
Miljøverndepartementet

FAGRAPPOR NR 3

Tålegrenser for overflatevann
Fisk og evertebrater

Foreløpige vurderinger
og videre planer

NATURENS TÅLEGRENSER

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1988 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 Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen 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 ansvaret 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 følgende sammensetning:

Jon Jerre	-	SFT, sekretær
Tor Johannessen	-	SFT
Terje Klokk	-	DN
Else Løbersli	-	DN, sekretær
Fridtjof Mehlum	-	NP

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	-	Naturvernavdelingen
Håvard Holm	-	Vannavdelingen
Jan Thompson	-	Avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel: (07) 91 30 20

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 0-89185
Undernummer:
Løpenummer: 2373
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Tålegrenser for overflatevann – fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer.	Dato: 28. desember 1989
	Prosjektnummer: 0-89185
Forfatter (e): Leif Lien, NIVA Arne Henriksen, NIVA Gunnar G. Raddum, UiB Arne Fjellheim, UiB	Faggruppe: Sur nedbør
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 32

Oppdragsgiver: Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Vannkjemiske beregninger av innsjøers evne til å motstå sur nedbør er beskrevet ved deres syrenøytraliserende kapasitet (ANC = <u>a</u> cid <u>n</u> eutralization <u>c</u> apacity). På grunnlag av tidligere innsamlet materiale er ferskvannsfisk og bunndyrs evne til å overleve vurdert i forhold til vannets ANC. Foreløpige beregninger viser klare grenseverdier for ANC hvor ulike arter av fisk og bunndyr ikke klarer å overleve. Planer for videreføring av prosjektet omfatter (1) videre bearbeiding av innsamlet materiale, (2) litteraturgjennomgang av laboratorieforsøk og feltundersøkelser og (3) avgrensede nye forsøk.

4 emneord, norske:

1. Tålegrenser
2. Ferskvannsfisk
3. Evertebrater
4. Sur nedbør

4 emneord, engelske:

1. Critical load
2. Freshwater fish
3. Invertebrates
4. Acid precipitation

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1661-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0-89185

TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN – FISK OG EVERTEBRATER

Foreløpige vurderinger og videre planer

Oslo, 28. desember 1989

Forfattere:

Leif Lien,	(Fisk)	NIVA
Arne Henriksen,	(Vannkjemi)	NIVA
Gunnar G. Raddum,	(Evertebrater)	UiB
Arne Fjellheim,	(Evertebrater)	UiB

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
Forord	6
SAMMENDRAG	7
1. INNLEDNING	8
2. KJEMISKE KRITERIER FOR TÅLEGRENSER	10
3. BIOLOGISKE KRITERIER FOR TÅLEGRENSER	12
3.1 Tålegrenser for fisk ved bruk av ANC	13
3.2 Tålegrenser for evertebrater i surt vann	22
4. VIDERE PLANER	30
5. LITTERATUR	31

FORORD

Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser har bedt NIVA om å relatere "kjemiske tålegrenser" i vann til kritiske grenser for biologiske organismer og samfunn. Dette er et innledende arbeid som sammenstiller noen eksisterende data for å vurdere sammenhengen mellom vannkvalitet og vannbiologi.

I denne rapporten er vannkjemiske data korrelert med fiskeopplysninger av Norsk institutt for vannforskning og med bunndyr av Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Bergen.

SAMMENDRAG

Det er utarbeidet vannkjemiske kriterier for overflatevanns tålegrenser mot sur nedbør basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC = acid neutralization capacity). En sammenfatning er gitt i denne rapporten. ANC er definert som differansen mellom ikke marine basekationer og sterke syrers anioner. ANC er en funksjon av vannets innhold av bikarbonat, hydrogenioner, uorganisk aluminium og organiske anioner. Dersom langtransporterte tilførsler av svovel og nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner (sulfat og nitrat) enn konsentrasjonene av basekationer, blir vannet surt.

Det er vanlig å beskrive vannlevende organismers tåleranse ovenfor surt vann hovedsakelig som en funksjon av pH. Modifiserende faktorer som kalsium, aluminium, bikarbonat og organisk stoff har også ofte vært tatt med i betraktningene. Ved beregning av ANC er disse faktorene eller effekter av disse inkludert. ANC er også vesentlig enklere å bruke enn f.eks. pH ved prognoser for endringer i sure tilførsler og effekter på vannlevende organismer.

