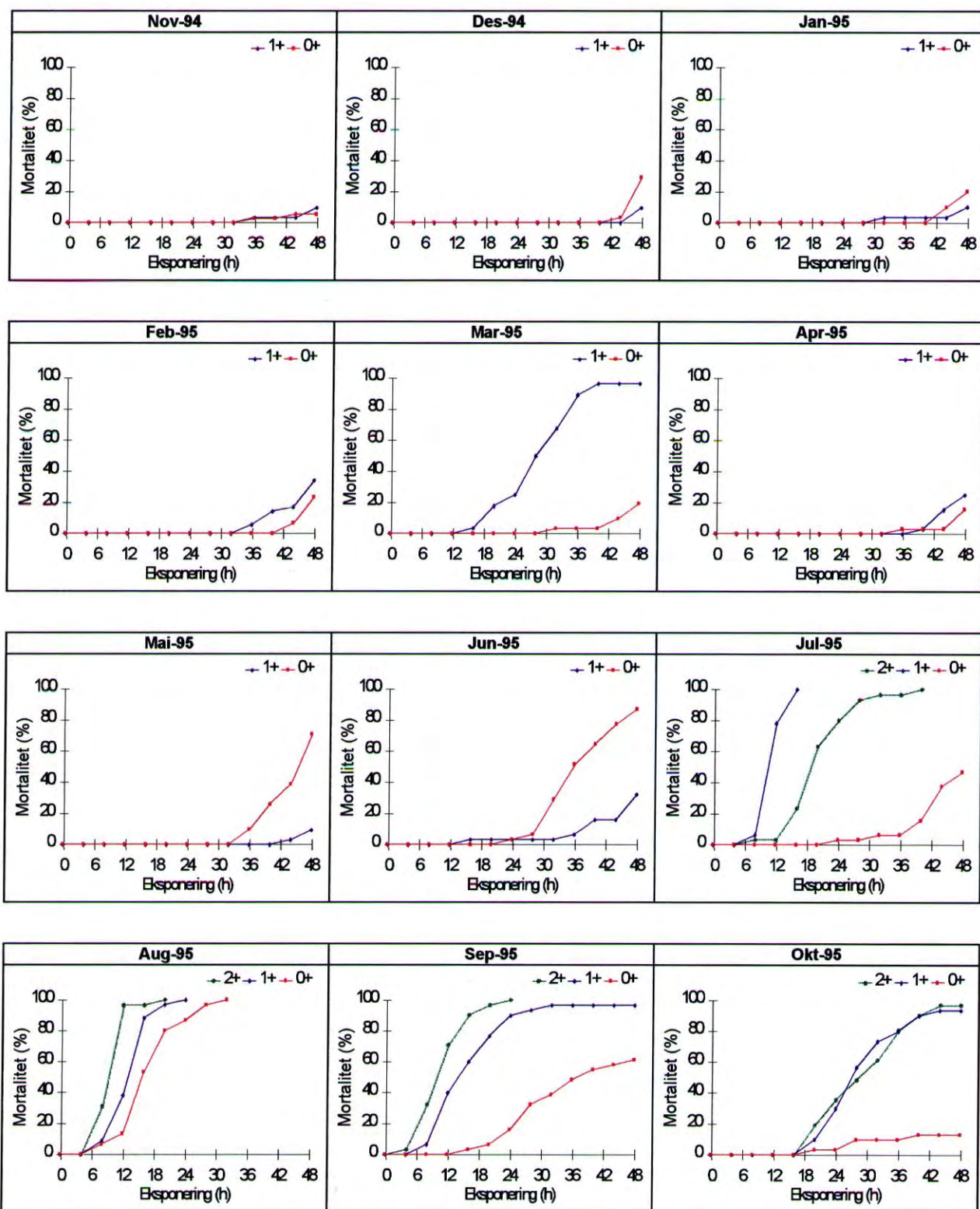
Alle fiskeforsøkene er basert på 48 timers eksponering av fisk holdt i nettposer ute i innsjøen. Mortaliteten ble sjekket hver 4. time. Det ble ikke registrert noen dødelighet på kontrollfiskene som var på settefiskanlegget.

For alle fiskeforsøkene i Nepptjern, f.o.m. november 1994 t.o.m. april 1995, var mortaliteten svært liten. Det var allikevel en gjennomgående tendens at fiske begynte å dø ved forsøkenes slutt, d.v.s. etter 48 timer. For fiskeforsøkene i mars 1995 ble det derimot registrert unormalt høy dødelighet for 1+ fisk. Hovedårsaken til dette kan sannsynligvis skyldes det faktum at denne fisken hadde gått i svært kaldt vann (1.5°C, mot 2.5°C for 0+). Kaldt vann (< 4°C) er tidligere påvist å være kritisk for overlevelse av atlantisk laks (*Salmo salar* L.) i oppdrett (Johansson, 1997). Sykdommen betegnes ofte som kaldtvannsyken. Ved utsetting i Nepptjern var 1+ fisken svært slapp, og enkelte lå på ryggen allerede ved forsøkstart. Forsøkene med 1+ fra denne eksponeringen er derfor utelatt i de statistiske modelleringene som presenteres senere.

Under forsøket i mai ble det registrert relativt høy dødelighet blant 0+, mens det fremdeles ble registrert svært liten dødelighet på 1+ (Figur 12). Dette kan skyldes bl.a. den lave pH'en og de ekstreme vannkjemiske forhold som ble registrert samtidig. Dette skyldes sannsynligvis effekter av tidlig snøsmelting (Se Kap 3.1). Aluminiumsverdiene var ikke spesielt ekstreme i forbindelse med denne episoden. Høyere dødeligheten for yngre fisk i forhold til eldre fisk som en følge av bl.a. lav pH, er tidligere beskrevet (se bl.a. Baker and Schofield, 1980). Dette kan tyde på at forstyrrelser i fiskens ioneregulering er avgjørende dødelighetsfaktor ved lav pH. Dette vil da kunne forklare hvorfor de minste fiskene døde først, siden disse har størst gjelleoverflate i forhold til kroppsstørrelse (Huges, 1984), slik at de raskere vil tape plasmaioner enn større fisk.

Under forsøket i juni fikk vi en klar økning i mortalitet for både 0+ og 1+ i forhold til tidligere forsøk. H.h.v. 87% av 0+ og 32% av 1+ var døde etter 48 timers eksponering (Tabell VI). Fiskene begynte også å dø på et tidligere tidspunkt enn tidligere. For de 4 siste forsøkene (juli 1995 - oktober 1995) var mortaliteten mye høyere enn for tidligere forsøk. Høyeste mortalitet ble påvist i juli og august. I juli døde alle 1+ inne 16 timer, og alle 2+ inne 40 timers eksponering. Mortaliteten for de yngste fiskene (0+) var langt lavere (47% på 48 timer). Under forsøkene i august var samtlige fisk som ble eksponert døde innen 32 timer. I september avtok mortaliteten noe, men var fortsatt svært høy, og en ytterligere nedgang i mortalitet ble registrert i oktober. I de 4 siste forsøkene, hvor mortaliteten var klart høyest, var det en klar tendens til at de eldste fiskene (2+, 1+) døde mye raskere enn de yngste (0+). Om det er en signifikant relasjonen mellom fiskens alder og mortalitet er undersøkt v.h.a. ulike statistiske metoder som presenteres senere i rapporten.

Variasjonene i mortalitet gjennom året ser ikke ut til å kunne forklares med konsentrasjonen av uorganisk aluminium (Figur 8), men er relativt godt relatert til vanntemperaturen. Temperaturen påvirker essensielle kjemiske faktorer som Al-polymerisering og vannets O₂-innhold, samt biologiske faktorer som stoffskifte og respirasjonsrate.



Figur 12 Mortalitetsskurver for ulike aldersgrupper (— : 2+ — : 1+ — : 0+) av brunørret eksponert til surt Al-rikt vann i 48 timer. Mortalitetstudiene er utført en gang hver måned fra november 1994 til oktober 1995 i innsjøen Neptjern i Nordmarka.

Tabell VI. Lengde og prosent dødelighet av ulike aldersklasser (0+, 1+, 2+) etter 24 og 48 timers eksponering i Neptjern fra november 1994 til oktober 1995.

Alder	0+			1+			2+		
	lengde cm	% døde 24 t	% døde 48 t	lengde cm	% døde 24 t	% døde 48 t	lengde cm	% døde 24 t	% døde 48 t
Nov-94	6.3	0	5	11.4	0	11			
Des-94	6.2	0	29	11.3	0	10			
Jan-95	5.8	0	20	10.2	0	10			
Feb-95	6.2	0	23	12.0	0	34			
Mar-95	6.0	0	19						
Apr-95	6.3	0	16	11.2	0	25			
Mai-95	6.4	0	71	11.0	0	9			
Jun-95	6.6	3	87	10.8	3	32			
Jul-95	3.2	3	47	8.5	100		12.4	80	100
Aug-95	4.5	87	100	10.2	100		15.6	100	
Sep-95	4.7	16	61	11.1	90	97	18.9	100	
Okt-95	5.6	3	13	11.2	30	93	17.3	36	97

3.3. Sammenheng mellom fysisk/kjemiske parametre og fiskedød

3.3.1 Prinsipalkomponentanalyse

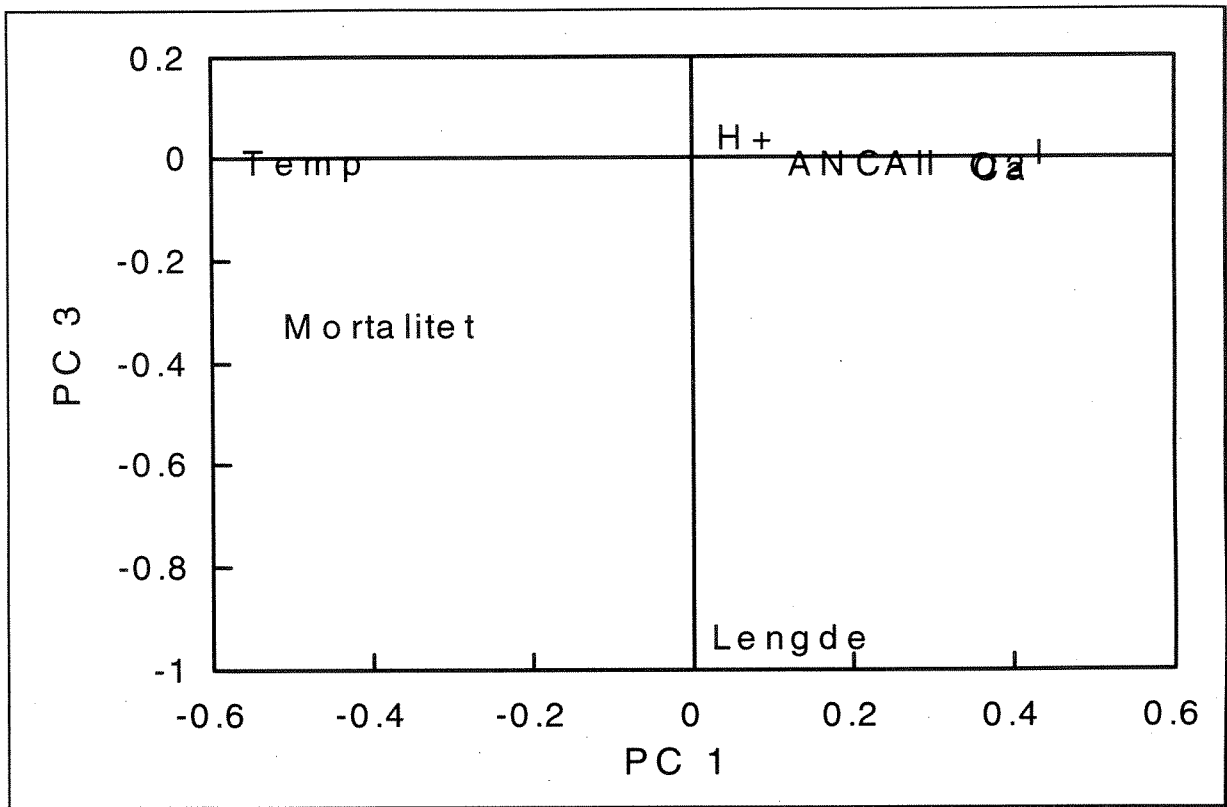
Det har blitt utført to prinsipalkomponentanalyser fra fiskeforsøkene i Nepptjern. En hvor Al_i brukes som forklaringsvariabel på fiskedød, og en med hydroksidbundet aluminium (HBA) som mulige forklaringsvariabel på fiskedød. I tillegg til aluminium som forklaringsvariabel på fiskedød, inngikk også vanntemperatur, $[H^+]$, $[Ca^{2+}]$, ionstyrke (I), ANC og løst molekylært O_2 i analysene. Disse variablene ble valgt fordi hver og en av dem tidligere er påvist å kunne ha betydning for fiskedød. Det har også blitt utført PCA-analyser med alle andre målte kjemiske parametre i tillegg til toksisitetsvariablene (mortalitet og lengde), uten at dette ga tolkbare resultater.

