



NATURENS
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet

FAGRAPPOR NR.52

Tålegrenser for overflatevann

Fiskestatus og vannkjemi
i norske innsjøer

Norsk institutt for vannforskning
Universitetet i Oslo

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang i 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grensoverskridende Luftforurensninger (Genevekonvensjonen). I arbeidet under Genevekonvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

**Kjell Huseby - NP
Tor Johannessen - SFT
Else Løbersli - DN
Steinar Sandøy - DN**


Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, industri- og avfallssaker og avdelingen for internasjonalt samarbeid, luftmiljø og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

**Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00**

**eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00**

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93172	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3002	

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

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer	Februar 1994	NIVA 1994
	Faggruppe:	
	Sur nedbør	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Espen Lydersen NIVA	Sør-Norge	
Eirik Fjeld UiO		
Tom Andersen UiO		
	Antall sider:	Opplag:
	26	150

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Arbeidsgruppen for Naturens Tålegrenser	

Ekstrakt:

Rapporten er basert på 1000-sjøers materiale. Til forskjell fra tidligere statistiske analyser av dette materialet, er det i denne rapporten benyttet logistiske regressjoner i tillegg til prinsipal komponent analyse (PCA) for å relatere vannkjemi og fiskestatus m.h.p. brunørret, røye og abbor. Hovedhensikten var å finne andre forsuringsvariable som bedre enn ANC kunne predikere fiskestatus i norske innsjøen. Fire modeller ble testet: PCA-modell, ANC-modell, Alj-modell og TOC-modell. Rapporten konkluderer med at ANC fortsatt er den beste egnete miljøindikator for å predikere fiskestatus. men de andre modellen hadde omtrent samme prediksjonskraft, og indikerer at Ca og TOC har en avgiftende effekt i forsura vann med høyt aluminiumsinnhold. Selv om labilt aluminium er den primære årsak til fiskedød i sure vann, viste pH seg som en bedre forklaringsvariabel. Hovedårsaken til dette mener vi skyldes det faktum at de mest ekstreme aluminiumsforhold opptrer under kortvarige enkeltepisoder, mens 1000-sjøers materialet er basert på en enkelt prøvetakingsserie. pH vil derfor være en modifierende statistisk faktor, fordi sannsynligheten for periodisk ekstreme aluminiumskonsentrasjoner er relativt høy i sure vann. ANC-modellen viste at abbor var klart mer forsurestolerant sammenliknet med brunørret og røye. Ved en ANC-verdi på -19 og -23 $\mu\text{eq/L}$ var det 50% sannsynlighet for at h.h.v. en brunørret og en røyepopulasjon var utdødd, mens den tilsvarende ANC-verdi for abbor var -28 $\mu\text{eq/L}$. ANC-modellen bekrefter også tidligere konklusjoner fra tilsvarende undersøkelser i Norge, hvor biologiske effekter av forsure begyner å gjøre seg gjeldende ved en ANC-verdi på 20 $\mu\text{eq/L}$.

4 emneord, norske

1. Sur nedbør
2. Fiskestatus
3. Tålegrenser
4. Overflatevann

4 emneord, engelske

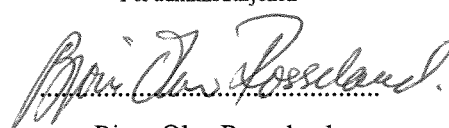
1. Acid deposition
2. Fish status
3. Critical loads
4. Surface waters

Prosjektleder



Espen Lydersen

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2454-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

O-93172

Fiskestatus og vannkjemi

i norske innsjøer

Oslo, februar 1994

Forfattere:
Espen Lydersen (NIVA)
Eirik Fjell (UiO)
Tom Andersen (UiO)

Innholdsfortegnelse

Summary.....	1
1 Innledning	2
2 Materiale og metoder	4
3 Resultater og diskusjon	7
3.1 Sammenhengen mellom de ulike miljøvariablene	7
3.2 PCA-modellen.....	9
3.3 ANC-modellen	10
3.4 Al _i -modellen.....	12
3.5 TOC-modellen.....	14
4 Referanser	16
Appendiks	

Summary

This report is based on data from the combined fish-status and water-chemistry survey carried out by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in 1986, named "the Norwegian 1000-lakes survey". The survey was sponsored by the Norwegian State Pollution Control Authority (SFT), as a part of the national programme for monitoring long range transported air pollutants.

Chemical criteria have been established for estimating critical loads of acid precipitation to surface waters, based on the acid neutralizing capacity (ANC) of water. ANC is defined as the difference between base cations (Ca, Mg, Na, K) and strong acid anions (Cl, SO₄, NO₃). An ANC-value of 20 µeq/L is proposed as an acceptable lower ANC limit for fish and invertebrates in acidified Norwegian fresh waters.

Different statistical analyses have been applied in order to investigate whether acidification parameters other than ANC better may explain the variation in fish status of brown trout (*Salmon trutta*), arctic char (*Salvelinus alpinus*) and perch (*Perca fluviatilis*). Several statistical models have been tested and compared. A principal component analysis (PCA) method showed 3 factors describing most of the variation in the environmental variables incorporated: an acidification factor containing ANC, pH and labile aluminium (Al_i); a humic-complexation factor containing non-labile aluminium (Al_o) and total organic carbon (TOC); a geological derived factor, containing the calcium concentration of the lakes. A logistic regression model showed that the acidification factor and the geological factor were well suited to predict changes in fish status, and that the acidification factor had a far higher influence on fish status compared with the geological factor. Perch exhibits the highest tolerance against acidification, followed by arctic char and brown trout. The PCA model explained about 54% of the total uncertainty (log likelihood) in fish status.

As an alternative to the relatively complicated PCA-model, several logistic regressions concerning fish status and various set of water-chemical variables, have been modelled. A model only incorporating ANC and fish species as predictor variables, exhibited an almost identical power of prediction as that obtained by the PCA-model. The ANC-model clearly demonstrated that perch is far more tolerant towards acidification than brown trout and arctic char. At an ANC-value of -19 and -23 µeq/L, a 50% probability of extinct population of brown trout and arctic char was found, while the correspondant ANC-value for perch was - 28 µeq/L. This ANC-model confirms the conclusion drawn from corresponding investigations in Norway which reveal initial biological effects of acidification at an ANC-value about 20 µeq/L.

The ANC-model exhibits minimal physiological understanding of fish-kill in acidified waters. Thus, we tested a model where labile aluminium (Al_i), pH and Ca were the chemical variables, i.e. the Al_i-model. Although labile aluminium represents the primary toxic source to biota in acidic freshwaters, the Al_i-model showed that pH was the strongest explanation variable. Why Al_i exhibited a lower power of prediction than pH in the model, does probably rely on the fact that the most toxic Al_i-conditions are present under periodically extreme environmental conditions. Thus, pH acts as a modifying statistical factor, because the probability of periodic extreme Al_i-concentrations is relatively high in acidified waters. The Al_i-model showed a somewhat lower power of prediction (about 50%) compared with the ANC and PCA-model.

Because the concentration of humic substances are known to ameliorate the toxicity of aluminium in acidic freshwaters, an organic model was also tested, i.e. the TOC-model. This model incorporated total monomeric aluminium (Al_d) as well as TOC and pH. Also in the TOC-model, pH was the strongest explanatory variable, probably due to the same causes as in the Al_i-model. The TOC-model, exhibited an almost identical power of prediction as that obtained by the Al_i-model.

To conclude, this report clearly demonstrates the high correlation which exists between the most important chemical variables describing the water acidification. Thus, one should be careful when interpreting the effects of each chemical variable on fish status in acidified surface waters. Our model shows ANC being the single best environmental indicator predicting acidification damages to fish populations. However, the ANC-model conceals important causal relationships between lake acidification and fish status. Alternative models with approximately the same predictive power indicate that Ca and TOC ameliorate the toxic effects of acidified aluminium-rich water.