På grunnlag av data fra "1000-sjøers undersøkelsene 1986" og "Overvåkingsprogrammet for langtransportert forurenset luft og nedbør" er det antydnet foreløpige tålegrenser for noen fiskearter og evertebrater. Abbor og ørret synes å ha vanskeligheter med å overleve når ANC går under henholdsvis ± 40 og ± 20 $\mu\text{ekv/l}$ i vannprøver tatt om høsten. Grenseverdiene mellom uberørte og skadede bestander ligger høyere og i størrelse trolig omkring 0-20 og 0- ± 20 $\mu\text{ekv/l}$ for henholdsvis ørret og abbor. De fleste bunndyrsamfunn synes å være intakte så lenge ANC er over 10 $\mu\text{ekv/l}$. Alle biologiske data er basert på foreløpige vurderinger. Det foreligger innsamlet mer biologisk materiale som ved videre bearbeidelse kan gi bedre nøyaktighet av biologiske tålegrenser uttrykt ved hjelp av ANC.

Det er gitt forslag til videreføring av arbeidet med å kartlegge sammenhengen mellom ANC/vannkemi og tålegrenser for evertebrater og fisk. For evertebrater bør innsamlet materiale fra spesielle dyregeografiske/vannkjemiske områder bearbeides. For fisk bør det gjennomføres (1) videre bearbeidelse av innsamlede data, (2) videre litteraturgjennomgang av både laboratorieforsøk og feltundersøkelser og (3) kortvarige laboratorieforsøk.

1. INNLEDNING.

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen er definert som den høyeste tilførsel som ikke gir skader på noen deler av økosystemet (Nilsson og Grennfelt 1988).

Forsuring av overflatevann skyldes tilførsler av sterke syrers anioner, i første rekke sulfat og nitrat som tilføres nedbørfeltet med nedbør og tørravsetninger. Sulfationet er normalt et mobilt anion, dvs. at det følger nedbørvannet gjennom nedbørfeltet og virker forsurende på overflatevannet. Nitrat og ammonium er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor nitrogenforbindelsene som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger, tas opp av trær og planter. Kommer det mer nitrogen enn det vegetasjonen behøver, vil overskuddet renne ut i vassdragene hovedsakelig som nitrat og virke forsurende på samme måte som sulfat. Tålegrenser for forsuring av overflatevann er til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrenser for denne komponent forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann der også andre deler av næringskjeden er påvirket. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. For nitrogen er grunnlaget vesentlig dårligere.

Tålegrenser for tilførsler av sure forbindelser (sulfat og nitrat) må settes i relasjon til vannlevende organismer. For overflatevann kan tålegrensen settes i forhold til fisk eller evertebrater. Det vil også være av stor interesse å vurdere eventuelle tålegrenser for vannvegetasjon. Den biologiske tålegrense må settes i relasjon til visse kjemiske kriterier i overflatevannet. Det har vært vanlig å sette kriterier for skader på fisk i forhold til flere kjemiske komponenter. pH, kalsium, labilt aluminium og humusinnhold er oftest brukt. For eksempel er en kombinasjon som pH ca. 5.0, Ca < 1.0 mg/l og labilt Al ca. 30 µg/l brukt som en nedre grense for ørret. For arbeidet med beskrivelser av tålegrenser i form av kart vil det være vanskelig å fremstille slike kombinasjoner på en oversiktlig måte. En mer hensiktsmessig metode for bruk ved slik kartlegging er basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC = acid neutralization capacity) (se kapittel 2).

For utarbeidelse av vannkjemiske tålegrenser ble Norge delt inn i et nett av små ruter (fig. 1). Rutenes størrelse er 1/16 av 0.5 breddegrad x 1 lengdegrad. I hver rute er det valgt ut en vannlokalitet som er representativ for minst 25% av den delen av en rute som er antatt å være minst motstandsdyktig mot sur nedbør.