A) Resultater fra PCA med Al_i som Al-variabel

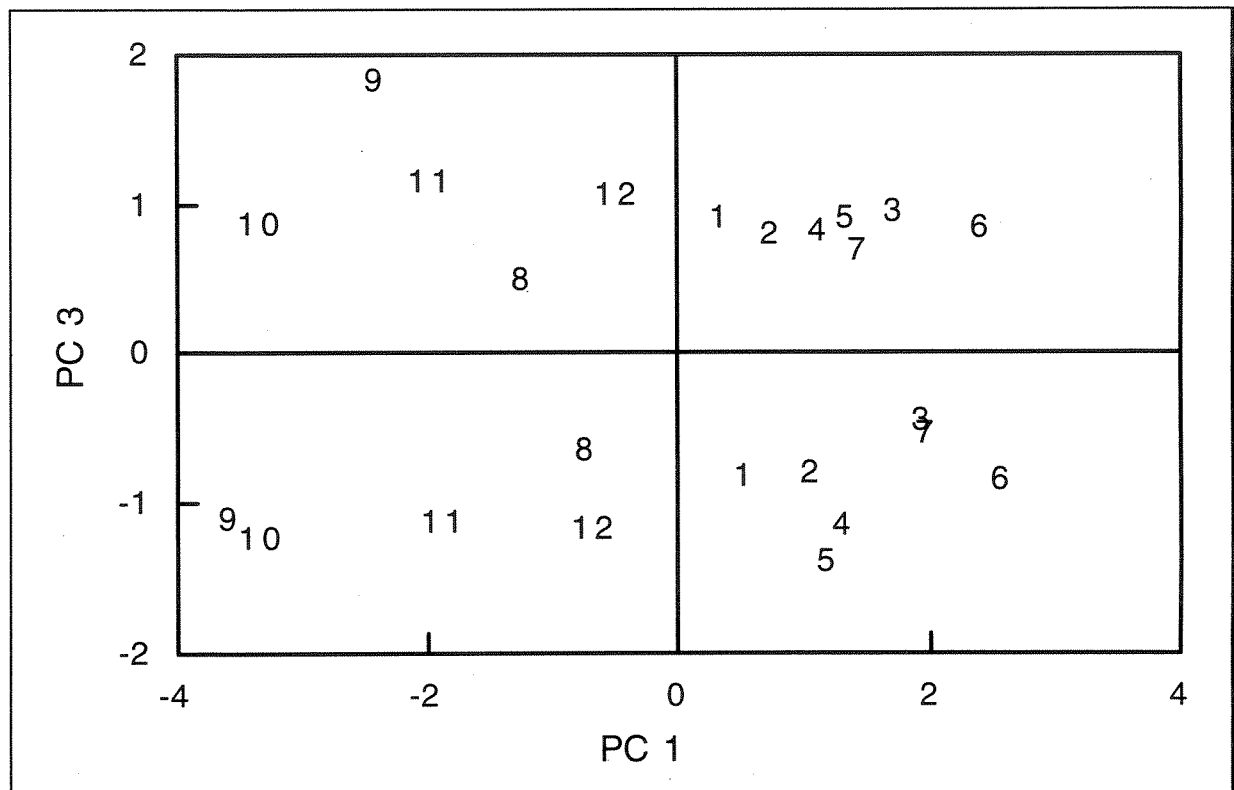
Prøvematriksen består av 24 observasjoner, hvor det er beregnet % mortalitet $time^{-1}$ (% mor. h^{-1}) og gjennomsnittslengde til de døde fiskene for årsklassene 0+ og 1+. Døde 1+ (25stk.) i forsøk 5 (mars-95) er fjernet p.g.a. at de var i svært dårlig forfatning allerede ved forsøkets begynnelse. Analysen er utført med 9 variabler; 6 kjemiske ($[Al_i]$, $[H^+]$, $[Ca^{2+}]$, I, ANC og O_2 -innhold), 1 fysikalsk (vanntemperatur) og 2 "biologiske" (% mor. h^{-1} og gjennomsnittslengde) I Tabell VII vises "variable loadings" for de 4 første prinsipalkomponentene i tillegg til den relative andel av variansen (%) som forklares av de ulike komponentene. Hvis % mor. h^{-1} er høy er toksisiteten høy, og omvendt. De viktigste forklaringsvariable i PC 1 er vanntemperatur, I, toksisitet (% mor. h^{-1}), $[Ca^{2+}]$ og O_2 . Denne komponenten beskriver 41% av variansen i datasettet. PC 1 viser at ved lave vanntemperaturer er vannets O_2 -innhold, I, $[Ca^{2+}]$ høy samtidig med at mortaliteten er lav. PC 1 viser også at høy $[Al_i]$ er negativt korrelert med mortalitet, d.v.s. at dødelighet er lavest når konsentrasjon av uorganisk, monomert aluminium er høyest (Figur 13). Dette skyldes primært det faktum at de laveste konsentrasjonene av Al_i opptrer når vanntemperaturen er på sitt høyeste. Dette tyder på at selv om aluminium uten tvil er den toksiske komponenten i innsjøen, er det temperaturen som i stor grad styrer mortalitetsvariasjonene. Prinsipalkomponent 2 er en forsuringfaktor, hvor ANC, $[H^+]$ og $[Al_i]$ er de viktigste faktorene, og PC 2 beskriver 27% av variansen. Prinsipalkomponent 3 er først og fremst en biologisk faktor, hvor fiskens lengde og mortalitet er de viktigste faktorene, men PC 3 beskriver kun 11% av spredningen i datasettet. Siden PC 3 viser at fiskens lengde og mortalitet trekker i samme retning, antyder dette at de lengste fiskene oppviser høyest mortalitet. PC 4 styres hovedsakelig av O_2 , I, $[Ca^{2+}]$, men forklarer kun 10% av variansen.

Tabell VII Egenverdi og prosent varians forklart for de tre første prinsipal komponentene, og "loadings" for ulike fysiske og kjemiske variabler, basert på PCA-analysen med Al_i som Al-variabel.

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
Egenverdi	3.66	2.40	1.02	0.94
% Varians	0.41	0.27	0.11	0.10
Temp.	-0.48	0.11	-0.01	-0.20
O_2	0.39	-0.07	-0.02	0.62
$[H^+]$	0.07	-0.60	0.04	-0.07
$[Ca^{2+}]$	0.39	-0.29	-0.02	-0.43
$[Al_i]$	0.27	-0.42	-0.01	-0.17
% mor h^{-1}	-0.39	-0.17	-0.33	-0.27
I	0.43	-0.12	0.01	-0.52
ANC	0.18	0.57	-0.01	-0.06
Lengde	0.13	0.03	-0.94	0.09



Figur 13 "Variable loadings" for PC 1 og PC 3 med Al_i som Al -variabel.



Figur 14 "Object scores" for PC 1 og PC 3 med Al_i som Al -variabel.

B) Resultater fra PCA med HBA som Al-variabel

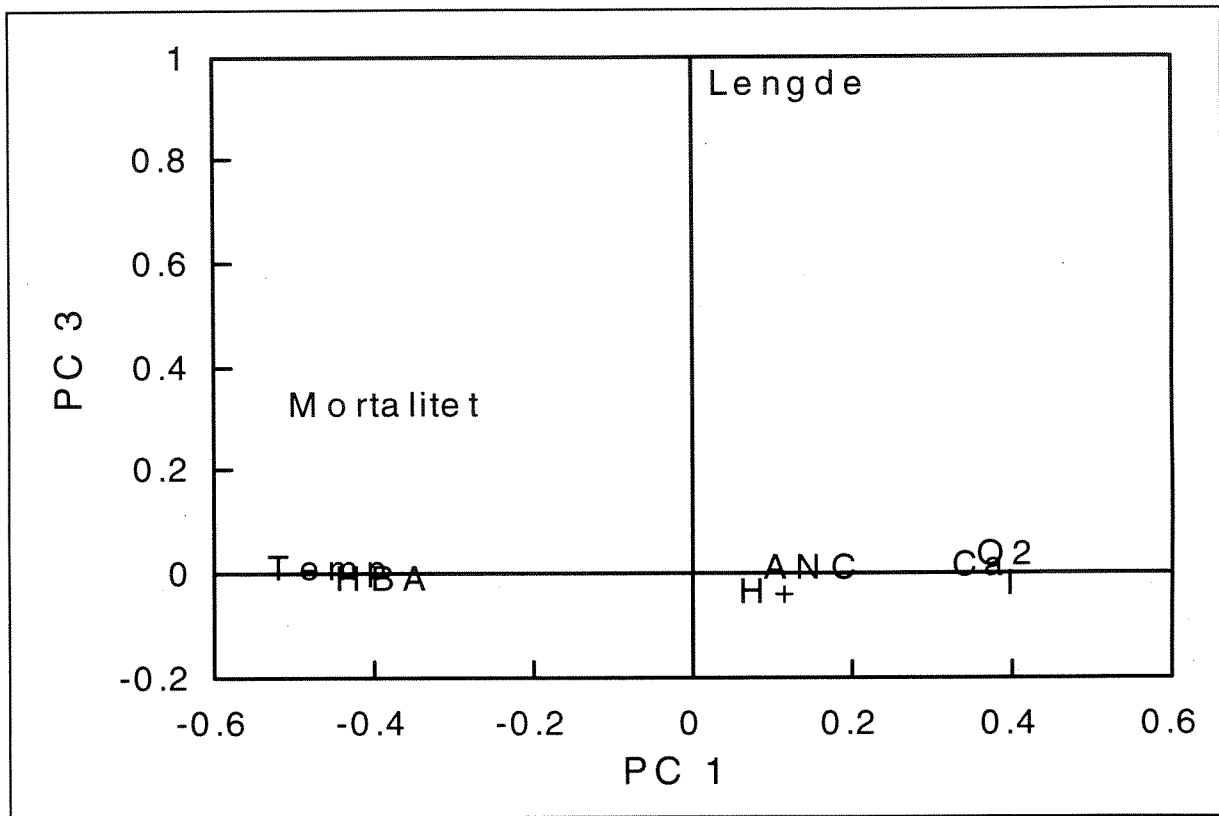
Det ble også utført en PCA-analyse med hydroksidbundet aluminium (HBA) som Al-variabel, beregnet v.h.a. et Al-spesieringsprogram (ALCHEMI, Versjon-4.0). Hensikten med dette var å undersøke om toksisiteten bedre kunne relateres til denne Al-fraksjonene enn Al_i . PC 1 forklarer nå 44% av variansen (Tabell VIII) i datasettet, mot 41% i PCA analysen med Al_i som Al-variabel. De viktigste variablene i PC 1 er vanntemperatur, ionstyrke (I), O_2 , mortalitet, [HBA] og $[Ca^{2+}]$. PC 1 viser at lav vanntemperatur og lav [HBA] gir lav mortalitet. Lavest mortalitet opptrer også når $[Ca^{2+}]$, I, og vannets O_2 -innhold er høyt. PC 2 beskriver primært spredningen i $[H^+]$ og ANC, slik at PC 2 også her uttrykker en forsuringskomponentakse. At mortaliteten synes å ha liten betydning for PC 2, kan det tyde på at pH har liten innvirkning på mortalitetsvariasjonene i innsjøen. PC 2 beskriver 26% av variansen i datasettet. Som i forrige PCA-analyse uttrykker PC 3 en biologisk komponentakse, hvor variablene lengde og mortalitet er de viktigste. Lengde og mortalitet er også har positivt korrelerte. PC 3 beskriver kun 11% av variansen. PC 4 styres for en stor del av vannets O_2 -innhold, $[Ca^{2+}]$ og I, men forklarer kun 10% av variansen i datasettet.

Figur 15 viser "loading"-plottet for prinsipalkomponentene 1 og 3 (som tilsammen beskriver ca. 55% av variansen i datasettet). Hvis man tar utgangspunkt i mortalitet ($\% \text{ mor. h}^{-1}$), ser man at toksisiteten øker med høyere temperatur, økte konsentrasjon av HBA og høyere alder (økende lengde på fisken), mens den avtar med økende O_2 -innhold, ionstyrke (I og $[Ca^{2+}]$).