1 Innledning

I forbindelse med evaluering av tålegrenser i forsurede vassdrag blir vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC = Acid Neutralizing Capacity) ofte benyttet som en nøkkelparameter. Fram til i dag er ANC-verdier primært blitt brukt når en skal foreta en sammenlikning mellom kjemi og fiskestatus i ferskvann. Den biologiske tålegrensen for flere ferskvannsfisk har vist seg å kunne fastsettes relativt bra ved hjelp av vannets ANC-verdi. Denne ANC-verdi er 20 $\mu\text{eq/L}$ (Hesthagen et al., 1992 og Lien et al., 1992). Likefullt viser det seg at ANC-parameteren er noe upresis for en slik evaluering. Hovedårsaken til dette er at ANC er en "samleparameter", og i sure vann kan ANC uttrykkes som summen av positive uorganiske aluminiums-ioner og H^+ -ioner, minus organiske anioner. Aluminium og H^+ -konsentrasjonen representerer de giftige komponentene, mens de organiske anionene er med på å redusere effekten/giftigheten av disse komponentene. Fordi ANC-begrepet inneholder både giftige komponenter og en giftdepnende komponent, vil det være vassdrag som blant annet har samme ANC-verdi, men forskjellig fordeling av disse komponenter, og på grunn av dette ulik giftighet og derigjennom ulik fiskestatus. I tillegg, vil det kunne stilles spørsmålsteget ved om de parametre som inngår i ANC-begrepet også skal evalueres likt, eksempelvis om en identisk ekvivalent H^+ eller Al-konsentrasjon har like stor betydning for fiskestatus. Bakgrunnen for denne rapporten går derfor i hovedsak utpå å undersøke om det kan være andre parametre enn ANC-verdien i seg selv, som bedre responderer med fiskestatus.

Det er i hovedsak ulike statistiske metoder som er lagt til grunn for de modellene som presenteres i denne rapporten, og fiskestatus er primært vurdert i forhold til tre hovedfaktorer;

- En forsuringfaktor hvor parametrene ANC, pH og uorganisk aluminium (giftige Al-former) inngår
- En humuskomplekseringsfaktor hvor totalt organisk karbon (TOC) og ikke labilt aluminium eller organisk aluminium inngår
- En bergrunnsfaktor hvor innsjøenes kalsiumkonsentrasjon inngår

Det biologiske og kjemiske bakgrunns materialet som er brukt i denne rapporten er i hovedsak hentet fra 1000-sjøers undersøkelsen fra 1986 (Henriksen et al., 1988), en fiskestatus-vannkjemi database som er tilgjengelig ved NIVA. I denne basen har vi benyttet følgende vannkjemiske parametre: ANC, pH, Ca, total organisk karbon (TOC), Al_a (totalt monomerisk aluminium), Al_o (ikke-labilt eller organisk monomert aluminium) og Al_l (labilt eller uorganisk monomert aluminium). Fiskestatus foreligger for 7 arter ferskvannsfisk: ørret, røye, abbor, mort, gjedde, sik og ørekyt. Klart mest data foreligger for de tre først nevnte artene, for de resterende 4 artene var materialet såvidt lite at en mer dyptgående statistisk analyse var utelukket.

I søknaden for dette prosjektet var data fra ReFISH-prosjektet (Norsk Institutt for Vannforskning) tenkt brukt. I dette prosjektet er 5 ulike stammer av brunørret satt ut i 13 relativt sure lokaliteter på Sørlandet, hvor pH-verdien ligger mellom 4.5 og 5.2, og konsentrasjonen av giftige aluminiumsformer varierer fra 60–180 $\mu\text{g Al/l}$. I denne forbindelse er det også utført et vannkjemisk analyseprogram. Fordi dette materialet viste seg å være noe begrenset for statistisk behandling ble databasen fra 1000-sjøers undersøkelsene valgt.

Den statistiske analysen av dette 1000-sjøers materialet viser hvor nært korrelert og avhengige

mange av miljøvariablene var av hverandre. Ved hjelp av en prinsippal komponentanalyse (PCA) kunne vi imidlertid identifisere tre uavhengige faktorer som beskrev det meste av variansen i de undersøkte miljøvariablene: en forsuringfaktor, en humus-komplekseringsfaktor og en berggrunnsfaktor (kalsiuminnholdet i vannet). En logistisk regresjonsmodell viste at forsuringfaktoren og berggrunnsfaktoren var velegnet til å predikere forandringer i fiskestatus hos ørret, røye og abbor. Abbor var den mest hardføre arten, så fulgte røye og ørret. Forsuringfaktoren hadde vesentlig kraftigere innflytelse på fiskestatus enn berggrunnsfaktoren. Siden disse to faktorene var uavhengige av hverandre betyr det at vannets kalsiuminnhold—eller andre faktorer som er korrelert med dette—i seg selv har en avgiftende effekt på forsura overflatevann. Forhold som kan forklare dette nærmere diskuteres i rapporten.

Som alternativer til denne noe kompliserte modellen har vi gjort logistiske regresjoner av fiskestatus på ulike sett av de observerbare miljøvariablene. En enklere modell med ANC og art som prediktorvariabler viste seg å ha omlag samme prediksjonskraft som PCA-modellen. Modellen viser tydelig hvor mer følsom ørret og røye er ovenfor forsura vann enn abbor. Ørret- og røye-bestandene var med 50% sannsynlighet utdødd ved ANC-verdier på henholdsvis -19 og -23 $\mu\text{eq/l}$, mens tilsvarende ANC-verdi for abbor var -28 $\mu\text{eq/l}$. Modellen bekrefter også at begynnende forsuringsskader kan merkes allerede ved ANC-verdier på 20 $\mu\text{eq/l}$, som tidligere er satt som naturens tålegrense. Denne ANC-modellen er derfor velegnet til å visualisere hvorledes sannsynligheten for forsuringsskader avtar som funksjon av økende ANC, men gir liten fysiologisk forståelse av fiskedød-problematikken. Vi formulerte derfor en modell med labilt aluminium (Al_i), pH og Ca som forklaringsvariabler. På tross av at de giftige aluminiums-komponentene dannes fra Al_i , var pH den kraftigste forklaringsvariabelen. At Al_i ikke hadde større effekter enn pH, skyldes trolig at Al_i -konsentrasjonene fluktuerer igjennom året, og at de giftigste uorganiske aluminiumsforbindelsene dannes under visse spesielle miljøbetingelser. pH fungerer derfor som en modifierende statistisk faktor, da det i forsuret overflatevann er stor sannsynlighet for at det skal dannes giftige aluminiums-forbindelser. Som forventet syntes Ca også i denne modellen å ha en avgiftende effekt. Også TOC kan redusere giftigheten til surt aluminiumsrikt vann, da humusstoffer kan binde opp aluminium som ufarlige organiske komplekser. En modell med totalt aluminium, TOC og pH som forklaringsvariabler illustrerer dette. Igjen var pH kraftigste forklaringsvariabel, trolig på grunn av samme årsak som i Al_i -modellen.

Statistiske modeller som tar sikte på å predikere fiskedød eller fiskestatus som funksjon av miljøvariabler har vært gjort av Bulger et al. (1993) på 1000 sjøers materialet, og av Munitz og Wallö (1990) på et noe utvidet materiale. I disse studiene har det imidlertid vært fokusert kun på ørret, og ordinære multiple regresjoner har vært brukt som analyseverktøy. Denne metoden er imidlertid utviklet for å predikere kontinuerlige variabler, ikke kategoriske slik som fiskestatus (død, redusert, uendret). Metoden har flere uheldige egenskaper når de benyttes til å analysere slikt datamateriale. Logistiske regresjoner er derimot utviklet for å predikere kategoriske variabler, og vi har derfor benyttet denne teknikken.