Langtransporterte luftforurensninger i Europa blir kartlagt i såkalte EMEP-ruter. (EMEP = Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). De EMEP-rutene som omfatter Sør-Norge, er også tegnet inn i figur 1.

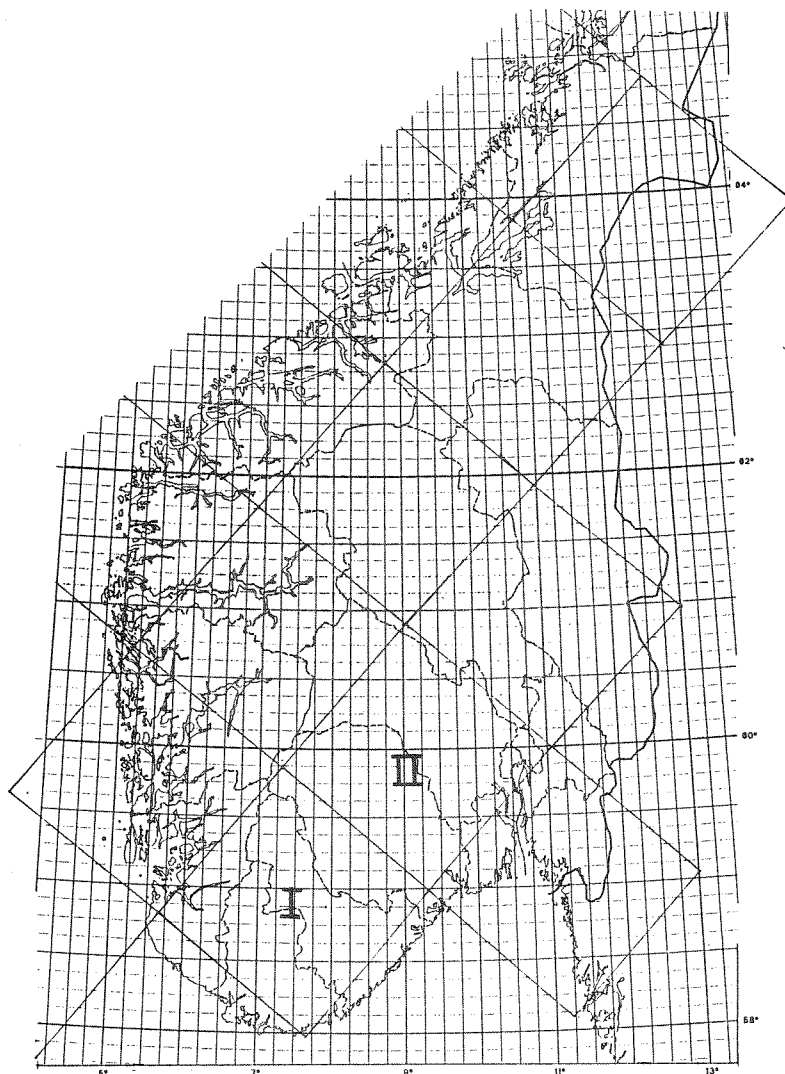


Fig. 1 Kart over Norge med rutenett for utarbeidelse av vannkjemiske tålegrenser (småruter). De større EMEP-rutene som dekker Sør-Norge, er også vist.

Vannkjemiske tålegrenser for tilførsler av langtransportert forurensning for Norge er under utarbeidelse. Sør-Norge til og med Sør-Trøndelag, og Sør-Varanger kommune (Finnmark) er nå dekket mht. vannkjemiske data (Henriksen et al. 1990). Det foreligger også en del

data fra Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og øvrige deler av Finnmark. De vannkjemiske dataene sammen med nedbørkjemiske målinger og avrenningsdata danner grunnlaget for beregninger av bl.a. svovelavrenning, kjemiske tålegrenser og overskridelser av kjemiske tålegrenser for overflatevann i forhold til nedbørfeltens syrenøytraliserende kapasitet (ANC).

2. KJEMISKE KRITERIER FOR TÅLEGRENSE

2.1 Bakgrunn

I forbindelse med arbeidet innen Genève-konvensjonen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) ble det opprettet en arbeidgruppe for utarbeidelse av en manual for fremstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. Manualen ble ferdigstilt på en workshop i Bad Harzburg i Vest-Tyskland 6-9 november 1989. Manualen angir tre spesifikke metoder for å beregne tålegrenser for overflatevann, grunnvann og jord:

- I. The Steady-State Water Chemistry Method,
- II. The Biogeochemical Mass Balance Method,
- III. The Dynamic Modelling Method.