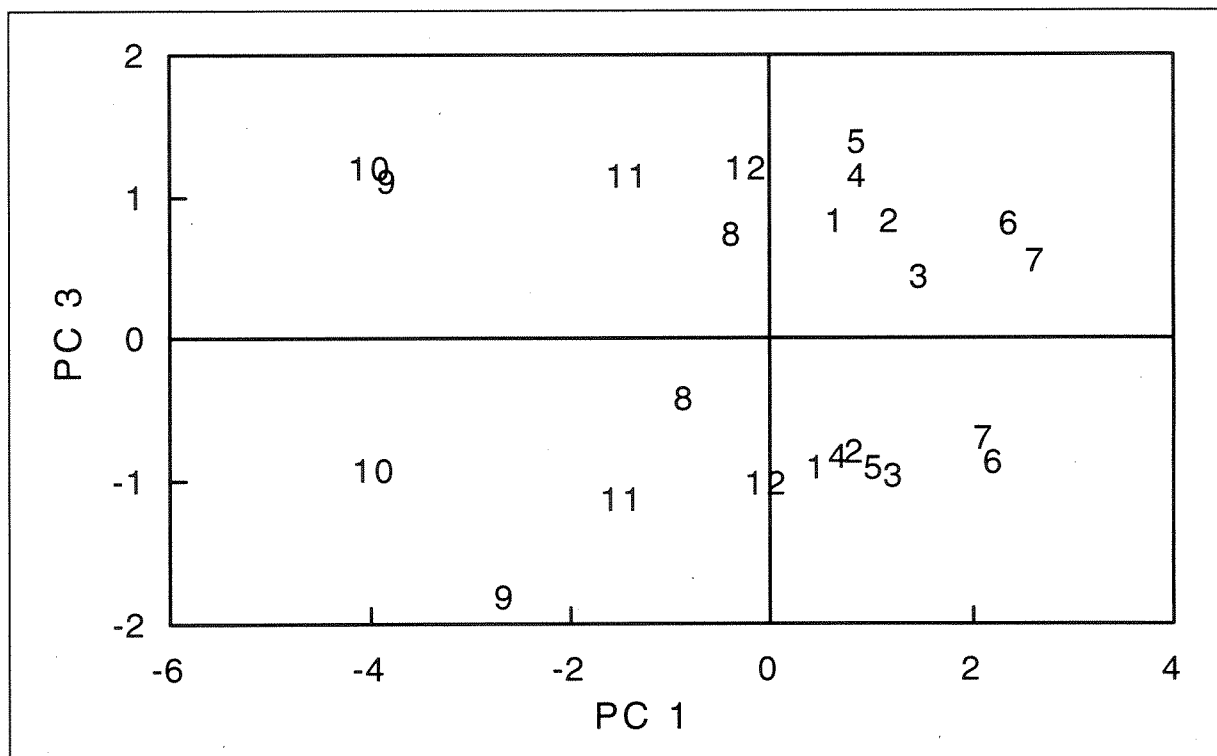
Figur 14 og 16 viser det tilhørende "score"-plottene til Al_i og HBA analysene. Alle forsøkene er merket fra 1 til 12. Hvert tall er angitt to ganger, en gang pr årsklasse for hver av de tolv forsøkene. Fordi mortalitet og fiskens lengde er de viktigst parametrene for spredningen langs PC 3 (Figur 14 og 16) dannes det to helt klare svermer, der 1+ er positiv med PC 3, og 0+ er negativ. Når det gjelder spredningen langs PC 1, skyldes dette langt flere variable, hvor vann temperaturen, [HBA], ionstyrke (I og Ca^{2+}), og vannets O_2 -innhold er de viktigste. At de 7 første forsøkene (November 1994 - Mai 1995) ligger klart lengre til høyre på PC 1 i forhold til de 5 siste forsøkene (Juni 1995 - Oktober 1995), skyldes i vesentlig grad betydelige endringer i vanntemperaturen for de 5 siste forsøkene i forhold til de 7 første.

Tabell VIII Egenverdi og prosent varians forklart for de tre første prinsipal komponentene, og "loadings" for ulike fysiske og kjemiske variabler, basert på PCA-analysen med HBA som Al-variabel.

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
Egenverdi	3.94	2.32	1.02	0.92
% Varians	0.44	0.26	0.11	0.10
Temp.	-0.45	0.06	0.01	-0.14
O_2	0.39	-0.09	0.03	0.56
$[H^+]$	0.10	-0.62	-0.04	-0.21
$[Ca^{2+}]$	0.36	0.32	0.01	-0.44
$\% \text{ mor. h}^{-1}$	-0.39	-0.16	0.32	-0.24
[HBA]	-0.39	0.33	-0.01	-0.08
I	0.40	-0.05	-0.02	-0.60
ANC	0.15	0.60	0.01	0.05
Lengde	0.13	0.02	0.94	0.05



Figur 15 "Variable loadings" for PC 1 og PC 3 med HBA som Al-variabel.



Figur 16 "Object scores" for PC 1 og PC 3 med HBA som Al-variabel.

3.3.2 Overlevelsesanalyse

Som tidligere nevnt, er ikke PCA-analyse helt ideelt for evaluering av et slikt forsøksoppsett. Det ble derfor også utført statistiske overlevelsesanalyser. Den teoretiske bakgrunnen for disse samt definisjoner av ulike begreper finnes i kapittel 2.5. I overlevelsesanalysene er de 6 første mortalitetsforsøkene utelatt, siden mortaliteten i alle disse forsøkene var meget lav, og mortalitetsforskjellene små. Som nevnt (Kap. 2.5), ble "score"-vektorene til prinsipalkomponentene brukt isteden for de ulike variablene i matrisen. Tabell IX og X viser de "variable loadings" som de ulike miljøvariablene har på de 3 første prinsipalkomponentene som tilsammen beskriver > 90% av variansen i datasettet. Siden PCA-analysene kun er basert på 12 observasjoner (alle forsøkene), blir nødvendigvis estimatene relativt usikre.

PCA-analysen med $[Al_i]$ som Al-variabel (Tabell IX), viser at PC 1 forklarer 45% av variansen i datasettet. Vanntemperaturen, ionstyrken (I) og $[Al_i]$ inngår som de viktigste variablene i denne komponentaksen. Vanntemperaturen er negativt korrelert med både I og $[Al_i]$, noe som betyr at ved høye temperaturer er $[Al_i]$ lav. PC 2 og PC 3 beskriver h.h.v. 33% og 13% av variansen i datasettet. I PC 2 inngår ANC, $[H^+]$ som de mest betydningsfulle variablene, mens løst molekylært O_2 inngår som viktigste enkeltvariabel i PC 3. Basert på PCA-analysene ser det ut derimot ikke ut til at vannets pH og ANC spiller noen vesentlig rolle for mortalitesvariasjonene i innsjøen.

Tabell IX Egenverdi og prosent varians forklart for de tre første prinsipal komponentene, og "loadings" for ulike fysiske og kjemiske variabler, basert på PCA-analysen med Al_i som Al-variabel. Viktigste variabler er skrevet med uthevet skrift.

	PC 1	PC 2	PC 3
Egenverdi	3.15	2.30	0.87
% Varians	0.45	0.33	0.13
Temp	0.52	-0.02	-0.30
O_2	-0.40	0.02	0.71
$[H^+]$	-0.18	-0.58	-0.15
$[Ca^{2+}]$	-0.37	0.41	-0.37
$[Al_i]$	-0.38	-0.33	-0.11
I	-0.50	0.02	-0.48
ANC	-0.09	0.62	0.03

Tabell X Egenverdi og prosent varians for de tre første prinsipal komponentene samt "loadings" for ulike fysiske og kjemiske variabler, basert på PCA-analysen med HBA som Al-variabel. Viktigste variabler er skrevet med uthevet skrift.

	PC 1	PC 2	PC 3
Egenverdi	3.37	2.24	0.87
% Varians	0.48	0.32	0.13
Temp	0.49	0.03	-0.22
O_2	-0.42	0.02	0.65
$[H^+]$	-0.19	0.60	-0.25
$[Ca^{2+}]$	-0.36	-0.41	-0.38
[HBA]	0.45	-0.26	-0.09
I	-0.46	-0.05	-0.55
ANC	-0.08	-0.63	0.10

PCA-analysen med [HBA] som Al-variabel (Tabell X) viser at det er de samme variablene som står sterkest innefor hver komponentakse, og PC 1 forklarer 48% av variansen i datasettet. Vanntemperaturen, [HBA] og ionstyrken (I) inngår som de mest betydningsfulle variablene i PC 1, og det er en positiv korrelasjon mellom vanntemperatur og [HBA]. PC 2 beskriver 32% av variansen, og her inngår også primært [H⁺] og ANC. PC 3, hvor O₂ er viktigste enkeltvariable, forklarer 12.5% av variansen.

Sammenhengen mellom de viktigste variablene i PC 1, antyder at denne komponentaksen uttrykker sesongvariasjoner som i stor grad er relatert til klimatiske, hydrologiske forhold. Høy vanntemperatur inntreffer på en tid av året (sommer/tidlig høst) hvor vanngjennomstrømningen i feltet er minimal. Dette betyr at vannet har relativt lang oppholdstid både i nedbørfeltet og innsjøen. Siden vannet tilføres mye humus (noe som avspeiler seg i det organisk rike sedimentet), vil felling av metallorganiske komponenter, bl.a. Al-organiske komplekser, bli effektiv når oppholdstiden er lang. I tillegg vil høy vanntemperatur begunstige felling av uorganisk Al generelt. Det siste kan uttrykkes som en økning i [HBA] og/eller avtak i [Al_i] med økende temperatur. En felling av humus komplekser med kationer vil også føre til at noe basekationer vil inngå i disse fellingsreaksjonene, slik at ionstyrken også går ned. Total sett vil dette medføre en positiv korrelasjon mellom vanntemperatur og [HBA], og en negativ korrelasjon mellom vanntemperatur og [Al_i], og mellom vanntemperatur og ionstyrke (I), noe som også fremkommer i PC 1.

Sammenhengen mellom de viktigste variablene i PC 2 (ANC og [H⁺]), viser at dette primært er en forsyringskomponentakse, hvor det, som forventet, er en negativ korrelasjon mellom [H⁺] og ANC.

Vannets innhold av løst molekylært O₂ er den klart viktigste variabelen under PC 3. Denne variabelen er også en udiskutabel fysisk sesongvariabel, siden temperaturen er svært avgjørende for hvor mye O₂ som kan løses i vann i likevekt med atmosfæren. Eventuelt kjemisk og biologisk O₂-forbruk i innsjøen vil også være høyest når vanntemperaturen er høy. At PC 3 også uttrykker en sesongvariabel, bekreftes gjennom PC 1, hvor også O₂ inngår som en relativt viktig variabel, men O₂ har enda sterkere betydning som enkeltvariabel i PC 3.

Kaplan-Meier analyser

Fra Kaplan-Meier analysen hvor 0+ og 1+ fra de siste 6 forsøkene sammenliknes (Tabell XI) finner man at 1+ har lavere sannsynlighet for å overleve enn 0+ (Figur 1 i appendiks). Det at de log-normale kumulative hasardplottene (ln.cum.hasard) (Figur 2 i appendiks) er tilnærmet rette og at de to kurvene er tilnærmet parallelle, viser at hasarden er proporsjonal. Dette betyr at en kan bruke Cox regresjonsanalyse, og benytte årsklasse som kovariat (Abacus Concepts, 1994).

Tabell XI Oppsummering av overlevelsesdata for sammenligningen av aldersklassene 0+, 1+ for de seks siste forsøkene, og for 0+, 1+ og 2+ for de fire siste forsøkene..

	Ant. obs.	Døde	Overlevende	% Sensurerte
0+	186	117	69	37.10
1+	189	136	53	28.04
Total	375	253	122	32.53
0+	124	68	56	45.16
1+	126	123	3	2.38
2+	121	120	1	0.83
Total	371	311	60	16.17

Fra analysen med 0+, 1+ og 2+ for de 4 siste forsøkene, ser man at 0+ har mye større sannsynlighet for å overleve ved en gitt tid t enn 1+ og 2+ (Figur 3 i appendiks), som begge har tilnærmet samme sannsynlighet for å overleve. Også her er kurvene på ln.cum.hasard-plottet (Figur 4 i appendiks) tilnærmet rette, parallelle streker, slik at betingelsene for å bruke proporsjonal hasard/Cox regresjonsanalyse er oppfylte også her.

Cox-regresjonsanalyse

Det ble utført en Wald-signifikanstest for å sjekke om modellen var passende for det gjeldende forsøksoppsettet. Resultatene fra denne testen (Tabell XII) viste at Cox-regresjonsanalyse var egnet for denne typen forsøksoppsett. I Cox-analysene ble prinsipalkomponentene, årsklasse og fiskens lengde brukt som kovariater. Cox-modellen beregner hasardfunksjonen $\lambda(t)$, som kan uttrykkes ved: $\lambda(t;Z) = \lambda_0(t) * e^{\beta Z}$ (se også Kap. 2.5). e^{β} uttrykker risikoen i hasardfunksjonen, $\lambda(t)$, og er derfor et uttrykk for om fisken dør raskere eller langsommere ved at en variabel endres. Hvis $e^{\beta} > 1.00$ fører dette til større hasard som gir lavere sannsynlighet for å overleve. F.eks. fra Tabell XIII er forventet hasard for en fisk 1.19 ganger større hvis fiskens lengden øker med 1 cm. Dette betyr at en økning i fiskens lengde med 1 cm, medfører 19% høyere risiko for å dø i Nepptjern i løpet av 48 timer.

Tabell XII Resultater fra Wald-testene. DF = antall frihetsgrader. Signifikant hvis $p < 0.05$.

	Chi-square	DF	p-value
0+/1+, [Al _i]	186.24	4	< 0.0001
0+/1+/2+, [Al _i]	216.92	3	< 0.0001
0+/1+, [HBA]	185.93	3	< 0.0001
0+/1+/2+, [HBA]	217.03	4	< 0.0001

C) Resultater fra overlevelsesanalysene med Al_i som Al-variabel

Analysen med 0+ og 1+ fra de siste seks forsøkene (Tabell XIII) viste at lengden og PC 1 ga signifikant ($p < 0.05$) høyere hasard (lavere overlevelse), mens PC 2 og PC 3 ga høyere overlevelse. En økning i PC 1, som består av vanntemperatur, [Al_i] og ionstyrken (I), gir altså kortere forventet levetid hos forsøksfisken. Innenfor PC 1 viser det seg at økt temperatur reduserer mulighetene for å overleve, mens en økning i I og [Al_i] bidrar til å øke overlevelsemulighetene (Tabell IX). En økning i PC 2, som består av [H⁺] og ANC ga derimot en klart lengre forventet levetid. Siden høyere ANC bidrar til redusert overlevelse, mens en nedgang i [H⁺] reduserer overlevelsemuligheten, er det mye som tyder på at Al-polymerisering er en viktig mortalitesfaktor. PC 3 (vannets O₂-innholdet) ga også en signifikant ($p < 0.05$) lengre forventet levetid, d.v.s. at et høyt O₂-innhold i vannet øker mulighetene for å overleve.