Som konklusjon på denne studien kan vi si at ANC er den beste enkelte miljøindikator vi har for å predikere forsuringsskader hos fiskebestander. Den tilslører imidlertid viktige årsakssammenhenger mellom fiskedød og vannforsuring. Alternative modeller med omlag like stor prediksjonskraft indikerer at Ca (eller korrelerte faktorer) og TOC har en avgiftende effekt i forsura vann med høyt aluminiumsinnhold.

2 Materiale og metoder

Denne rapporten baserer seg i hovedsak på data innsamlet i 1986 til “1000 sjøers undersøkelsen” (Henriksen 1988). Kriterier for valg av innsjøer, hvilke vannkjemiske og biologiske variable som inngår i hele 1000-sjøers databasen, og gjennomføringen av undersøkelsen er beskrevet i Statlig program for forurensningsovervåking (SFT-rapport 313/88).

I 1000-sjøers databasen er forandring i fiskestatus for hver enkelt art angitt i 4 følgende kategorier: økt bestand, uforandret, redusert og utdødd. I denne rapporten er imidlertid første og andre kategori slått sammen, slik at fiskestatus kun opptrer i tre kategorier: ingen reduksjon, reduksjon og utdødd.

Ørret, abbor og røye er de fiskeartene som er best representert i “1000 sjøers-undersøkelsen”, og i den statistiske analysen har vi derfor kun behandlet dette materialet. For disse tre artene ønsket vi å utvikle modeller som predikerer gradene av forursingsskader ut fra noen få sentrale forursingsrelaterte miljøfaktorer. Ved å inndele fiskebestandenes status i tre kategorier (ingen reduksjon, reduksjon og utdødd) kunne vi studere fiskestatus i forhold til vannets pH, bufferevne (ANC), og konsentrasjonene av aluminium (labilt og ikke-labilt), totalt organisk karbon (TOC) og kalsium. Disse er alle viktige faktorer i fiskedød-problematikken, og vi prøvde å finne den kombinasjon av variabler som ga best prediksjonsgrad av fiskestatus.

Vi benyttet oss av en statistisk metode kalt logistisk regresjon. I en logistisk regresjon er responsvariabelen inndelt i ulike kategorier. Disse kan være innbyrdes uordnet (nominale) eller ordnet (ordinale). Forsuringsskader på fiskebestander kan kategoriseres som ordinale data, rangert ut fra hvor alvorlige de er. I en logistisk regresjon beregner man så sannsynligheten for at en observasjon skal falle inn i en av kategoriene ut fra verdiene i et sett av prediktorvariabler. Prediktorvariablene er vanligvis kontinuerlige data, men man kan også bringe inn kategoriske prediktorvariable såfremt man “dummy” koder dem.

En logistisk regresjon kan uttrykkes med en funksjon hvor p beskriver sannsynligheten for at en viss hendelse eller tilstand skal opptre. Denne funksjonen beskriver en monotont stigende eller synkende s-formet kurve med asymptoter på 0 og 1, og kan generelt uttrykkes som:

$$p = \frac{1}{1 + e^{-z}} \quad (1)$$

hvor z er et lineært uttrykk av formen

$$z = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 \dots \beta_n x_n \quad (2)$$

Den relative innflytelsen de ulike variablene hadde på fiskestatus kan vi estimere ved å sammenlikne resultatene fra modeller med lavere dimensjonalitet (hvor vi har utelatt den aktuelle variabelen) med den fulle modellen. I logistiske regresjoner er man interessert i å forklare mest mulig av usikkerheten i den avhengige variabelen. Usikkerheten er definert som den totale summen av log likelihood i materialet. Ved å droppe en variabel fra modellen, får man et tilhørende fall i modellens log likelihood. Denne reduksjonen gir et uttrykk for den unike effekten av den utelatte variabelen. Er variablene innbyrdes korrelerte, vil som regel

summen av de unike effektene være mindre enn modellens samlede effekt. Differansen i forklaringsgrad er et felles bidrag som ikke kan tillegges noen enkelt variabel.

Innenfor forsurningsforskningen er det et problem at de fleste viktige vannkjemi-variablene er avhengige av hverandre, og derfor er nært korrelert. Dette gjør at det ved statistiske metoder ikke alltid er mulig å skille de variablene som står i et nært årsaksforhold til fiskedød fra de som kun viser en “falsk” korrelasjon til fiskedød. Videre, hvis man bringer inn flere nært korrelerte forklarings-variabler i en statistisk modell risikerer man at modellen får svært uønskede egenskaper. *Kollinearitet* opptrer når to eller flere av forklarings-variablene er korrelert i en slik grad at de inneholder omlag den samme informasjonen om variasjonen i fenomenet man ønsker å studere. Et symptom på kollinearitet er at modellen blir svært ustabil; ved å bringe inn nye variabler kan man forandre effekten og øke usikkerheten av andre variable uten at modellen i seg selv blir vesentlig forbedret. Imidlertid kan man redusere kompleksiteten i et slikt nært korrelert datamateriale ved å plukke ut variabler som er representative for gitte forhold eller prosesser, eller man kan prøve å redusere dimensjonaliteten i data-settet ved å konstruere nye “syntetiske” variabler eller faktorer som samler opp variasjonen som uttrykkes ved flere korrelerte variabler. Denne siste metoden kalles prinsipal komponent analyse (PCA). Vi har benyttet denne for å utforske sammenhengen mellom de ulike miljøfaktorene, og for å velge ut representative variabler eller konstruere nye som reduserer dimensjonaliteten i datamaterialet.

I utgangspunktet inneholdt datamaterialet i alt 1008 bestander av ørret, abbor og røye, fordelt på 725 innsjøer. Imidlertid ønsket vi ikke at en innsjø skulle opptre flere ganger i datautvalget. I de tilfellene hvor en innsjø rommet flere arter tillot vi derfor kun én art å være med i analysen. Hvilke arter som ble utelatt skjedde tilfeldig. Slik sikret vi at alle observasjonsrekkene var uavhengig av hverandre, og unngikk dermed en del statistiske komplikasjoner dette ellers kunne ha medført. I innsjøutvalget manglet vi dessverre ANC-verdier for 10 innsjøer, slik at et fullstendig datasett bestod av 715 innsjøer og fiskebestander. Artene var imidlertid svært ulikt representert; ørret utgjorde 76% av bestandene, mens abbor og røye utgjorde henholdsvis 15% og 9%. I tabell 1 har vi vist hvorledes de enkelte artene fordelte seg på de ulike klassene av fiskestatus. I tabell 2 har vi gitt en enkel oppsummering av fordelingene til de enkelte miljøvariablene.

I “1000 sjøers” materialet er det også samlet inn informasjon om fiskestatus til andre arter, så som sik, gjedde, mort og ørekyte. Antallet bestander av disse var imidlertid så begrenset at en mer dyptgående statistisk analyse av disse var utelukket, og vi har derfor utelatt disse artene fra denne undersøkelsen.