Metode I er spesielt anvendbar for overflatevann, metodene II og III både for jord, grunnvann og overflatevann. De to første metodene er statiske, dvs. de beregner situasjonen ved likevekt, mens metode III også tar hensyn til tidsutviklingen ved prosessene. Metode I er blitt anvendt til å beregne tålegrenser for overflatevann i Norge.

2.2 Metode

The Steady-State Water-Chemistry Method er basert på at en betrakter sulfatkonsentrasjonene i avrenningsvannet i likevekt med atmosfærisk tilført sulfat, og den inkluderer den del av nitrogentilførselen som gjenfinnes som nitrat i avrenningsvannet. I sin nåværende form kan metoden bare anvendes for å bestemme tålegrenser for svovel, ikke for nitrogen. Hvis data er tilgjengelige for å overføre konsentrasjoner til massetransport kan kvantitative verdier for tålegrenser for svovel beregnes.

Først korrigeres dataene for basekationer og sulfat for tilførte sjøsalter, idet en antar at klorid i avrenningsvannet og nedbøren bare stammer fra sjøsalter.

Fra ionebalansebetraktninger får vi:

$$[BC^*] - [AN^*] = [ANC] \quad (1)$$

Her er $[BC^*]$ summen av ikke-marine basekationer, $[AN^*]$ summen av nitrat og ikke-marin sulfat og $[ANC]$ den internasjonale definisjonen av alkalinitet:

$$[ANC] = [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] + [OH^-] + [A^-] - [H^+] - [Al^{3+}] - [Al(OH)^{2+}] - [Al(OH)_2^+] - [NH_4^+] \quad (2)$$

$[A^-]$ er konsentrasjonen av organiske anioner. For norske vannkvaliteter faller CO_3^{2-} , OH^- og NH_4^+ normalt bort. Summerer vi alle uorganiske Al-ioner får vi:

$$[ANC] = [HCO_3^-] + [A^-] - [H^+] - [\Sigma Al^{n+}] \quad (3)$$

En innsjø's avvik fra en "kritisk" ANC-konsentrasjon ("tålegrense") er:

$$\Delta CC = [BC^*_0] - [AN^*_t] - [ANC]_{limit} \quad (4)$$

Her er $[ANC]_{limit}$ den kritiske ANC-konsentrasjon for en definert organisme, f. eks. ørret. $[BC^*_0]$ er "førforings"-konsentrasjonen av ikke-marine basekationer. Negative verdier for ΔCC angir at tålegrensen for tilførsler av sure komponenter er overskredet, mens positive verdier angir at syretilførslene er under tålegrensen. Både ΔCC og selve tålegrensen for en innsjø kan angis kvantitativt fra fluksberegninger. Antar vi at de gitte konsentrasjoner for en innsjø er like (eller nær) de veide årlige middelkonsentrasjoner, kan disse multipliseres med den årlige avrenning (Q) og en får den årlige transport. Tålegrensen er dermed gitt ved:

$$CL = ([BC^*_0] - [ANC]_{limit}) \cdot Q - BC^*_d \quad (5)$$

og avviket fra tålegrensen:

$$\Delta CL = Q \cdot \Delta CC \quad (6)$$

Her er BC^*_d den luftbårne tilførselen av ikke-marine basekationer. I definisjonen av $[ANC]$ er organiske anioner (A^-) og uorganisk aluminium inkludert. Det er disse sammen med bikarbonat som bestemmer pH. Dette betyr at ved en gitt $[ANC]$ kan pH variere avhengig av forholdet mellom bikarbonat og organiske anioner.

I fig. 2 er kumulativ arealmessig frekvensfordeling av ANC (se ligning 1) beregnet for EMEP-rutene I og II (fig. 1). Dette vil som eksempel

I fig. 2 er kumulativ arealmessig frekvensfordeling av ANC (se ligning 1) beregnet for EMEP-rutene I og II (fig. 1). Dette vil som eksempel senere bli sammenholdt med biologiske data.