Analysen med alle årsklassene (0+, 1+ og 2+) fra de 4 siste forsøkene (Tabell XIV) viste at PC 2 ikke hadde noen signifikant ($p > 0.05$) betydning for hasarden til de ulike årsklassene. Derimot bidro PC 1 og fiskens lengde til å øke hasarden, mens PC 3 bidro til økt overlevelse. Som for analysen med kun 0+ og 1+, vil økt temperatur og fiskelengde være med på å øke hasarden, mens høyere [Al_i], O₂-innhold og ionstyrke vil bidra til bedre overlevelse.

Tabell XIII Resultater fra overlevelsesanalysen fra de siste 6 forsøkene med 0+ og 1+ og Al_i som aluminiumsvariabel. DF = antall frihetsgrader; e^β uttrykker risikoen i hasardfunksjonen, med konfidensintervallet i parentes.

	DF	Chi-square	p-value	e^β
Lengde	1	66.44	< 0.0001	1.19 (1.14 - 1.24)
PC 1	1	122.23	< 0.0001	1.94 (1.72 - 2.18)
PC 2	1	7.49	0.0062	0.88 (0.80 - 0.96)
PC 3	1	50.73	< 0.0001	0.64 (0.57 - 0.73)

Tabell XIV Resultater fra overlevelsesanalysen fra de 4 siste forsøkene med alle årsklasser (0+, 1+, 2+) og Al_i som aluminiumsvariabel. DF = antall frihetsgrader. e^β uttrykker risikoen i hasardfunksjonen, med konfidensintervallet i parentes.

	DF	Chi-square	p-value	e^β
Lengde	1	144.19	< 0.0001	1.14 (1.01 - 1.29)
PC 1	1	34.20	< 0.0001	2.93 (2.05 - 4.21)
PC 3	1	5.61	0.0179	0.75 (0.59 - 0.95)

Det ble også utført en overlevelsesanalyse hvor årsklasse ble brukt som kovariat i tillegg til de andre parametrene (lengde og prinsipalkomponentene). I denne analysen (Tabell 6 i appendiks) ble det ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom fiskens lengde og sannsynlighet for å overleve, d.v.s. at lengdevariasjonene innenfor hver årsklasse ikke hadde signifikant betydning. Dette kommer nok av at lengdevariasjonene innenfor hver årsklasse var relativt små. Analysen viste derimot at 1+ hadde langt større risiko for å dø enn 0+ (Tabell 8 og 9 i appendiks), mens forskjellene mellom 1+ og 2+ var mindre og ikke signifikant ($p > 0.05$). En økning i både PC 1 og PC 2 bidro til økt sannsynlighet for å dø, mens en økning i PC 3 redusert sannsynligheten for å dø.

D) Resultater fra overlevelsesanalyser med HBA som Al -variabel

I overlevelsesanalysen med 0+ og 1+ for de 6 siste forsøkene, var det en signifikant ($p < 0.05$) økning i hasarden ved en økning i fiskelengde og PC 1 (Tabell XV). Spesielt gav en økning i PC 1 en klar økning i forventet hasard. Både økning i vanntemperatur og [HBA] bidro til redusert sannsynlighet for å overleve, mens økt ionstyrke (I) bidro positivt til overlevelsen.

Fra overlevelsesanalysene med alle årsklassene (0+, 1+ og 2+) fra de 4 siste forsøkene (Tabell XVI) var det også en meget signifikant sammenheng mellom fiskens lengde og forventet overlevelse, men også alle 3 prinsipalkomponentene hadde signifikant betydning for overlevelsen. Økning i vanntemperatur, [HBA], samt reduksjon i ionstyrke (I), $[Ca^{2+}]$, $[H^+]$ (PC 2) og løst O_2 (PC 3) medførte økt hasard (Tabell X). At mortaliteten øker med høyere pH forsterker antakelsen om Al -polymerisering som viktig mortalitetsfaktor.

Overlevelsesanalyse hvor årsklasse ble brukt som kovariat (Tabell 7) i tillegg til de andre parameterene (lengde og prinsipalkomponentene), viste også her at lengden innen hver årsklasse ikke hadde noen signifikant effekt på overlevelsen. Også her ble det påvist stor forskjell i dødelighet mellom årsklassene (2+/1+) og 0+, mens forskjellene mellom 1+ og 2+ ikke var signifikante. Også denne analysen viste at en økning PC 1 og PC 2 bidro til økt hasard, mens en økning i PC 3 bidro til høyere overlevelse.

Tabell XV Resultater fra overlevelsesanalysen fra de 6 siste forsøkene med 0+ og 1+, og HBA som aluminiumsvariabel. DF = antall frihetsgrader; e^β uttrykker risikoen i hasardfunksjonen, med konfidensintervallet i parentes.

	DF	Chi-square	p-value	e^β
Lengde	1	65.06	< 0.0001	1.19 (1.14 - 1.24)
PC 1	1	139.59	< 0.0001	1.66 (1.53 - 1.81)
PC 3	1	28.94	< 0.0001	0.72 (0.64 - 0.81)

Tabell XVI Resultater fra overlevelsesanalysen fra de 4 siste forsøkene med alle årsklassene (0+, 1+ og 2+) og med HBA som aluminiumsvariabel. DF = antall frihetsgrader; e^β uttrykker risikoen i hasardfunksjonen, med konfidensintervallet i parentes.

	DF	Chi-square	p-value	e^β
Lengde	1	140.07	< 0.0001	1.14 (1.12 - 1.17)
PC 1	1	19.85	< 0.0001	68.13 (10.63 - 436.58)
PC 2	1	15.77	< 0.0001	0.14 (0.05 - 0.37)
PC 3	1	13.32	0.0003	48.50 (6.03 - 389.94)

4. Konklusjon

I dette arbeidet har vi studert fysisk/kjemiske variasjoner i en sur aluminiumsrik innsjø gjennom et år (fra oktober 1994 til oktober 1995), og vurdert hvilken betydning disse variasjonene har med hensyn på giftighet for fisk. I tillegg til klassiske fysiske og kjemisk parametre, er det også analysert på mange tungmetaller/sporelementer, samt utført en omfattende analyse av tilstandsformer av aluminium (Al). Til tilstandsformbeskrivelsen av Al har vi benyttet ulike analytiske teknikker som ionbytting og ekstraksjon. Ulike ekstraksjonstider og ionbyttingshastigheter er også testet for å få ytterligere informasjon om Al i innsjøen. I tillegg er det brukt et dataprogram til teoretisk beskrivelse av ulike uorganiske Al-former. Variasjoner i ulike tilstandsformer av Al, samt variasjoner i andre fysiske og kjemiske parametre (inkludert en rekke sporelementer og tungmetaller) har deretter blitt relatert til variasjoner i giftighet for opp til tre ulike årsklasser (0+, 1+ og 2+) av brunørret (*Salmo trutta L.*). Vi har deretter benyttet oss av ulike statistiske metoder (PCA-analyser og overlevelsesanalyser) for å beskrive de fysisk/kjemisk-biologiske sammenhenger.

Nepptjern ligger i Nordmarka, i Oslo kommune (N60°4'35'', Ø10°45'24''). Innsjøen ligger 398 m.o.h.. Innsjøareal er på 8.6 dekar og nedbørfeltarealet er på 280 dekar. Innsjøen er 14.5 m dyp med et middeldyp på ca 8.5m. Innsjøvolumet er beregnet til 70.800 m³. Årlig nedbørmengde er ≈ 1000 mm år⁻¹. Vannets teoretisk oppholdstid i innsjøen er beregnet til 91 døgn (ca 3 måneder). Innsjøens årlige varmebudsjett ble beregnet til 39642 J cm⁻² år⁻¹ (9468 cal cm⁻² år⁻¹). Innsjøen fullsirkulerte kun om høsten, noe som kan være relativt vanlig for denne innsjøen. Bergrunnen består for det meste av Nordmarkitt som er en syenitt hovedsakelig bestående av kalium- og natrium- feltspat. Vegetasjonen i nedbørfeltet består i alt vesentlig av blåbærgranskog. Hogstmoden gran dekker et areal på ca 190 dekar (ca 70% av nedbørfeltarealet). Vannet er relativt ionfattig med elektrolytisk ledningsevne på mellom 20-40 μS cm⁻¹. Basekationkonsentrasjonene er relativt lave, middel Ca-konsentrasjon er ≈ 1 mg L⁻¹ (≈ 50 μekv L⁻¹). SO₄²⁻-konsentrasjon er på ≈ 5 mg L⁻¹ (≈ 100 μekv L⁻¹), og minimalt av dette svovelet er av marin- eller nedbørfelt-geologisk opprinnelse. Den høye sulfatkonsentrasjonen skyldes derfor i hovedsak sur nedbør. Innsjøen er svært næringsfattig (oligotrof), med total-P og klorofyll A konsentrasjoner på h.h.v. 2.0 μg P L⁻¹ og 0.4 μg L⁻¹. Innsjøen tilføres mye organisk materiale, men dette felles i stor grad ut i innsjøen sammen med metaller som aluminium og jern. Dette gjør at innsjøens siktedyp er svært høyt, til tross for betydelige tilførsler av organisk materiale. P.g.a. stor tilførsel av organisk materialet til innsjøen, er hypolimnion relativt O₂-fattig som en følge av oksygenforbrukende nedbrytningsprosesser. Tilnærmet O₂-fritt vann (0.1-0.3 mg O₂ L⁻¹) ble registrert i bunnvannet fra januar og frem til høstsirkulasjonen. Kjemiske ekstremverdier i overflatevannet opptrer primært tidlig i snøsmeltinga, og sent i stagnasjonsperioden i bunnvannet. Det har ikke vært fisk i innsjøen på flere tiår, men innsjøen har hatt en abbor-bestand. I tillegg til at innsjøen er relativt sur (pH ≈ 5), er konsentrasjonen av aluminium svært høy (≈ 400 μg L⁻¹). Fordi hovedmengden av aluminium finnes på uorganiske, lavmolekylære former (Al_i ≈ 300 μg L⁻¹), er vannet meget giftig for mange akvatiske organismer som eksempelvis brunørret. I bunnvannet er Al-konsentrasjonen gjennomgående noe lavere, og er i større grad tilstede som høymolekylære Al-komplekser med mindre kationisk ladning. Sammenliknet med overflatevann fra ≈ 500 norske innsjøer er konsentrasjonene av Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, Mn, og Be i Nepptjern høyere enn median-verdiene for disse innsjøene, mens Sr, Co, Fe er lavere. Spesielt konsentrasjonene av Mn og Zn er svært mye høyere i Nepptjern. Det er allikevel ingen ting som tyder på at konsentrasjonen av tungmetaller/sporelementer er på et slikt nivå at de spiller noen avgjørende rolle for vannets giftighet sammenliknet med konsentrasjonen av giftige Al-former.

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller (p > 0.05) i Al-mengde m.h.p. ulik ekstraksjonstid, mens det derimot ble funnet signifikante forskjeller (p = 0.05) mellom mengden aluminium i eluatet etter en ionbyttingshastigheter på h.h.v. 1.5 og 4.4 mL min⁻¹ mL bedvolum⁻¹. Hvor signifikante disse forskjellene er, er derimot noe usikkert siden gjennomsnittlig konsentrasjonsforskjell mellom de ulike ionbyttingshastighetene kun var 0.5 μM (13.5 μg Al/L). Dette er nær deteksjonsgrensen for metoden. Liten forskjell i mengde Al m.h.p. ulike ekstraksjonstid og ionbyttingshastighet, tyder på at aluminium

innsjøen i stor grad består av lavmolekylært uorganiske Al. Basert på Al-spesieringsprogrammet skulle følgende uorganiske Al-komplekser dominerer: $\text{AlH}_3\text{SiO}_4^{2-} \text{Al}^{3+} > \text{AlF}^{2+} > \text{AlOHF}^+ > \text{AlOH}^{2+} > \text{AlOH}_2^+$. Middelkonsentrasjonen av disse på 2 meters dyp var: $81 \pm 36 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{AlH}_3\text{SiO}_4^{2-}$), $71 \pm 35 \mu\text{g L}^{-1}$ (Al^{3+}), $57 \pm 13 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlF^{2+}), $33 \pm 8 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlOHF^+), $23 \pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlOH^{2+}) og $12 \pm 9 \mu\text{g L}^{-1}$ (AlOH_2^+).

Ved bruk av PCA-analyse hvor mortalitet (% dødelighet time^{-1}) og gjennomsnittslengde for døde fisk av årsklasse 0+ og 1+ ble brukt som biologiske variabler, forklarte prinsipalkomponent 1 (PC 1) 41% og 44% av variansen i datasettet avhengig av om $[\text{Al}_i]$ eller $[\text{HBA}]$ inngikk som Al-variabel. PC 1 synes å være en sesongvariabel som beskriver viktige klimatiske/ hydrologiske forandringer gjennom året. Viktigste enkeltvariabel i PC 1 var vanntemperaturen, og det var en positiv korrelasjon mellom temperatur og mortalitet, d.v.s. høyest mortalitet ved høy temperatur. I tillegg inngikk ionstyrke (I) og $[\text{Al}_i]/[\text{HBA}]$ som relativt betydelige forklaringsvariabler for denne komponentakse. Mens $[\text{Al}_i]$ var negativt korrelert med mortalitet, d.v.s. høyest mortalitet ved lave Al_i -konsentrasjoner, var det en positiv korrelasjon mellom hydroksidbundet $[\text{HBA}]$ og mortalitet. PC 2 forklarte 26-27% av variansen i datasettet, og her var $[\text{H}^+]$ og ANC de viktigste enkelt variable. Disse to parameter var negativt korrelerte slik at PC 2 må betraktes som en forsuringskomponentakse. At $[\text{H}^+]$ er negativt korrelert med mortalitet og ANC positivt korrelert, tyder på at Al-polymerisering er en viktig faktor for sesongvariasjonene i mortalitet i denne innsjøen. er synes disse to enkeltvariable å ha relativt liten innvirkning på mortalitetsvariasjonen. PC 3 forklarte 11% av variansen, og uttrykker primært en biologisk komponent akse, hvor gjennomsnittlig fiskelengde var klart viktigste enkeltvariabel. Gjennomsnittlig fiskelengde var positivt korrelerte med mortalitet, d.v.s at de lengste fiskene døde først. PC 4 forklarte 10% av variansen, og her inngikk vannets innhold av løst molekylært O_2 som klart viktigste enkeltvariabel. O_2 inngikk også som en relativt viktig enkeltvariabel i PC 1. Det var en negativ korrelasjon mellom O_2 og mortalitet.