Tabell 1. Fiskestatus for bestandene som inngår i analysene

art	ingen reduksjon	reduksjon	utdødd	totalt
ørret	216	119	206	541
abbor	64	23	21	108
røye	45	12	9	66
totalt	325	154	236	715

Tabell 2. Miljøvariablene benyttet i utviklingen av de statistiske modellene. SD: standard avvik. n = 715

varabel	forkortelse	enhet	gjennomsnitt	SD	median	max.	min
pH			5.44	0.66	5.37	7.11	4.32
Bufferevne	ANC	µeq/L	-1.7	39.8	-3.6	258.6	-95.0
totalt organisk karbon	TOC	mg/l	2.8	2.4	2.3	17.2	0.1
ikke-labilt aluminium	Al _o	µg/l	36.9	33.5	26	234	0
labilt aluminium	Al _i	µg/l	67.5	72.5	37	335	0
totalt aluminium	Al _a	µg/l	104.3	84.5	83	436	10
kalsium	Ca	mg/l	0.99	0.75	0.74	7.80	0.12

3 Resultater og diskusjon

3.1 Sammenhengen mellom de ulike miljøvariablene

Som før nevnt er mange av de viktigste forsursrelaterte vannkjemivariabler avhengige av hverandre og derfor nært korrelert. Dette er vist tabell 3, og denne tabellen dannet også utgangspunktet for den prinsipale komponent analysen (PCA). Ved hjelp av PCA har vi utforsket datasettet nærmere, og denne analysen dannet også grunnlaget for utvelgelsen av variablene vi ønsket å trekke inn i modellen. Flere av variablene har vi log-transformert for at de skulle bli tilnærmet normalfordelt, samt gjøre forholdet mellom dem mer lineært og dempe innflytelsen fra ekstreme observasjoner. Labilt aluminium har vi transformert til $\log(1+Al_i)$ da det fantes verdier på 0 som ellers ville blitt lik minus uendelig.

Tabell 3. Korrelasjoner mellom de ulike miljøvariablene. $n = 715$

variabel	ANC	pH	$\log(1+Al_i)$	log TOC	log Al_o	log Ca
ANC	1.00					
pH	0.86	1.00				
$\log(1+Al_i)$	-0.74	-0.86	1.00			
log TOC	0.21	-0.03	0.07	1.00		
log Al_o	-0.01	-0.22	0.31	0.75	1.00	
log Ca	0.52	0.45	-0.14	0.43	0.43	1.00

Den prinsipale komponent analysen (tabell 4) viste at størsteparten av variansen i variablene kunne uttrykkes i noen få komponenter. ANC, pH og labilt aluminium gikk alle inn i første komponent. Dette er variabler som uttrykker forsursprosessen eller som står i et nært forhold til disse. Ikke-labilt aluminium (Al_o) er primært aluminium kompleksbundet til humus, og det er derfor som forventet at Al_o og TOC inngikk i andre prinsipale komponent. Ca ble uttrykt av den tredje komponenten, og vi oppfatter denne som et uttrykk for geologien i området. Tilsammen beskrev de tre første prinsipale komponentene omlag 93% av variansen i det opprinnelige datasettet. Vi vurderte derfor disse til å uttrykke den essensielle variasjonen i datasettet på en meningsbærende måte, og gikk videre med disse tre komponentene til den neste fasen i analysen. Ved å rotere de tre komponentene fikk vi nå en forbedret løsning som skilte bedre mellom de ulike faktorene (forsuringen, organisk aluminium-kompleksring og Ca eller berggrunnen) (tabell 5).

Denne analysen viser at ANC, pH og labilt aluminium er så nært knyttet til hverandre at en må være svært varsom med å fortolke effektene av disse når de bringes inn i en statistisk modell som skal beskrive forsursrelatert fiskedød. Effekten av hver enkelt av disse variablene kan ikke tilskrives denne alene, uten at man tar i betraktning hvilke andre variabler en også bringer inn i modellen. Alternativt kan man benytte resultatene fra prinsipal komponent analysen til å beregne "scorene" hver observasjon har på de ulike prinsipale komponent aksene, for så å benytte disse verdiene i en regresjonsmodell. Dette har den fordel at variablene eller faktorene blir ukorrelert (orthogonale), slik at effektene blir uavhengig av hverandre. Ulempen kan imidlertid være at visse faktorer, slik som forsursfaktoren, blir svært abstrakte eller vanskelige å fortolke.

Tabell 4. Prinsipal komponent analyse av miljøvariablene. Egenvektorene er gitt i nedre del av tabellen. Egenverdiene, med prosent varians som de ulike komponentene forklarer, er gitt i øvre del av tabellen.

	Prinsipal komponent					
	1	2	3	4	5	6
egenverdi:	2.886	2.133	0.538	0.217	0.160	0.066
% varians:	48.09	35.55	8.97	3.62	2.67	1.10
kumulativ %:	48.09	83.64	92.6	96.23	98.90	100.00
ANC	0.555	0.036	-0.062	0.155	0.770	-0.262
pH	0.563	-0.133	0.054	-0.129	-0.097	0.798
log(1+Al _i)	-0.500	0.236	0.415	0.257	0.490	0.465
log TOC	0.096	0.599	-0.487	0.578	-0.207	0.133
log Al _o	-0.034	0.635	-0.155	-0.741	0.143	0.038
log Ca	0.338	0.403	0.748	0.102	-0.306	-0.243

Tabell 5. De enkelte miljøvariablenes “loading” på de roterte aksene (komponentene). “Communalities” angir proporsjonen av variansen i de opprinnelige variablene som ivaretas av komponentene.

	Communalities	Prinsipal komponent		
		1	2	3
ANC	0.89	0.882	-0.125	0.319
pH	0.95	0.921	0.133	0.296
log(1+ Al _i)	0.93	-0.954	-0.120	0.093
log TOC	0.91	0.073	-0.950	0.107
log Al _o	0.88	-0.215	-0.875	0.256
log Ca	0.97	0.251	-0.313	0.904

3.2 PCA-modellen

Vi gjorde en slik PCA-regresjon på fiskestatus, hvor vi brukte art, samt scores på prinsipal komponent akse 1 og 3 (henholdsvis forsuringfaktor og kalsium) som uavhengige variabler. Modellen angir sannsynligheten for at en fiskepopulasjon skal være i en av de tre fiskestatus-kategorier ut fra forsuringsfaktoren, kalsiumfaktoren og art. På grunn av at de prinsipale komponentene er benyttet som uavhengige variabler, er modellen vanskelig å benytte til prediksjoner av fiskestatus. I hoveddelen av rapporten har vi derfor ikke presentert modellen, men har istedet oppført de fullstendige resultatene i et et appendiks. Disse viser at effektene av art, forsuringfaktor og kalsiumfaktor var alle statistisk signifikante. I og med at forsuringsfaktoren og kalsiumfaktoren nå var matematisk ukorrelert (orthogonale) vet vi at effektene av disse var uavhengige av hverandre.

Modellen forklarte omlag 53.9% av den totale usikkerheten (log likelihood) i fiskestatus. Sammenlikner vi de enkelte variablene finner vi at den unike effekten av forsuringsfaktoren var desidert størst (50.5%), så fulgt av kalsiumfaktorens (8.8%). På tross av at den unike effekten av fiskeart var liten (0.01%), hadde artene signifikant ulik innflytelse. Ørret var mest følsom for forsuringsskader, så fulgt av røye og tilslutt abbor.