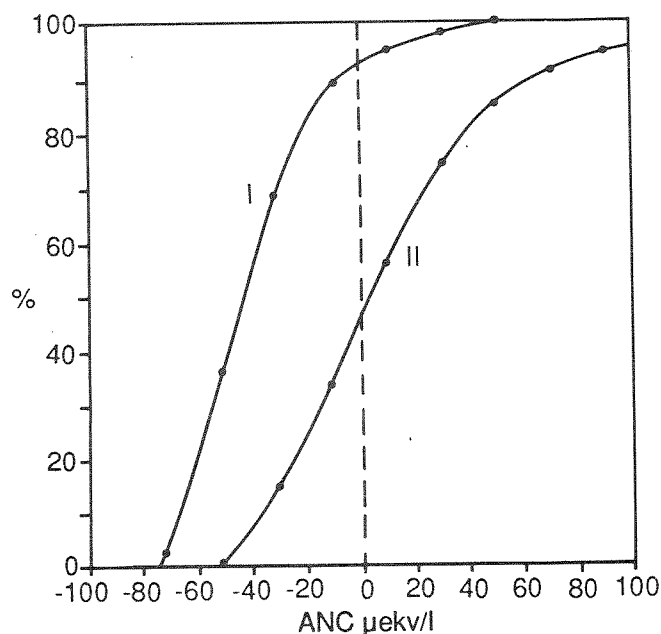


Fig. 2 Kumulativ frekvensfordeling av ANC (acid neutralization capacity) i EMEP-rutene I og II basert på vannkjemiske data fra de enkelte små rutene.

3. BIOLOGISKE KRITERIER FOR TÅLEGRENSENER

Blant biologer har det vært vanlig å beskrive forsureffekter ved å angi biologisk respons hos vannboende organismer som en funksjon hovedsakelig av pH. Begrepet ANC som nå er internasjonalt innført i tålegrensebegrepet, har imidlertid ikke en direkte sammenheng med pH. Årsaken til dette ligger som vist ovenfor i at ANC består av summen av bikarbonat-alkalitet, organiske anioner og eventuelt uorganisk aluminium. De to første parametrene virker imidlertid i hver sin retning på pH. Når organiske anioner erstatter en del av bikarbonationene synker pH uten at ANC endres.

Organiske anioner reduserer giftvirkningen ved lav pH, hovedsakelig fordi de organiske anionene kompleksbinder den giftige formen av aluminium (labilt aluminium). En pH-senkning som følge av at organiske anioner "erstattet" bikarbonat, har derfor liten negativ virkning på vannboende organismer sammenliknet med en sterksyre-forsuring (SO_4^{2-} , NO_3^-). Tålegrensen for en vannorganisme beskrevet ved pH vil derfor være avhengig av den relative fordeling av bikarbonationer og

organiske anioner ved en gitt ANC. F. eks. vil en bikarbonat-ANC på 10 $\mu\text{ekv/l}$ gi en pH på ca 5.8, mens en organisk anion-ANC på 10 $\mu\text{ekv/l}$ gir en pH på 5.3-5.5. ANC er derfor bedre egnet som tålegrenseparameter enn pH. ANC er også meget enklere å bruke for prognoser om effekter av endringer i tilførsler av sure komponenter.

Denne rapporten vil antyde tålegrenser for fisk og evertebrater basert på ANC-begrepet. Dataene som er brukt til dette, er fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 og data innsamlet i forbindelse med det nasjonale programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, som administreres av SFT.

3.1 Tålegrenser for fisk ved bruk av ANC.

1000-sjøers undersøkelsen i 1986 gir vannkjemiske data og data for fiskestatus og endringer i fiskestatus basert på intervju-undersøkelser. De vannkjemiske data er basert på vannprøver tatt etter høstsirkulasjonen fra utløpet av innsjøene. Fiskeopplysningene ble samlet inn etter samme opplegg som tidligere undersøkelser i regi av SNSF-prosjektet og DN. Spørreskjemaer vedrørende fiskestatus i de 1005 innsjøene som var prøvetatt, ble utsendt fra NIVA. Fiskerikonsulentene i de enkelte fylkene stod for innsamlingen av opplysninger, og skjemaene ble returnert til NIVA. Spørreskjemaene ble etter innsending kontrollert, supplert, tilrettelagt og dataregistrert på NIVA. Endringer i fiskestatus ble definert i fire kategorier:

- 1: Uskadet.
- 2: Lettere skadet - fortsatt fisk, men minst én avtakende bestand.
- 3: Sterkt skadet - fortsatt fisk, men minst én tapt bestand.
- 4: Totalt skadet - fisketomt.