Alle overlevelsesanalysene viste at vanntemperaturen var svært avgjørende for overlevelse, og høy temperatur bidro vesentlig til å øke mortaliteten. Også disse analysene viste en negativ korrelasjon mellom $[\text{Al}_i]$ og mortalitet, mens tilsvarende korrelasjon med HBA var positiv. Dette er sterk indikasjon på at Al-polymerisering er en viktig faktor for sesongvariasjoner i mortalitet i innsjøer hvor aluminium er den toksiske komponenten. Både Kaplan-Meier- og Cox-regresjonsanalysene viste høyest mortalitet hos de eldste/lengste fiskene. Cox-regresjonsanalysene viste også at en økning i fiskelengde med 1 cm medførte 14-19% høyere risiko for å dø i løpet av 48 timer i innsjøen. Årsaken til at de lengste fiskene dør først skyldes mest sannsynlig Al-polymerisering, og hypoksi som primære dødsårsak. Dette virker sannsynlig fordi hypoksi vil inntreffe raskest hos de største fiskene hvor forholdet mellom gjellearealet og fiskens volum/vekt er lavest (Huges, 1984), forutsatt at oksygen kravet til fiskene i forhold til kroppsvekt er relativt konstant innen de størrelsesgrupper vi har arbeidet med. Når pH var svært lav ($\text{pH} = 4.78$) som under vårsmeltinga i april, døde derimot de yngste fiskene først. Primære dødsårsak under slike forhold kan derfor være ionreguleringsforstyrrelser, siden små fisk har større gjelleoverflateareal i forhold til kroppsvolum/ vekt, sammenliknet med eldre fisk. Dette vil medføre at små fisk raskere vil tape plasmaioner. I de tilfeller hvor de yngste fisken døde først var derimot mortalitet lav. Lav vanntemperatur under vårsmeltinga kan være en årsak til dette, men det kan også indikere at fiskedød som skyldes ionreguleringsforstyrrelser ikke er så akutt som hypoksi hvor Al-polymerisering/akkumulering på fiskegjellene er mere framtrædende.

Det er ingen tvil om at konsentrasjonen av uorganisk Al (Al_i) er hovedårsaken til fiskedød i Nepptjern, men de store variasjonene i mortaliteten gjennom året kan ikke forklares med Al_i . Hovedårsaken til mortalitetsvariasjonene skyldes primært andre fysisk/kjemiske og biologiske faktorer hvor vannets temperatur, ionstyrke og O_2 -innhold, samt Al-polymeriseringsgrad og fiskens lengde synes å være de viktigste faktorene. Temperatur, Al-polymeriseringsgrad og fiskelengde var positivt korrelerte med fiskedød, mens det var en negativ korrelasjon mellom vannets ionstyrke, O_2 -innhold og mortalitet.

Det er svært vanskelig å fastsette de enkelte fysisk/kjemiske faktorenes betydning for dødeligheten fordi de er svært interkorrelerte. Selv om alle de viktigste fysisk/kjemiske variablene har relativt stor betydning for PC 1, var deres ulike loadings innenfor denne komponentaksen også relativt like, men nominelt ga PCA-analysene denne rekkefølgen: Temperatur (loading score: 0.49-0.52) > ionstyrke (± 0.46 - ± 0.50) > hydroksid bundet-Al (0.45) > O₂ (± 0.40 - ± 0.42) > Al_i (± 0.38).

Betydningen av vanntemperatur, ionstyrke, løst molekylært O₂, og fiskelengde for en toksisk komponents giftighet, er viktig kunnskap som viser at slike faktorer må tas hensyn til når toksisitetsstudier utføres til ulike tider på året i samme lokalitet, eller når giftigheten til ulike lokaliteter sammenliknes.

Referanser

Abacus Concepts (1994) Survival tools for StatView. Abacus Concepts, Inc., Berkley.

Baker, J.P. and C.L. Schofield (1980). Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Ecological impact of acid precipitation (D. Drabløs, and A. Tollan, eds.). SNSF-prosjektet, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norge, 292-293.

Barnes, R.B. (1975) The determination of specific forms of aluminum in natural water. Chem.Geol., **15**, 177- 191.

Bølviken, E. and E. Skovlund (1994). Lecture 9. Survival analysis. I: Lectures in applied statistics, University of Oslo, Department of Mathematics, 95-105.

Cox, D.R. and Oaks, D. (1984) Analysis of survival data. London: Chapman and Hall.

Dickson, W. (1978) Some effects of the acidification of Swedish lakes. Verh.int.Verein.Limnol., **20**, 851-856.

Driscoll, C.T. (1984) A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic water. Intern.J.Environ.Anal.Chem., **16**, 267-283.

Grande, M. (1970) Sammenheng mellom oksygeninnhold, organisk stoff, surhetsgrad og fiskeproduksjon i små innsjøer. Framdriftsrapport, Del 1, NIVA-rapport B-5/69.

Henriksen, A. & Andersen, S. (1992) Forsurings-situasjonen i Oslomarkas vann. Acid Rain Research, Rapport 2/1992, F-80408.

Huges, G.M. (1984). General anatomy of the gills; VI Gill morphometry, I: Fish physiology, Vol. X, eds.: Hoar, W.F. & Randall, D.J., Orlando, Publisher Academic Press.

Haakonsen, G. (1996). Jordvæske i et dystroft nedbørfelt. Empirisk testing av konseptuelle modeller på data fra HUMEX-prosjektet, Hovedfagsoppgave i Miljøkjemi, Kjemisk Institutt, Universitetet i Oslo.

Jensen, J.G. (1996) Relasjoner mellom fysisk/kjemiske parametre og mortalitet hos brunørret i en sur aluminiumsrik innsjø i Nordmarka. Hovedfagsoppgave i Miljøkjemi, Kjemisk Institutt, Universitetet i Oslo (in prep.).

Johannessen, M., Skartveit, A., Wright, R.F. (1980) Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. Ecological impact of acid precipitation (D. Drabløs, and A. Tollan, eds.). SNSF-prosjektet, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norge, 224-225.

Johansson, N. (1977) A type of gill hyperplasia in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) reared in cold water. Zoon, **5**, 39-50.

Lydersen, E., Salbu, B., Polèo, A.B.S., and Muniz, I.P. (1990) The influences of temperature on aqueous aluminium chemistry. Water Air Soil Pollut., **51**, 203-215.

Lydersen, E. (1991) Aluminium in dilute acidic freshwaters - chemical, analytical and biological relevance. Dr. phil. oppgave ved Avdeling for Limnologi, Universitetet i Oslo.

- Lydersen, E. Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B.O. (1994) The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. J. Ecol. Chem., **3**, 357-365.
- Løvik, J.E. (1988) Planktoniske og littorale småkreps i forsurede vatn i Oslomarka. NIVA-rapport E-86608, F522.
- Miller, J.C. and J.N. Miller (1993). Statistics for analytical chemistry, 3rd Edition. Ellis Horwood Limited, Chichester, England.
- MINITAB Reference Manual (July, 1993). Release 9 for Windows.
- Oftedal, Ivar (1991). Naturen i Farger. Steiner. Aschehoug. 3.utgave.
- Poléo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1993) The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon, *Salmon salar*. Environm. Biology, **36**, 193-203.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D. and Kvellestad, A. (1994) Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. Water Air Soil Pollut., **75**, 339-351.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R. (1992) The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environm. Pollut., **78**, 3-8.
- Schecher, W.D., and Driscoll, C.T. (1987) An evaluation of uncertainty associated with aluminum equilibrium calculations. Water Resour.Res., **23**, pp. 525-534.
- Schecher, W.D., and Driscoll, C.T. (1988) An evaluation of the equilibrium calculations within acidification models: The effects of uncertainty in measured chemical compounds. Water Resour.Res., **24**, pp. 533-540.
- Schofield, C.L. (1977) Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. Research Technical Completion Report A-072-NY (Office of Water Research and Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C.
- Skjelkvåle, B.L. (1995) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, SFT-Årsrapport 1994, Rapport 628/95.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, M., Røyset, O. (1986) Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpig resultat for 473 sjøer. NIVA-rapport, LNR 3457-97.
- Sæter, E. (1962) Studies of the igneous rock complex of the Oslo region. XVIII: general investigation of the igneous rocks in the area north of Oslo. Skr. utgave av Det Norske Vidensk.-Akad., Oslo. I Mat.-Naturv. Klasse. Ny serie. No. 1.
- Tornsjø, B. (1996) Sesongvariasjoner i fysiske og kjemiske parametre i en sur aluminiumsrik innsjø i Nordmarka. Hovedfagsoppgave Hovedfagsoppgave i Miljøkjemi, Kjemisk Institutt, Universitetet i Oslo (in prep.).
- Weatherly, N.S., Rutt, P., Thomas, S.P., Ormerod, S.J. (1991) Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. Water Air Soil Pollut., **55**, 345-353.

Wetzel, R.G. (1975) *Limnology*. Saunders College Publishing, Philadelphia.

Witters, 1996. Data presented in the CEC-project: Physico-chemical forms of aluminium in non-equilibrium aquatic systems and related biological effects. Contract No. EV5V-CT92-0073). Final Report. European Commission Environment Research Programme, April 1995.

Witters, H.E., Van Puymbroeck, S., Stouthart, A.J.H.X., Wendelaar Bonga, S.E. (1996) Physiochemical changes of aluminium in mixing zones: Mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Environm. Toxicol. Chemistry*, **15**, 986-996.

APPENDIKS

Tabell 1 Hoved-fysisk/kjemiske parametre i Nepptjern, Nordmarka i perioden oktober 1994 til oktober 1995.