Det at summen av de unike effektene er større enn modellens forklaringsgrad kan virke paradoksalt, men skyldes at kalsiumfaktoren fungerer som en undertrykker-variabel. Det vil si at dens effekt i hovedsak består i å undertrykke varians i forsuringsfaktoren som er irrellevant for å predikere fiskestatus. Uten at forsuringsfaktoren er med i modellen har derfor kalsiumfaktoren en lav unik effekt (1.1%). Dette synes biologisk meningsfullt, da den positive effekten av Ca-faktoren er forenelig med en hypotese som sier at Ca-ioner i seg selv har en avgiftende effekt i forsura vann, fordi kalsium er viktig for å stabilisere biologiske membraner og kontrollere permeabiliteten til ioner og vann over epitelceller (Schoffeniels, 1967; Cuthbert, 1970; Oduleye, 1975). Det er i dag liten tvil om at hovedårsaken til fiskedød i sure vann er for høye konsentrasjoner av uorganisk aluminium, og at dødsårsaken først og fremst skyldes avleiring (polymerisering) av aluminium på gjelleoverflatene. Ionestyrken er svært avgjørende for overflaters egenskaper, slik at den gunstige effekten av kalsium, ikke nødvendigvis er kalsiumspesifikk, men like gjerne et resultat av at høyere kalsium normalt er godt korrelert med høyere ionstyrke. Det pågår i dag undersøkelser, som vil kunne gi svar på om kalsium har spesifikk betydning for aluminiums giftighet på fisk

En modell med prinsipale komponenter som forklaringsvariable er imidlertid vanskelig å benytte seg av for å visualisere hvordan vi kan forvente forsuringen virker i naturen. I og med at de prinsipale komponentaksene ikke direkte gjenspeiler fysisk målbare variable, vil det være uhensiktsmessig å bruke modellen direkte til å predikere fiskestatus i en gitt innsjø. Vi har derfor laget andre modeller hvor vi har benyttet oss av de opprinnelige og observerbare variablene som forklaringsvariable. Den første modellen beskriver populasjonens fiskestatus som funksjon av ANC og art, mens den andre beskriver fiskestatus ut fra lokalitetenes pH, Ca konsentrasjon, labilt aluminium (Al_o) og art. Den tredje modellen tar sikte på å belyse den dempende effekten av TOC på giftigheten til aluminiumet.

3.3 ANC-modellen

I denne modellen har vi brukt kun ANC som forklaringsvariabel. Resultatene har vi framtrillt i Figur 1, og den demonstrerer hvor mer følsom ørret og røye er for forsuring enn abbor. Modellen viser at det er 50% sannsynlighet for at en abborbestand er utdødd ved en ANC-verdi på $-28 \mu\text{eq/l}$, mens de tilsvarende verdier for røye og ørret er henholdsvis -23 og $-19 \mu\text{eq/l}$. Videre kan man ut av figuren lese at forsuringsskader på fiskebestandene begynner å bli merkbare allerede ved ANC-verdier på $20 \mu\text{eq/l}$. Dette stemmer bra overens med de tålegrense-beregninger man tidligere har gjort (Lien et al. 1992). Modellen beskrev i alt 54.0% av usikkerheten (log likelihood) i fiskestatus. Mer komplette resultater er gitt i appendiks. Sammenlikner vi denne ANC-modellen med PCA-modellen (hvor vi har benyttet de prinsipale komponentene som forklaringsvariable) finner vi at de har omlag like stor forklaringskraft. Imidlertid er det interessant at Ca ikke gikk inn som en signifikant forklaringsvariabel i ANC-modellen. Dette trenger ikke bety at Ca (eller korrelerte faktorer) ikke har en positiv virkning på fiskestatus. Forklaringen ligger trolig heller i den nære korrelasjonen mellom ANC og Ca ($r = 0.52$) som dels skyldes at Ca inngår i ANC-beregningen. Variasjonen i Ca ivaretas derved av ANC slik at det unike bidraget fra Ca er neglisjerbart.

Modellen, med parametere og tilhørende standard avvik, er gitt ved følgende uttrykk:

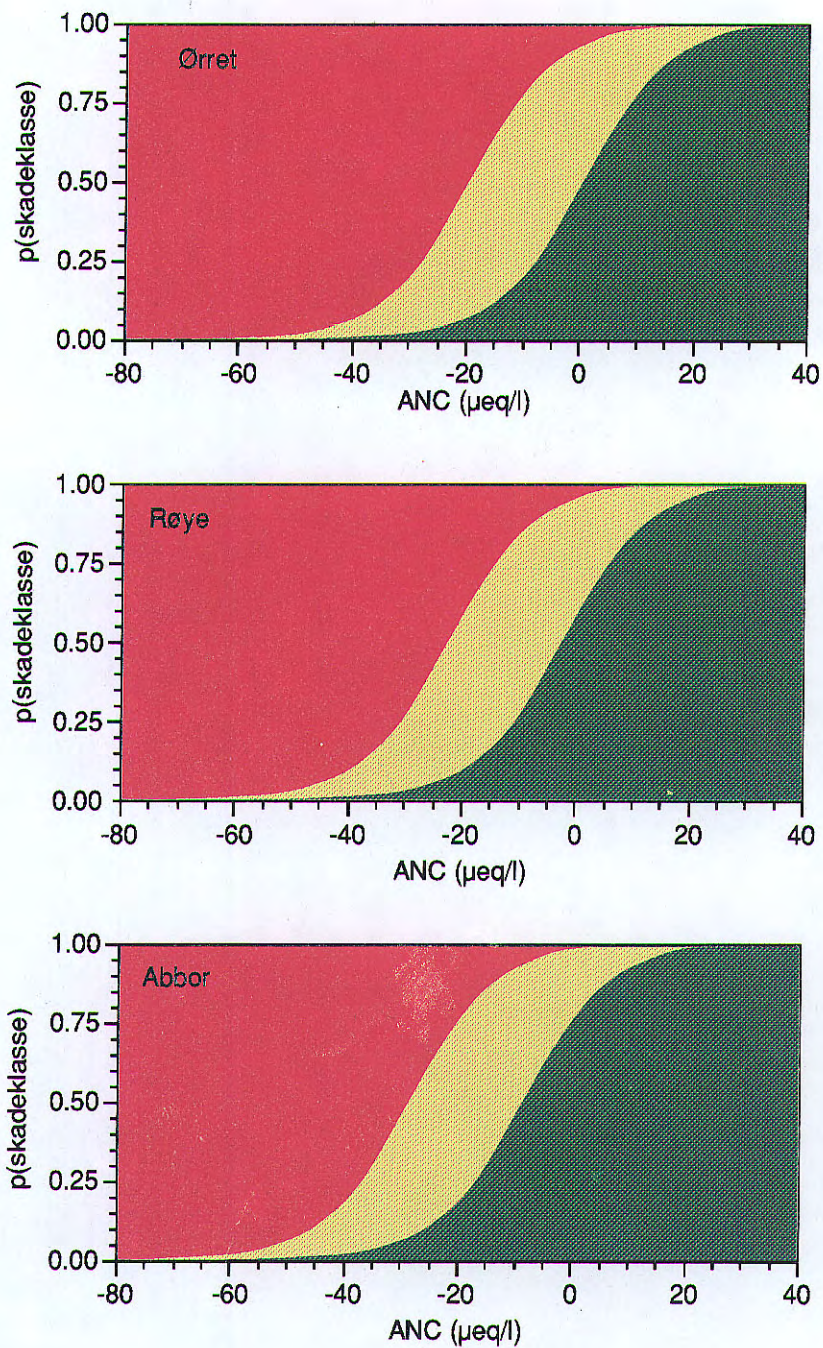
$$p_1 = \frac{1}{1 + e^{-(0.46 \pm 0.17) - z}} \quad (3)$$

$$p_2 = y - p_1 = \frac{1}{1 + e^{-(3.09 \pm 0.23) - z}} - p_1 \quad (4)$$

$$p_3 = 1 - y \quad (5)$$

Her angir p_1 , p_2 og p_3 sannsynligheten for at bestandene er henholdsvis upåvirket, redusert eller utdødd. I disse likningene rommer z effekten av ANC og art, og uttrykkes som:

$$z = (0.13 \pm 0.01) ANC + \begin{cases} -0.55 \pm 0.17 & \text{om ørret} \\ -0.12 \pm 0.26 & \text{om røye} \\ 0.67 \pm 0.23 & \text{om abbor} \end{cases} \quad (6)$$



Figur 1. ANC-modellen. Kurvene viser sannsynligheten for forsureningskader som funksjon av ANC. Grønt angir skadeklasse “ingen reduksjon”, gult angir “reduisert”, mens rødt angir “utdødd”. Sannsynligheten for “ingen reduksjon” ved en gitt ANC-verdi kan leses direkte ut av kurven, sannsynligheten for “reduisert” er lik høyden på det gule arealet, mens sannsynligheten for “utdødd” er lik $1-p$ (skadeklasse).

3.4 Al_i-modellen

Som alternativ til ANC-modellen har vi formulert en modell hvor vi bruker labilt aluminium (Al_i), pH og Ca forklaringsvariabler. Denne modellen avspeiler en mer fysiologisk forståelse av forsurening—fiskedød problematikken, da de giftige aluminiums-komponentene som forårsaker fiskedød utgår fra labilt aluminium. Konsentrasjonsnivået og sammensetningen av labile Al-former kan imidlertid fluktuere sterkt igjennom året, alt avhengig av faktorer som avrenningsforhold, temperatur og humusinnholdet i vannet. Punktmålingene av labilt aluminium som vi har i 1000 sjøers databasen trenger derfor ikke være representative for de episodene som forårsaker fiskedød. Det er derfor ikke å forvente at slike målinger av labilt aluminium alene skulle kunne klare å gi en god prediksjon av fiskestatus. Vi tror derfor pH kommer inn som en modifierende statistisk faktor, da det i forsuret overflatevann er en høy sannsynlighet for at det skal dannes toksiske aluminiumsforbindelser. pH er i seg selv neppe noen vesentlig årsak til fiskedød i 1000 sjøers materialet, til det er verdiene jevnt over for høye.

Vi har noe forenklet framstilt modellen i Figur 2. Denne figuren viser grensene for hvor det er mer enn 50% sannsynlighet for at bestandene tilhører en gitt forsureningsklasse. Figuren illustrerer godt hvor robust abbor er ovenfor forsurening; generelt synes det som om pH må være 0.5 enhet lavere for at abbor skal få de samme forsureningsskadene som ørret. Analysen av log likelihood viser at modellen hadde en noe lavere prediksjonskraft enn de to foregående ($R^2 = 0.50$). Test av effektene (se appendiks) viser at de unike effektene av de enkelte miljøvariablene var små, men likevel signifikante. Lave unike effekter skyldes variablenes sterke innbyrdes korrelasjoner. Modellen er gitt ved følgende uttrykk, hvor p_1 , p_2 og p_3 angir sannsynligheten for at bestandene er henholdsvis upåvirket, redusert eller utdødd:

$$p_1 = \frac{1}{1 + e^{(11.78 \pm 2.66 - z)}} \quad (7)$$

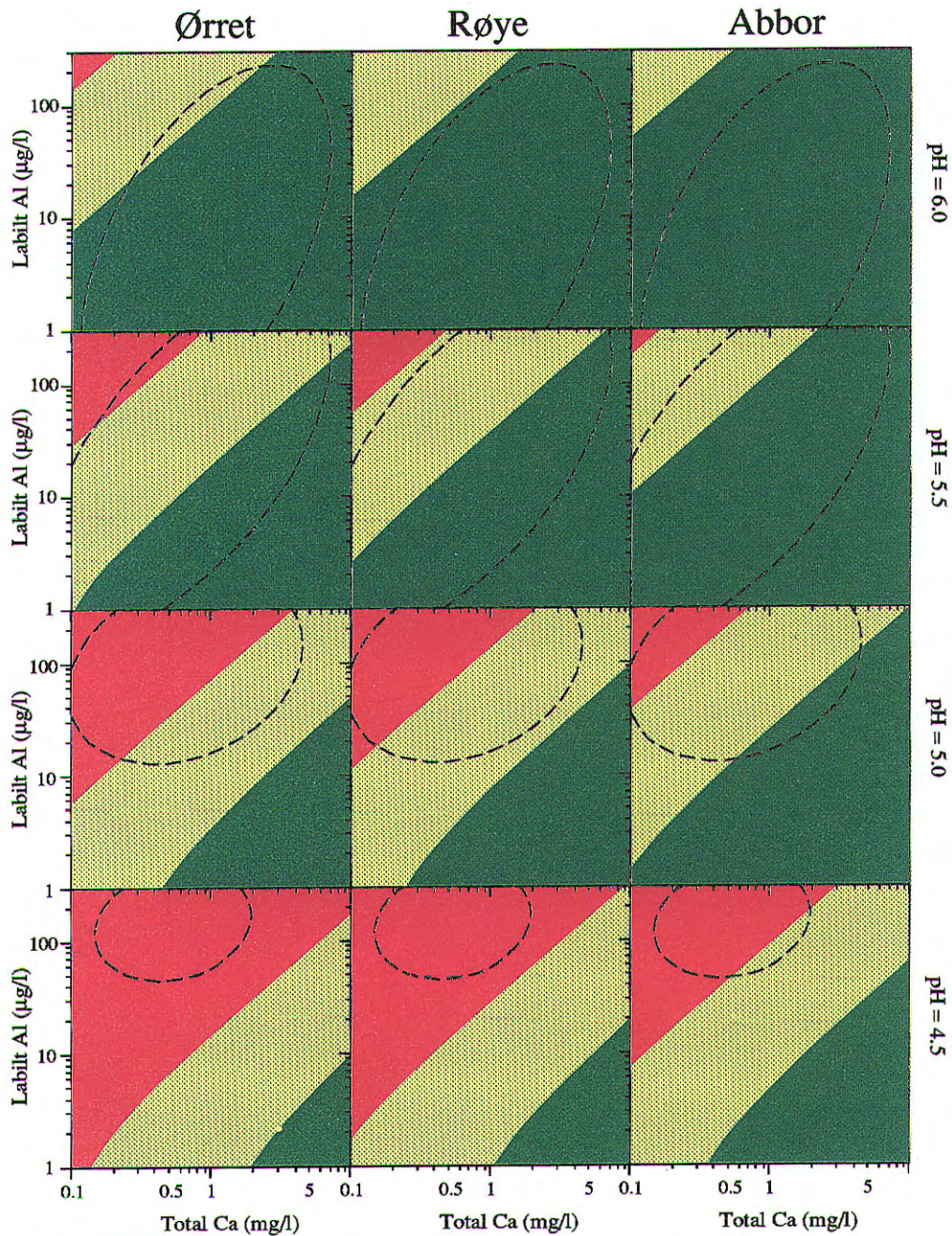
$$p_2 = y - p_1 = \frac{1}{1 + e^{(9.23 \pm 2.64 - z)}} - p_1 \quad (8)$$

$$p_3 = 1 - y \quad (9)$$

I disse likningene rommer z effekten av Al_i, pH, Ca, ANC og art, og uttrykkes som:

$$z = (2.75 \pm 0.42) pH - (2.10 \pm 0.34) \log(1 + Al_i) + (2.20 \pm 0.45) \log Ca \quad (10)$$