Nepptj. dato	Dyp m	Temp °C	O ₂ mg L ⁻¹	Cond,25° µS cm ⁻¹	pH -log[H ⁺]	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	Alkalin. µmol L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µg N L ⁻¹
31/10/94	1	5.2	9.2	21.7	5.29	1.02	0.27	1.63	0.16	5.1	1.8	7.6	31
08/12/94	1	2.7	10.2	23.2	5.22	0.94	0.28	1.54	0.14	5.3	1.9	6.1	40
09/01/95	1	1.6	11.8	23.4	4.86	0.83	0.26	1.57	0.23	5.1	2.0	7.2	105
13/02/95	1	1.6	10.4	26.9	5.08	0.85	0.27	1.66	0.15	5.1	2.0	5.7	99
06/03/95	1	1.3	11.3	28.4	5.17	1.07	0.29	1.77	0.23	5.1	2.6	15.5	60
03/04/95	1	1.7	10.2	26.2	5.11	1.10	0.27	1.70	0.29	5.0	2.6	12.3	80
24/04/95	1	0.7	12.0	52.5	4.42	0.88	0.31	2.05	0.25	5.8	3.1	0.0	455
30/05/95	1	4.9	11.2	21.1	4.92	0.57	0.16	1.11	0.23	4.1	1.3	7.6	53
26/06/95	1	15.5	8.3	21.7	5.00	0.72	0.19	1.23	0.18	4.5	1.2	7.1	15
07/08/95	1	19.2	8.3	23.1	5.40	0.82	0.22	1.34	0.18	4.6	1.5	8.0	28
04/09/95	1	15.1	9.3	20.1	5.25	0.91	0.24	1.40	0.15	4.8	1.6	7.1	28
02/10/95	1	9.9	9.8	21.5	5.41	1.00	0.25	1.43	0.17	4.9	1.8	9.5	34
31/10/94	2	5.3	9.0	20.8	5.28	1.02	0.28	1.65	0.17	5.2	1.8	8.0	34
08/12/94	2	3.5	10.4	21.4	5.26	0.99	0.28	1.49	0.15	5.2	1.8	7.8	36
09/01/95	2	2.5	10.4	20.3	5.17	1.00	0.29	1.65	0.17	5.2	1.9	8.2	61
13/02/95	2	2.4	10.2	23.3	5.21	0.93	0.27	1.59	0.15	5.1	1.8	7.7	59
06/03/95	2	2.7	10.6	24.8	5.18	0.98	0.25	1.55	0.15	5.1	2.0	14.1	44
03/04/95	2	1.7	10.0	26.4	5.15	1.08	0.38	2.28	0.33	5.3	3.3	19.1	60
24/04/95	2	3.8	9.5	37.1	4.78	0.97	0.30	1.96	0.26	5.2	2.9	7.9	170
30/05/95	2	4.2	10.7	23.5	5.00	0.66	0.19	1.16	0.20	4.3	1.4	9.6	53
26/06/95	2	10.8	8.6	20.8	5.05	0.69	0.20	1.29	0.17	4.8	1.5	9.1	16
07/08/95	2	18.9	7.5	23.3	5.16	0.82	0.22	1.41	0.15	4.9	1.7	9.1	26
04/09/95	2	15.1	9.2	19.6	5.29	0.90	0.23	1.36	0.15	4.8	1.6	8.1	28
02/10/95	2	10.0	10.0	21.4	5.43	0.99	0.25	1.41	0.17	4.9	1.7	9.2	38
31/10/94	5	5.3	9.0	21.0	5.29	1.02	0.27	1.61	0.16	5.2	1.7	6.8	29
08/12/94	5	3.9	11.1	21.2	5.28	0.98	0.27	1.45	0.14	5.0	1.8	8.0	36
09/01/95	5	3.6	9.8	19.7	5.24	1.00	0.28	1.65	0.17	5.1	1.8	9.0	40
13/02/95	5	3.7	9.7	22.6	5.37	0.98	0.26	1.62	0.13	5.2	1.8	7.5	41
06/03/95	5	3.7	10.1	24.0	5.25	0.99	0.26	1.51	0.16	5.1	1.9	14.3	36
03/04/95	5	4.2	9.7	22.9	5.19	0.98	0.28	1.56	0.21	5.2	2.1	12.0	39
24/04/95	5	2.2	10.2	28.3	5.11	0.95	0.27	1.61	0.17	5.2	2.1	11.5	43
30/05/95	5	4.0	9.0	24.0	5.21	0.97	0.25	1.38	0.17	5.1	1.8	12.0	40
26/06/95	5	6.8	9.1	24.1	5.12	0.99	0.25	1.51	0.16	5.1	1.8	8.3	35
07/08/95	5	13.7	9.2	23.4	5.31	0.99	0.26	1.48	0.13	5.0	2.0	8.4	31
04/09/95	5	14.9	9.2	20.2	5.22	0.92	0.24	1.35	0.14	4.8	1.6	7.3	28
02/10/95	5	10.0	10.1	21.8	5.40	1.02	0.25	1.44	0.17	4.9	1.7	9.3	34
31/10/94	10	5.3	9.1	21.1	5.29	1.03	0.27	1.62	0.18	5.1	1.7	7.8	30
08/12/94	10	3.6	11.8	21.3	5.29	0.97	0.28	1.48	0.14	5.1	1.7	7.8	36
09/01/95	10	4.0	9.5	19.8	5.21	1.00	0.28	1.55	0.15	5.1	1.8	9.3	38
13/02/95	10	4.0	8.8	22.1	5.38	1.01	0.28	1.61	0.14	5.2	1.7	8.1	38
06/03/95	10	4.2	7.6	23.4	5.29	1.02	0.27	1.47	0.14	5.1	1.8	15.0	37
03/04/95	10	4.5	6.7	22.4	5.29	1.02	0.27	1.53	0.18	5.1	1.9	13.9	35
24/04/95	10	4.2	6.3	26.0	5.22	1.08	0.27	1.52	0.15	5.0	1.8	14.9	40
30/05/95	10	4.0	5.3	24.3	5.31	1.10	0.27	1.44	0.18	5.0	2.0	15.5	39
26/06/95	10	4.8	6.5	27.1	5.33	1.09	0.26	1.52	0.18	5.1	1.9	10.4	36
07/08/95	10	8.2	6.4	26.8	5.50	1.12	0.28	1.51	0.14	5.0	1.9	10.2	39
04/09/95	10	8.1	6.1	25.2	5.34	1.27	0.29	1.48	0.18	4.9	2.0	19.2	32
02/10/95	10	9.6	6.1	23.2	5.49	1.26	0.29	1.52	0.19	5.0	1.9	19.7	28
31/10/94	14	5.1	9.0	21.9	5.28	1.01	0.27	1.62	0.16	5.2	1.8	6.8	31
08/12/94	14	4.0	3.8	21.0	5.29	0.96	0.28	1.50	0.15	5.1	1.9	9.0	32
09/01/95	14	4.2	0.3	20.4	5.29	1.01	0.28	1.55	0.14	5.1	1.8	10.5	38
13/02/95	14	4.5	0.3	22.3	5.61	1.54	0.32	1.62	0.17	4.9	1.8	32.2	45
06/03/95	14	4.5	0.4	24.2	5.33	1.09	0.29	1.48	0.14	5.1	1.8	17.4	33
03/04/95	14	4.7	0.3	23.7	5.78	1.17	0.28	1.53	0.19	5.0	1.9	19.0	31
24/04/95	14	4.6	0.3	27.3	5.69	1.23	0.29	1.61	0.18	5.2	2.1	19.9	60
30/05/95	14	4.9	0.3	42.4	6.35	2.32	0.36	1.52	0.23	4.2	2.0	95.1	8
26/06/95	14	5.1	0.2	30.8	5.91	2.33	0.37	1.61	0.24	4.4	1.9	85.7	1
07/08/95	14	6.2	0.6	27.8	5.71	1.82	0.34	1.53	0.18	4.5	1.9	45.2	17
04/09/95	14	6.5	0.4	26.5	5.71	1.53	0.33	1.48	0.19	4.7	1.9	33.1	21
02/10/95	14	7.0	0.1	26.6	5.60	1.61	0.33	1.57	0.20	4.6	1.9	39.0	17

Tabell 2 Fysisk/kjemiske parametre i Nepptjern, Nordmarka i perioden oktober 1994 til oktober 1995.

Nepptj. dato	Dyp m	H ⁺ µeq L ⁻¹	Ca ²⁺ µeq L ⁻¹	Mg ²⁺ µeq L ⁻¹	Na ⁺ µeq L ⁻¹	K ⁺ µeq L ⁻¹	Al ⁿ⁺ µeq L ⁻¹	NH ₄ ⁺ µeq L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ µeq L ⁻¹	Cl ⁻ µeq L ⁻¹	Alk µeq L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µeq L ⁻¹	F ⁻ µeq L ⁻¹
31/10/94	1	5.1	50.9	22.2	70.9	4.1	11.0		106.2	50.8	7.6	2.2	4.0
08/12/94	1	6.0	46.9	23.0	67.0	3.6	14.3		110.4	53.6	6.1	2.9	3.4
09/01/95	1	13.8	41.4	21.4	68.3	6.9	28.2		106.2	56.4	7.2	7.5	3.3
13/02/95	1	8.3	42.4	22.2	72.2	3.8	18.4		106.2	56.4	5.7	7.1	3.8
06/03/95	1	6.8	53.4	23.9	77.0	5.9	18.4	1.0	106.2	73.3	15.5	4.3	2.9
03/04/95	1	7.8	54.9	22.2	74.0	7.4	17.3	1.3	104.1	73.3	12.3	5.7	3.5
24/04/95	1	38.0	43.9	25.5	89.2	6.4	27.4	17.7	120.8	87.4	0.0	32.5	3.5
30/05/95	1	12.0	28.4	13.2	48.3	5.9	17.2	2.1	85.4	36.7	7.6	3.8	3.2
26/06/95	1	10.0	35.9	15.6	53.5	4.6	17.6	0.4	93.7	33.9	7.1	1.1	7.3
07/08/95	1	4.0	40.9	18.1	58.3	4.6	13.9	0.6	95.8	42.3	8.0	2.0	4.7
04/09/95	1	5.6	45.4	19.7	60.9	3.8	10.4	0.6	99.9	45.1	7.1	2.0	3.3
02/10/95	1	3.9	49.9	20.6	62.2	4.4	10.9	0.7	102.0	50.8	9.5	2.4	4.8
31/10/94	2	5.3	50.9	23.0	71.9	4.4	11.0		108.3	50.8	8.0	2.4	3.4
08/12/94	2	5.5	49.4	23.0	64.8	3.8	12.4		108.3	50.8	7.8	2.6	3.3
09/01/95	2	6.8	49.9	23.9	71.8	5.4	17.8		108.3	53.6	8.2	4.4	3.5
13/02/95	2	6.2	46.4	22.2	69.2	3.8	16.5		106.2	50.8	7.7	4.2	3.3
06/03/95	2	6.6	48.9	20.6	67.4	3.8	17.4	1.2	106.2	56.4	14.1	3.1	3.1
03/04/95	2	7.1	53.9	31.3	99.2	8.4	15.9	1.5	110.4	93.1	19.1	4.3	3.5
24/04/95	2	16.6	48.4	24.7	85.3	6.7	21.9	5.6	108.3	81.8	7.9	12.1	3.5
30/05/95	2	10.0	32.9	15.6	50.5	5.1	16.7	0.9	89.5	39.5	9.6	3.8	3.3
26/06/95	2	8.9	34.4	16.5	56.1	4.4	14.1	0.4	99.9	42.3	9.1	1.1	4.6
07/08/95	2	6.9	40.9	18.1	61.3	3.8	15.9	0.7	102.0	48.0	9.1	1.9	5.5
04/09/95	2	5.1	44.9	18.9	59.2	3.8	10.4	0.6	99.9	45.1	8.1	2.0	3.5
02/10/95	2	3.7	49.4	20.6	61.3	4.4	9.5	0.7	102.0	48.0	9.2	2.7	4.1
31/10/94	5	5.1	50.9	22.2	70.0	4.1	12.7		108.3	48.0	6.8	2.1	4.2
08/12/94	5	5.3	48.9	22.2	63.1	3.6	12.4		104.1	50.8	8.0	2.6	3.2
09/01/95	5	5.8	49.9	23.0	71.8	5.9	14.3		106.2	50.8	9.0	2.9	3.1
13/02/95	5	4.3	48.9	21.4	70.5	3.3	13.8		108.3	50.8	7.5	2.9	3.3
06/03/95	5	5.6	49.4	21.4	65.7	4.1	14.2	1.4	106.2	53.6	14.3	2.6	3.1
03/04/95	5	6.5	48.9	23.0	67.9	5.4	17.4	1.1	108.3	59.2	12.0	2.8	4.1
24/04/95	5	7.1	47.4	22.2	70.0	4.4	20.2	1.6	108.3	59.2	11.5	3.1	4.2
30/05/95	5	6.2	48.4	20.6	60.0	4.4	15.9	1.3	106.2	50.8	12.0	2.9	4.2
26/06/95	5	7.6	49.4	20.6	65.7	4.1	19.3	0.9	106.2	50.8	8.3	2.5	4.3
07/08/95	5	4.9	49.4	21.4	64.4	3.3	16.4	0.6	104.1	56.4	8.4	2.2	4.7
04/09/95	5	6.0	45.9	19.7	58.7	3.6	11.4	0.6	99.9	45.1	7.3	2.0	3.0
02/10/95	5	4.0	50.9	20.6	62.6	4.4	11.5	0.7	102.0	48.0	9.3	2.4	3.8
31/10/94	10	5.1	51.4	22.2	70.5	4.6	12.2		106.2	48.0	7.8	2.1	3.3
08/12/94	10	5.1	48.4	23.0	64.4	3.6	11.5		106.2	48.0	7.8	2.6	3.1
09/01/95	10	6.2	49.9	23.0	67.4	4.4	15.0		106.2	50.8	9.3	2.7	3.4
13/02/95	10	4.2	50.4	23.0	70.0	3.6	13.8		108.3	48.0	8.1	2.7	3.3
06/03/95	10	5.1	50.9	22.2	63.9	3.6	13.8	1.8	106.2	50.8	15.0	2.6	3.2
03/04/95	10	5.1	50.9	22.2	66.6	4.6	13.4	1.6	106.2	53.6	13.9	2.5	3.7
24/04/95	10	6.0	53.9	22.2	66.1	3.8	17.2	2.7	104.1	50.8	14.9	2.9	4.3
30/05/95	10	4.9	54.9	22.2	62.6	4.6	13.5	2.9	104.1	56.4	15.5	2.8	4.3
26/06/95	10	4.7	54.4	21.4	66.1	4.6	14.4	2.2	106.2	53.6	10.4	2.6	3.6
07/08/95	10	3.2	55.9	23.0	65.7	3.6	10.9	1.5	104.1	53.6	10.2	2.8	4.6
04/09/95	10	4.6	63.4	23.9	64.4	4.6	10.5	1.7	102.0	56.4	19.2	2.3	4.0
02/10/95	10	3.2	62.9	23.9	66.1	4.9	7.9	1.7	104.1	53.6	19.7	2.0	4.1
31/10/94	14	5.3	50.4	22.2	70.5	4.1	11.6		108.3	50.8	6.8	2.2	3.6
08/12/94	14	5.1	47.9	23.0	65.3	3.8	11.2		106.2	53.6	9.0	2.3	3.5
09/01/95	14	5.1	50.4	23.0	67.4	3.6	14.4		106.2	50.8	10.5	2.7	3.5
13/02/95	14	2.5	76.9	26.3	70.5	4.4	9.0		102.0	50.8	32.2	3.2	3.1
06/03/95	14	4.7	54.4	23.9	64.4	3.6	13.8	2.6	106.2	50.8	17.4	2.4	3.1
03/04/95	14	1.7	58.4	23.0	66.6	4.9	8.3	3.1	104.1	53.6	19.0	2.2	3.5
24/04/95	14	2.0	61.4	23.9	70.0	4.6	6.5	5.6	108.3	59.2	19.9	4.3	4.2
30/05/95	14	0.5	116.0	29.6	66.1	5.9	5.0	14.9	87.5	56.4	95.1	0.6	4.4
26/06/95	14	1.2	116.0	30.4	70.0	6.1	3.5	11.4	91.6	53.6	85.7	0.1	3.8
07/08/95	14	2.0	90.8	28.0	66.6	4.6	8.0	4.3	93.7	53.6	45.2	1.2	4.3
04/09/95	14	2.0	76.4	27.2	64.4	4.9	5.8	2.6	97.9	53.6	33.1	1.5	3.7
02/10/95	14	2.5	80.3	27.2	68.3	5.1	6.2	2.7	95.8	53.6	39.0	1.2	4.3

Tabell 3 Fysisk/kjemiske parametre i Nepptjern, Nordmarka i perioden oktober 1994 til oktober 1995. TOC: Total organisk karbon; Σ Kat: Sum av kationer; Σ An: Sum av anioner; CB: Ladningsbalanse Σ Kat- Σ An = CB; ANC : Vannets syrenøytraliseringskapasitet.

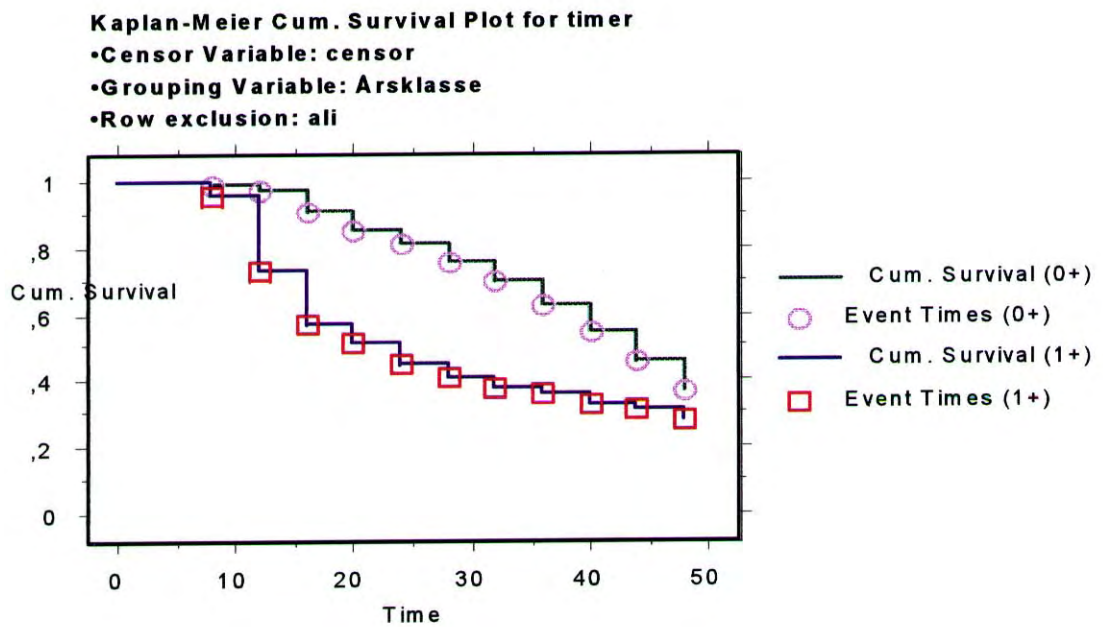
Nepptj. dato	Dyp m	Tot-N $\mu\text{g L}^{-1}$	SiO ₂ mg/L	TOC mg C L ⁻¹	Tot-Al $\mu\text{g L}^{-1}$	Al _a $\mu\text{g L}^{-1}$	Al _o $\mu\text{g L}^{-1}$	Al _i $\mu\text{g L}^{-1}$	Σ Kat $\mu\text{eq L}^{-1}$	Σ An $\mu\text{eq L}^{-1}$	CB $\mu\text{eq L}^{-1}$	ANC $\mu\text{eq L}^{-1}$
31/10/94	1	140	3.7	1.9	359	286	49	237	165.2	170.7	-5.5	-11.1
08/12/94	1	126	4.2	1.6	410	327	54	273	161.6	176.3	-14.7	-26.3
09/01/95	1	230	3.9	2.5	521	509	70	440	179.0	180.5	-1.6	-33.1
13/02/95	1	175	4.3	1.8	520	366	46	320	171.3	179.1	-7.8	-29.0
06/03/95	1	200	4.3	2.3	489	422	64	359	188.7	202.2	-13.6	-23.7
03/04/95	1	235	4.4	2.3	439	397	69	328	185.0	199.0	-14.0	-24.7
24/04/95	1	795	3.5	2.5	435	394	49	345	239.6	242.0	-2.4	-75.7
30/05/95	1	235	2.9	2.1	384	326	33	293	126.3	136.6	-10.4	-30.0
26/06/95	1	141	1.2	1.9	397	366	56	310	135.4	143.1	-7.7	-18.9
07/08/95	1	245	3.4	1.5	346	335	39	296	142.0	152.8	-10.8	-18.2
04/09/95	1	104	3.7	1.1	309	229	35	194	145.6	157.4	-11.8	-17.2
02/10/95	1	123	3.8	1.1	301	250	29	221	151.7	169.4	-17.7	-18.2
31/10/94	2	149	3.7	1.8	361	304	70	233	166.7	172.9	-6.2	-11.4
08/12/94	2	125	4.0	1.9	398	305	47	258	160.8	172.7	-11.8	-20.5
09/01/95	2	175	3.8	2.0	424	385	49	336	177.5	177.9	-0.4	-16.3
13/02/95	2	160	3.9	2.1	497	374	45	329	166.4	172.2	-5.7	-19.5
06/03/95	2	155	4.0	2.0	449	390	59	331	166.9	182.8	-15.9	-25.0
03/04/95	2	365	4.3	2.4	437	391	73	318	217.0	230.4	-13.4	-14.9
24/04/95	2	380	4.1	2.5	473	405	67	339	206.0	213.6	-7.6	-37.2
30/05/95	2	150	3.3	2.0	432	345	49	296	132.0	145.7	-13.6	-28.7
26/06/95	2	190	0.9	2.0	409	318	54	265	134.5	157.1	-22.6	-32.0
07/08/95	2	230	3.6	1.5	365	332	42	291	147.5	166.5	-19.0	-27.6
04/09/95	2	135	3.7	1.2	310	234	31	203	142.6	158.7	-16.1	-20.2
02/10/95	2	138	3.8	1.1	296	229	32	197	149.6	166.0	-16.4	-17.0
31/10/94	5	131	3.7	1.7	351	312	51	261	165.3	169.3	-4.0	-11.1
08/12/94	5	116	3.9	1.6	379	294	44	249	156.7	168.6	-11.9	-19.7
09/01/95	5	185	3.8	1.9	383	341	52	289	170.9	171.8	-0.9	-10.8
13/02/95	5	150	3.9	1.8	405	339	42	297	164.9	172.7	-7.8	-17.9
06/03/95	5	180	3.9	2.0	421	350	55	295	163.1	179.7	-16.7	-21.8
03/04/95	5	150	4.1	1.6	414	377	60	317	170.3	186.4	-16.0	-25.1
24/04/95	5	155	4.0	1.7	437	405	57	348	172.9	186.2	-13.3	-26.6
30/05/95	5	128	3.9	1.6	427	347	43	304	157.2	176.0	-18.8	-26.5
26/06/95	5	143	1.4	1.8	421	397	52	345	166.8	172.0	-5.2	-19.7
07/08/95	5	125	4.0	1.3	396	354	43	311	160.6	175.8	-15.2	-24.2
04/09/95	5	110	3.8	1.1	315	239	33	206	144.9	157.4	-12.5	-19.1
02/10/95	5	123	3.8	1.2	298	265	31	234	154.6	165.4	-10.8	-13.9
31/10/94	10	135	3.7	1.8	363	306	50	257	166.2	167.4	-1.1	-7.6
08/12/94	10	114	4.0	1.8	381	289	46	243	158.3	167.6	-9.4	-17.3
09/01/95	10	134	3.8	1.8	377	336	46	291	167.1	172.3	-5.2	-15.5
13/02/95	10	140	3.9	1.8	399	348	49	299	167.6	170.3	-2.7	-11.9
06/03/95	10	155	4.0	1.8	410	334	50	284	161.8	177.8	-16.0	-19.0
03/04/95	10	150	4.1	1.7	405	331	59	272	164.8	179.8	-15.0	-18.0
24/04/95	10	143	4.1	1.6	421	373	55	317	170.4	176.9	-6.4	-11.7
30/05/95	10	160	4.1	1.6	412	320	42	278	164.9	183.0	-18.1	-19.0
26/06/95	10	155	1.0	1.5	393	338	47	291	167.1	176.3	-9.2	-15.8
07/08/95	10	134	5.0	1.3	388	294	57	238	164.4	175.3	-10.9	-12.3
04/09/95	10	143	3.7	1.7	349	273	45	228	171.2	183.9	-12.7	-4.5
02/10/95	10	117	3.6	1.5	312	226	37	189	170.6	183.4	-12.8	-2.0
31/10/94	14	126	3.7	1.7	359	290	50	240	164.1	171.6	-7.5	-14.1
08/12/94	14	160	4.0	1.8	395	280	43	237	157.8	174.5	-16.8	-22.0
09/01/95	14	145	3.8	1.9	382	346	46	300	165.9	173.6	-7.7	-15.2
13/02/95	14	235	4.4	2.0	375	293	47	246	188.8	191.2	-2.5	22.0
06/03/95	14	160	4.0	1.9	467	345	52	293	166.5	179.8	-13.3	-13.1
03/04/95	14	150	4.0	1.6	381	305	71	234	167.9	182.4	-14.6	-7.1
24/04/95	14	225	4.2	1.8	378	267	81	186	174.6	195.9	-21.3	-11.9
30/05/95	14	335	4.9	2.4	470	331	126	206	238.0	244.0	-6.0	73.0
26/06/95	14	305	0.5	2.2	285	194	51	143	238.1	234.8	3.4	77.6
07/08/95	14	200	4.5	1.5	303	260	49	211	203.0	197.9	5.1	41.4
04/09/95	14	150	3.6	1.7	248	208	38	170	182.8	189.7	-6.9	19.8
02/10/95	14	147	3.3	1.5	231	195	33	162	191.5	193.9	-2.5	30.3

Tabell 4 Konsentrasjoner av løst molekylært oksygen og sporelementer/tungmetaller i Nepptjern, Nordmarka på 2 og 14 meters dyp (nær bunnen), i perioden oktober 1994 til oktober 1995.

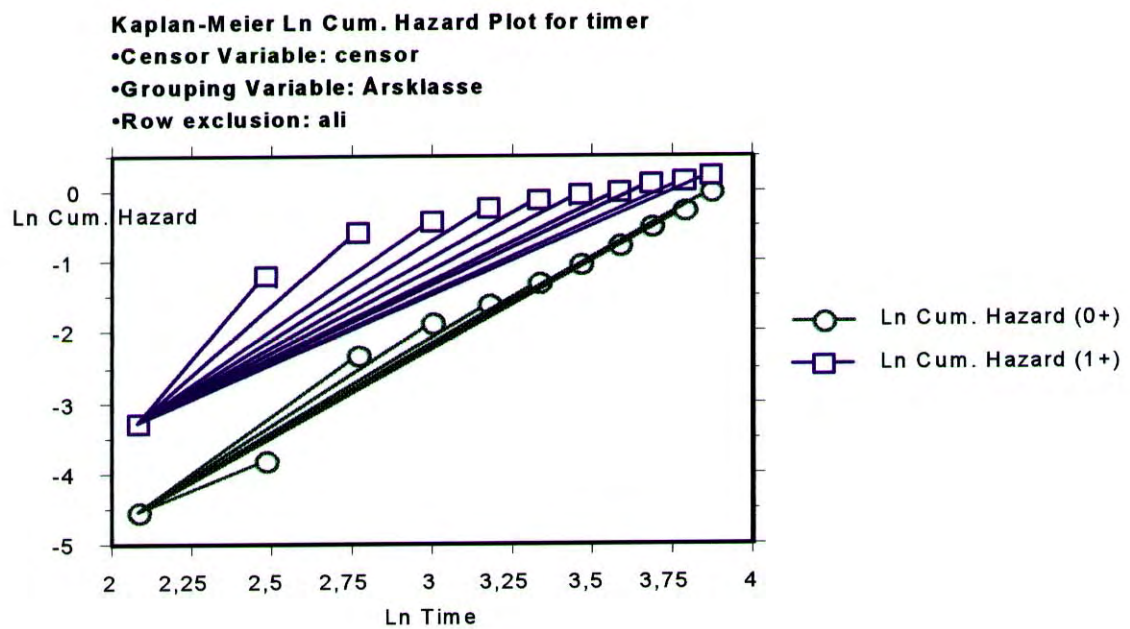
Nepptj. dato	Dyp	O ₂ mg L ⁻¹	Pb µg L ⁻¹	Cd µg L ⁻¹	Zn µg L ⁻¹	Ni µg L ⁻¹	Cu µg L ⁻¹	Co µg L ⁻¹	Fe µg L ⁻¹	Mn µg L ⁻¹	As µg L ⁻¹	Sr µg L ⁻¹	Be µg L ⁻¹
31/10/94	2	9.0	0.57	0.29	57.1	1.8		0.08	26	114	0.3	5.1	0.20
09/12/94	2	10.4	0.22	0.12	20.9	0.4		0.04	25	106	0.2	4.4	0.23
09/01/95	2	10.4	0.21	0.16	21.6	0.5		0.02	32	106	< 0.1	4.3	0.23
13/02/95	2	10.2	0.40	0.13	23.1	0.8		< 0.01	29	102	< 0.1	4.2	0.26
06/03/95	2	10.6	0.22	0.21	23.2	0.5		0.02	17	100	0.2	4.9	0.23
03/04/95	2	10.0	2.21	0.18	22.1	0.6		0.04	54	107	0.2	5.0	0.23
24/04/95	2	9.5	2.18	0.07	22.1	0.4		0.02	49	92	< 0.1	4.2	0.18
30/05/95	2	10.7	0.41	0.13	19.0	0.7	< 0.5		26	73	0.2	3.4	0.20
26/06/95	2	8.6	0.35	0.14	22.3	1.1	0.5		37	95	0.1	3.8	0.22
07/08/95	2	7.5	0.76	0.12	23.1	1.2	1.0		37	103	0.2	3.7	0.22
04/09/95	2	9.2	0.22	0.13	23.0	0.6	< 0.5		45	120	0.2	5.1	0.21
02/10/95	2	10.0	0.92	0.19	24.4	0.9	1.6		43	100	0.2	4.9	0.22
31/10/94	14	9.0	0.58	0.18	33.0	1.5		0.07	41	117	0.1	4.6	0.22
09/12/94	14	3.8	0.19	0.10	21.7	0.4		0.03	106	111	< 0.1	4.6	0.25
09/01/95	14	0.3	0.20	0.11	20.5	0.4		< 0.01	33	106	0.3	4.3	0.23
13/02/95	14	0.3	0.20	0.09	16.6	0.5		0.06	210	167	< 0.1	5.9	0.16
06/03/95	14	0.4	0.22	0.14	20.0	0.5		0.02	52	120	< 0.1	5.0	0.23
03/04/95	14	0.3	0.57	0.11	20.1	0.5		0.05	176	144	0.2	5.3	0.20
24/04/95	14	0.3	0.37	0.11	17.7	0.4		0.04	145	146	< 0.1	5.0	0.18
30/05/95	14	0.3	0.99	0.04	7.3	0.5	0.8		13012	210	0.4	10.4	0.14
26/06/95	14	0.2	0.47	0.04	7.2	0.8	0.9		1473	170	0.3	8.4	0.08
07/08/95	14	0.6	0.12	< 0.01	12.9	0.3	< 0.5		197	141	< 0.1	6.2	0.17
04/09/95	14	0.4	0.13	0.05	16.0	0.8	< 0.5		109	141	0.3	7.0	0.17
02/10/95	14	0.1	0.11	0.05	10.2	0.4	< 0.5		93	147	0.2	7.3	0.11