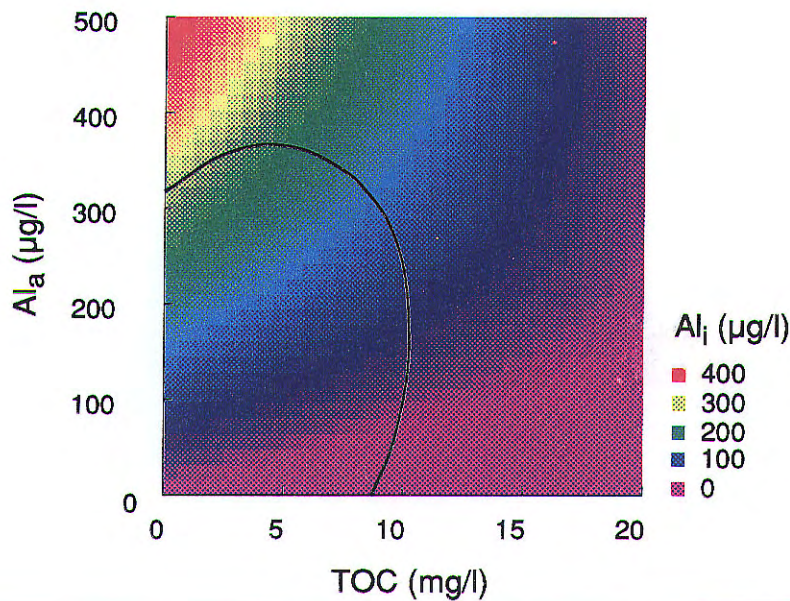
$$+ \begin{cases} -0.53 \pm 0.17 & \text{om ørret} \\ -0.43 \pm 0.25 & \text{om røye} \\ 0.96 \pm 0.22 & \text{om abbor} \end{cases}$$



Figur 2. Al_i-modellen. Figuren viser 50% sannsynlighet-grensene for at en bestand skal tilhøre en gitt skadeklasse. Grønt angir skadeklasse “ingen reduksjon”, gult angir “reduksjon”, mens rødt angir “utdødd”. Stiplede linjer omgir 99% av lokalitetene innenfor et gitt pH-intervall (angitt pH ± 0,25).

3.5 TOC-modellen

1000 sjøers undersøkelsen viser at fiskebestander kan overleve i brunfargede vann, på tross av at de kan ha høye konsentrasjoner av totalt aluminium og lav pH. Dette har vært forklart med at humusstoffene i vannet, som gir brunfargen, binder opp aluminium som ugiftige organiske aluminiumsforbindelser. En indikasjon på dette har vi fått i den prinsipale komponentanalysen, hvor TOC og ikke-labilt aluminium (Al_o) inngikk i den 2. prinsipale komponenten (humuskompleks faktoren). Vi kan også demonstrere det ved å plote labilt aluminium (Al_l) som en funksjon av totalt aluminium (Al_a) og TOC (Figur 3). Denne figuren viser at hvorledes Al_l avtar med økende TOC, når Al_a holdes konstant.



Figur 3. Kontur plott av labilt aluminium som en kvadratisk funksjon av TOC og totalt aluminium. 99% konfidens ellipse er inntegnet. $n = 715$.

Det var derfor av interesse å teste om hvorvidt vi kunne benytte TOC sammen med totalt aluminium i en modell som predikerte forsuringstatus. Vi gjorde dette og fant at TOC syntes å ha en gunstig innvirkning på fiskestatus (Figur 4). I alt beskrev modellen 50% av usikkerheten i fiskestatus. pH var variabelen med størst unik effekt på 14.5%. De unike effektene av de andre variablene var lave, og varierte imellom 1–2%. Mer fullstendige resultater er gitt i appendiks. Modellen, med parametere og standard avvik, er gitt ved følgende uttrykk:

$$p_1 = \frac{1}{1 + e^{(20.04 \pm 2.29 - z)}} \quad (11)$$

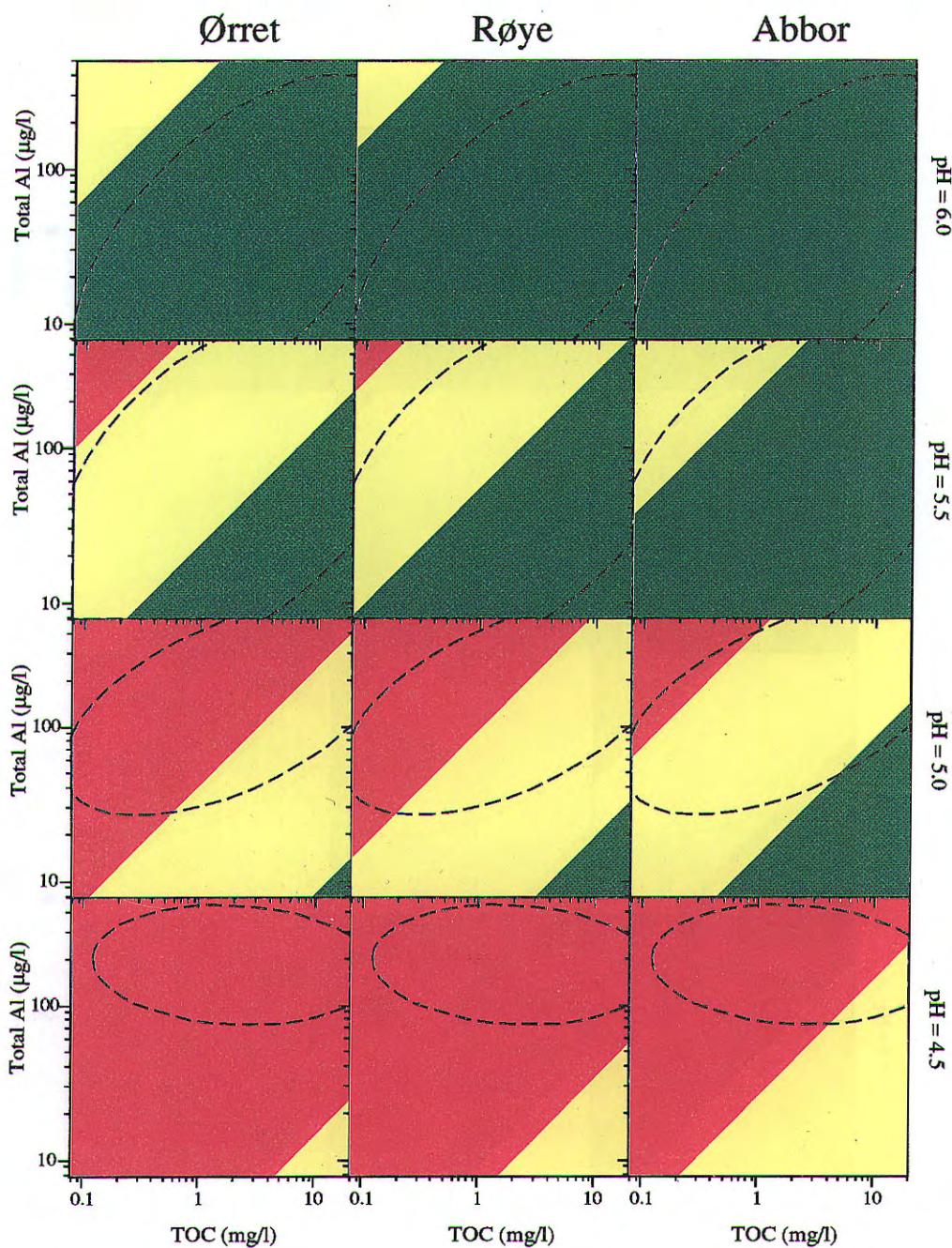
$$p_2 = y - p_1 = \frac{1}{1 + e^{(17.52 \pm 2.24 - z)}} - p_1 \quad (12)$$

$$p_3 = 1 - y \quad (13)$$

Her angir p_1 , p_2 og p_3 sannsynligheten for at bestandene er henholdsvis upåvirket, redusert eller utdødd. I disse likningene rommer z effekten av pH, Al_l , TOC samt art, og uttrykkes som:

$$z = (4.19 \pm 0.34) pH - (1.72 \pm 0.40) \log Al_t + (1.31 \pm 0.25) \log TOC \quad (14)$$

$$+ \begin{cases} -0.63 \pm 0.16 \text{ om } \text{ørret} \\ -0.47 \pm 0.25 \text{ om } \text{røye} \\ 1.11 \pm 0.25 \text{ om } \text{abbor} \end{cases}$$



Figur 4. TOC-modellen. Figuren viser 50% sannsynlighet-grensene for at en bestand skal tilhøre en gitt skadeklasse. Grønt angir skadeklasse "ingen reduksjon", gult angir "reduksjon", mens rødt angir "utdødd". Stiplede linjer omgir 99% av lokalitetene innenfor et gitt pH-intervall (angitt $pH \pm 0,25$).