Tabell 5 Ulike kjemiske tilstandsformer av aluminium i ulike dyp i Nepptjern i perioden oktober 1994 til oktober 1995. Beregningen er foretatt v.h.a. spesieringsprogrammet ALCHEMI-Version 4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988).

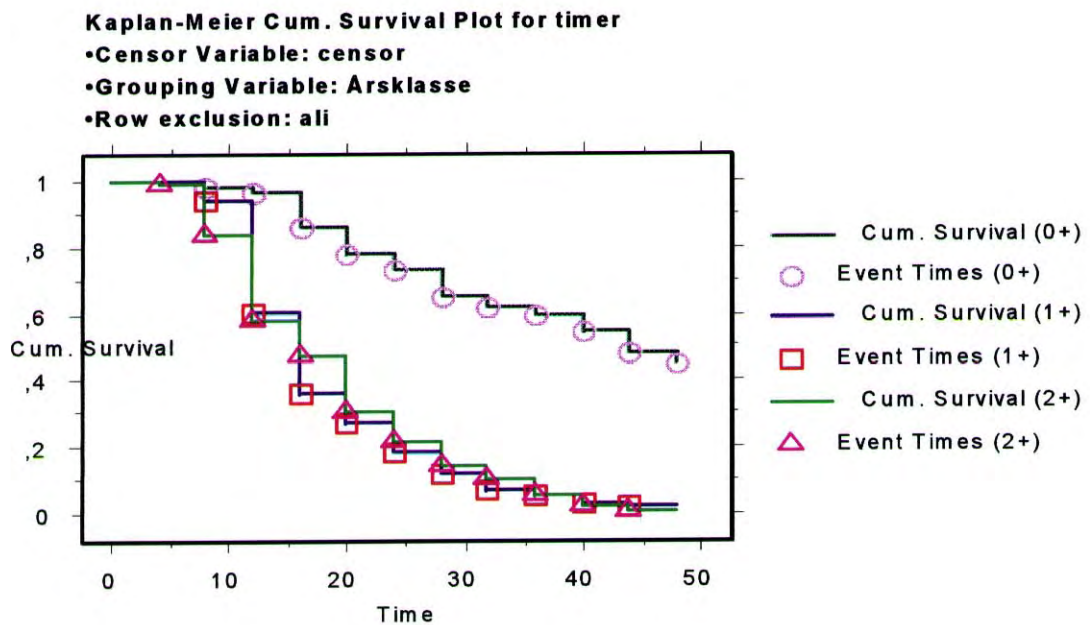
Nepptj.	Dyp m	pH	Temp. °C	Al ³⁺ µg L ⁻¹	AlOH ²⁺ µg L ⁻¹	AlOH ₂ ⁺ µg L ⁻¹	AlF ²⁺ µg L ⁻¹	AlF ₂ ⁺ µg L ⁻¹	AlOHF ⁺ µg L ⁻¹	AlOHF ₂ µg L ⁻¹	AlSO ₄ ⁺ µg L ⁻¹	AlH ₃ SiO ₄ ²⁺ µg L ⁻¹
31/10/94	1.0	5.29	5.2	40	18	9	54	4	41	0	1	69
08/12/94	1.0	5.22	2.7	60	18	7	50	2	33	0	2	99
09/01/95	1.0	4.86	1.6	194	24	4	65	1	19	0	6	127
13/02/95	1.0	5.08	1.6	89	18	5	64	3	31	0	3	109
06/03/95	1.0	5.17	1.3	101	24	8	47	1	28	0	3	147
03/04/95	1.0	5.11	1.7	91	20	6	58	2	30	0	3	120
24/04/95	1.0	4.42	0.7	196	8	0	80	2	9	0	7	43
30/05/95	1.0	4.92	4.9	114	21	5	61	2	20	0	3	66
26/06/95	1.0	5.00	15.5	63	31	16	121	13	45	0	2	19
07/08/95	1.0	5.40	19.2	25	40	66	56	7	50	0	1	52
04/09/95	1.0	5.25	15.1	27	23	21	45	4	29	0	1	44
02/10/95	1.0	5.41	9.9	22	18	17	53	7	52	0	1	51
31/10/94	2.0	5.28	5.3	44	19	10	47	3	35	0	2	74
08/12/94	2.0	5.26	3.5	53	19	9	47	2	34	0	2	92
09/01/95	2.0	5.17	2.5	92	25	8	56	2	33	0	3	119
13/02/95	2.0	5.21	2.4	84	25	9	51	2	33	0	3	123
06/03/95	2.0	5.18	2.7	90	25	9	48	1	29	0	3	126
03/04/95	2.0	5.15	1.7	83	20	6	56	2	32	0	3	117
24/04/95	2.0	4.78	3.8	140	17	3	72	2	17	0	5	82
30/05/95	2.0	5.00	4.2	102	21	6	59	2	23	0	3	80
26/06/95	2.0	5.05	10.8	80	31	14	79	4	34	0	3	19
07/08/95	2.0	5.16	18.9	39	35	33	82	9	42	0	2	49
04/09/95	2.0	5.29	15.1	25	23	24	47	5	33	0	1	45
02/10/95	2.0	5.43	10.0	19	16	17	45	6	46	0	1	47
31/10/94	5.0	5.29	5.3	45	20	11	57	4	44	0	2	78
08/12/94	5.0	5.28	3.9	50	19	9	45	2	34	0	2	88
09/01/95	5.0	5.24	3.6	68	24	10	46	2	31	0	2	106
13/02/95	5.0	5.37	3.7	54	25	15	43	2	40	0	2	116
06/03/95	5.0	5.25	3.7	68	24	11	45	2	32	0	2	110
03/04/95	5.0	5.19	4.2	72	23	9	63	3	38	0	2	107
24/04/95	5.0	5.11	2.2	95	22	6	69	3	36	0	3	114
30/05/95	5.0	5.21	4.0	66	22	9	63	3	40	0	2	99
26/06/95	5.0	5.12	6.8	121	41	16	72	2	37	0	4	51
07/08/95	5.0	5.31	13.7	42	36	35	63	5	47	0	2	81
04/09/95	5.0	5.22	14.9	33	25	21	44	3	27	0	1	50
02/10/95	5.0	5.40	10.0	29	23	22	45	4	43	0	1	66
31/10/94	10.0	5.29	5.3	50	22	12	46	2	35	0	2	86
08/12/94	10.0	5.29	3.6	47	18	9	43	2	34	0	2	88
09/01/95	10.0	5.21	4.0	70	23	10	51	2	33	0	2	101
13/02/95	10.0	5.38	4.0	54	26	16	42	2	40	0	2	117
06/03/95	10.0	5.29	4.2	58	24	12	44	2	34	0	2	107
03/04/95	10.0	5.29	4.5	51	21	11	51	3	39	0	2	96
24/04/95	10.0	5.22	4.2	67	23	10	64	3	42	0	2	107
30/05/95	10.0	5.31	4.0	47	20	10	57	4	46	0	2	93
26/06/95	10.0	5.33	4.8	88	41	23	50	2	42	0	3	42
07/08/95	10.0	5.50	8.2	19	17	18	46	6	56	0	1	73
04/09/95	10.0	5.34	8.1	33	20	14	50	4	42	0	1	63
02/10/95	10.0	5.49	9.6	16	16	18	41	6	48	0	1	44
31/10/94	14.0	5.28	5.1	44	19	10	50	3	38	0	2	75
08/12/94	14.0	5.29	4.0	43	17	8	48	3	37	0	1	79
09/01/95	14.0	5.29	4.2	62	25	13	49	2	38	0	2	108
13/02/95	14.0	5.61	4.5	24	21	22	29	2	46	0	1	102
06/03/95	14.0	5.33	4.5	57	26	15	42	2	35	0	2	115
03/04/95	14.0	5.78	4.7	15	19	30	25	2	59	0	0	83
24/04/95	14.0	5.69	4.6	10	11	14	31	5	61	1	0	52
30/05/95	14.0	6.35	4.9	2	8	51	9	3	81	1	0	46
26/06/95	14.0	5.91	5.1	7	13	28	20	3	64	1	0	7
07/08/95	14.0	5.71	6.2	11	14	21	32	5	63	1	0	64
04/09/95	14.0	5.71	6.5	10	12	19	27	4	53	0	0	44
02/10/95	14.0	5.60	7.0	10	10	12	35	7	54	1	0	32



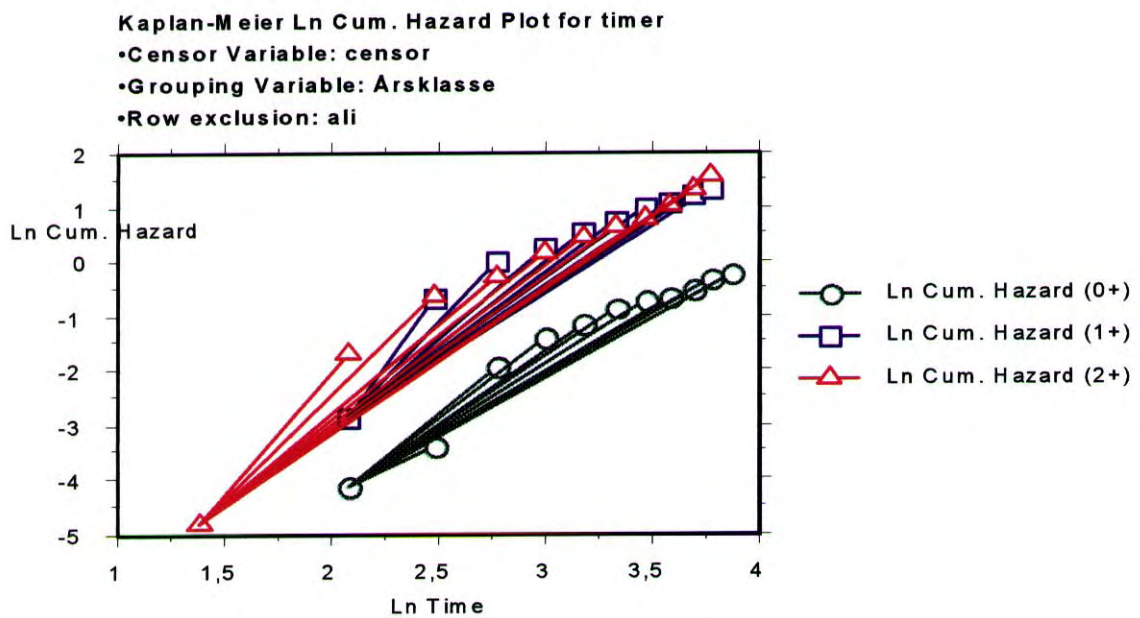
Figur 1 Kumulativt overlevelsesplott for 0+ og 1+ ved Kaplan-Meier-analysen.



Figur 2 Plott av den normale logaritmen til hazardfunksjonen fra Kaplan-Meier-analysen for 0+ og 1+.



Figur 3 Kumulativt overlevelsesplott for alle aldersgrupper (0+, 1+ og 2+) ved Kaplan-Meier-analysen.



Figur 4 Plott av den normale logaritmen til hazardfunksjonen fra Kaplan-Meier-analysen for alle aldersgrupper (0+, 1+ og 2+).

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3516-96.

ISBN 82-577-3060-2