4 Referanser

Bulger, A.J., Lien, L., Cosby, B.J., and Henriksen, A. (1993) Brown trout (*Salmo trutta*) status and chemistry from the Norwegian Thousand Lake Survey: statistical analysis. *Can. J. Fish. Aq. Sci.*, 50, 575–585.

Cuthbert, A.W. (1970) Calcium and cellular function. Biological Council Symposium, London. MacMillan and Co. Ltd., 301 s.

Henriksen, A., Lien, L., Traan, T., Sevaldrud, I.S., og Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266.

Hesthagen, T., Larsen, B.M., Schartau, A.K., og Berger, H.M. (1992) Tålegrenser for aure i ferskvann i forhold til forsuring. I: K. Hegna (red.), *Vassdragskalking - strategi og effekter*, DN-notat 1992-5, s. 31-35.

Lien, L., Raddum, G.G., og Fjellheim, A. (1992) Critical load for surface water - fish and evertebrates. Norwegian Institute for Water Reserarch (NIVA), Report O-89185. (*Naturens Tålegrenser*, Fagrapport nr. 21, Miljøverndep.) 29 s.

Muniz, I.P. and Walløe, L. (1990) The influence of water quality and catchment characteristics on the survival of fish populations. In: *The Surface Water Acidification Programme* (B.J. Mason, ed.), Cambridge University Press, 327–342.

Oduleye, S.O. (1975) The effects of calcium on water balance of the brown trout *Salmo trutta*., *J. Exp. Biol.*, 63, 343-356.

Schoffeniels, E. (1967) Cellular aspects of membrane permeability. Pergamon Press, Oxford, 266 s.

SFT-rapport 313/88 (1988) 1000 sjøers undersøkelsen 1986 - fiskestatus, Statlig program for forensningsovervåking, Rapport 313/88, 35 s. + Appendix.

Appendiks

I PCA-modellen

Resultatene av en logistisk regresjon av fiskestatus på forsøringsfaktoren (rotert prinsipal komponent 1), kalsiumfaktoren (rotert prinsipal komponent 2) og art. Fiskestatus er en ordinal variabel med 3 nivåer. $R^2 = 0.539$, $n = 715$.

Tabell 1. Analyse av log likelihood

Source	DF	-LogLikelihood	ChiSquare
Model	4	406.75	813.50
Error	709	347.54	Prob>ChiSq
C Total	713	754.28	0.000000

Tabell 2. Parameter estimerer

Term	Estimate	Std Error	ChiSquare	Prob>ChiSq
Intercept	0.033	0.168	0.04	0.8445
Intercept	2.788	0.221	158.93	0.0000
Rot Comp 1	3.927	0.233	284.85	0.0000
Rot Comp 3	1.295	0.127	104.47	0.0000
Art[Ørret]	-0.499	0.166	8.98	0.0027
Art[Abbor]	0.923	0.224	17.04	0.0000

Tabell 3. Test av effekter.

Source	Nparm	DF	Wald ChiSquare	Prob>ChiSq
Rot Comp 1	1	1	284.85	0.0000
Rot Comp 3	1	1	104.47	0.0000
Art	2	2	22.95	0.0000

II ANC-modellen

Resultatene av en logistisk regresjon av fiskestatus på ANC og art. Fiskestatus er en ordinal variabel med 3 nivåer. $R^2 = 0.540$, $n = 715$.

Tabell 4. Analyse av LogLikelihood

Source	DF	-LogLikelihood	ChiSquare
Model	3	407.57	815.15
Error	710	346.71	Prob>ChiSq
C Total	713	754.28	0.000000

Tabell 5. Parameter estimater. Estimater for røye er lik den negative summen av parameterverdiene for ørret og abbor.

Term	Estimate	Std Error	ChiSquare	Prob>ChiSq
Intercept	0.457	0.173	6.98	0.0083
Intercept	3.087	0.234	174.04	0.0000
ANC	0.132	0.008	258.99	0.0000
Art[Ørret]	-0.547	0.170	10.31	0.0013
Art[Abbor]	0.667	0.234	8.11	0.0044

Tabell 6. Test av effekter

Source	Nparm	DF	Wald ChiSquare	Prob>ChiSq
ANC	1	1	258.99	0.0000
Art	2	2	15.25	0.0005

III Al_i -modellen

Resultatene av en logistisk regresjon av fiskestatus på labilt aluminium (Al_i), pH, Ca og art. Fiskestatus er en ordinal variabel med 3 nivåer. $R^2 = 0.499$, $n = 715$

Tabell 7. Al_i -modellen. Analyse av log likelihood.

Source	DF	-LogLikelihood	ChiSquare
Model	5	380.51	761.01
Error	708	373.78	Prob>ChiSq
C Total	713	754.28	0.000000

Tabell 8. Parameter estimater

Term	Estimate	Std Error	ChiSquare	Prob>ChiSq
Intercept	-11.778	2.659	19.62	0.0000
Intercept	-9.227	2.636	12.26	0.0005
pH	2.753	0.417	43.57	0.0000
$\log(1+Al_i)$	-2.108	0.341	38.33	0.0000
$\log Ca$	2.197	0.451	23.69	0.0000
Art[Ørret]	-0.529	0.165	10.24	0.0014
Art[Abbor]	0.956	0.221	18.80	0.0000

Tabell 9. Test av effekter

Source	Nparm	DF	Wald ChiSquare	Prob>ChiSq
pH	1	1	43.57	0.0000
$\log(1+Al_i)$	1	1	38.33	0.0000
$\log Ca$	1	1	23.69	0.0000
Art	2	2	25.02	0.0000

IV TOC-modellen

Resultatene av en logistisk regresjon av fiskestatus på pH, TOC, totalt aluminium (Al_t) og art. Fiskestatus er en ordinal variabel med 3 nivåer. $R^2 = 0.540$, $n = 715$

Tabell 10. TOC-modellen. Analyse av log likelihood.

Source	DF	-LogLikelihood	ChiSquare
Model	5	376.21	752.42
Error	708	378.07	Prob>ChiSq
C Total	713	754.28	0.000000

Tabell 11. Parameter estimater

Term	Estimate	Std Error	ChiSquare	Prob>ChiSq
Intercept	-20.037	2.293	76.35	0.0000
Intercept	-17.517	2.241	61.10	0.0000
pH	4.190	0.340	151.77	0.0000
log TOC	1.312	0.253	26.80	0.0000
log Al_t	-1.727	0.395	19.09	0.0000
Art[Ørret]	-0.635	0.164	14.98	0.0001
Art[Abbor]	1.105	0.219	25.47	0.0000

Tabell 12. TOC-modellen. Test av effekter

Source	Nparm	DF	Wald ChiSquare	Prob>ChiSq
pH	1	1	151.77	0.0000
log Al_t	1	1	19.09	0.0000
log TOC	1	1	26.80	0.0000
Art	2	2	34.69	0.0000

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworowski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking)
- 14 Frisvoll, A. A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringfølsomhet og lettløselige bæskationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway (in prep)

- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Muesum, Oslo, Rapport 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk, rapport 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1993. Moseskader i Agder 1989-92. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding (in prep).
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*) (in prep)
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord. Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning (in prep)
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding (in prep)
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk (in prep)
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. NILU (in prep).
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarisntittut (in prep)
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) OR-93172

Henvelseler vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2454-8