Ialt ble det gitt opplysninger om fiskestatus for 922 innsjøer. Av disse ble 31 oppgitt til aldri å ha hatt fisk. Disse er utelukket fra den videre databehandling, slik at ialt 891 innsjøer har data for både vannkjemi og fiskestatus.

Den angitte fiskestatus omfatter alle registrerte fiskearter i innsjøen. Dataene er også sortert i grupper med ørret og abbor. Prøvefiske i et antall innsjøer er utført av NINA som en del av overvåkingsprogrammet. Resultatene herfra viser (SFT 1988, SFT 1989) at det er en god overensstemmelse mellom intervjuundersøkelsene og prøvefisket i Sør-Norge, mens resultatene er lite overensstemmende i Øst-Finnmark. Innsjøer som ligger i Finnmark er derfor ikke tatt med i de videre vurderingene. Det har også vist seg at flere innsjøer var kalket like før prøvetakingen fant sted, mens opplysningene om fiskestatus gjaldt forholdene før kalking. Disse sjøene er også utelatt fra

den videre behandling. Ialt 851 datasett for vannkjemi og fiskestatus er brukt for generell fiskestatus. For ørret ble 656 datasett vurdert, mens data for 247 innsjøer var tilgjengelige for abbor.

Fiskestatus for ørret og abbor ble klassifisert statistisk:

- 1: God/overbefolket fiskebestand.
- 2: Tynn bestand.
- 3: Fisketomt.

For disse to artene vil status 1 og 2 i mange innsjøer falle inn under status 1 for endringer i den generelle fiskestatus, bl. a. fordi innsjøen alltid kan ha hatt en tynn bestand av den aktuelle fiskearten. Status 3 vil imidlertid falle sammen med status 4 i den generelle fiskestatusklassifiseringen, slik at disse er direkte sammenliknbare.

For hver av de to klassifiseringer: generell endring av fiskestatus og statistisk status for ørret og abbor, ble middelveier og standardavvik for de kjemiske komponenter innen hver statusgruppe beregnet.

Figur 3 viser resultatene for noen kjemiske komponenter. pH i de tre gruppene er relativt like. Ørretvann med status 1 har noe høyere middelveier enn abborvann med samme status, mens de fisketomme vannene har samme pH for begge arter. Kalsiuminnholdet i abborvannene er klart høyere enn i ørretvannene i alle tre statuskategorier. Dette skyldes hovedsakelig geologiske og geografiske forhold, og har sannsynligvis lite med tålegrenser å gjøre. Innholdet av labilt aluminium er vesentlig høyere i de fisketomme abborvannene enn i ørretvann med tilsvarende status. Når det gjelder innhold av humusstoffer (TOC) har abborvannene de høyeste TOC-verdiene for alle statusgrupper. Dette er igjen mest sannsynlig en geografisk effekt. ANC-innholdet er relativt likt for begge fiskearter i alle tre grupper. Generelt avviker de kjemiske forholdene i de enkelte statusgrupper og fiskearter lite fra hverandre, slik at dataene bør være likeverdige for å sammenlikne forholdet mellom vannkjemi og fiskestatus for de to fiskearter.

Utenlandske forskere har vist stor interesse for å bruke de kjemiske og biologiske data fra 1000-sjøers undersøkelsen. Foreløpige bearbeidelser av dette materialet kan benyttes i sammenheng med arbeidet med tålegrenser for fisk, og noen resultater er vist i figur 4 (A. Bulger, pers. comm.). Kurvene i figur 4 er ikke fullstendige, og det vil senere bli foretatt justeringer av disse. Figuren viser kumulative prosentfordelinger av nåværende bestandstatus for ørret som

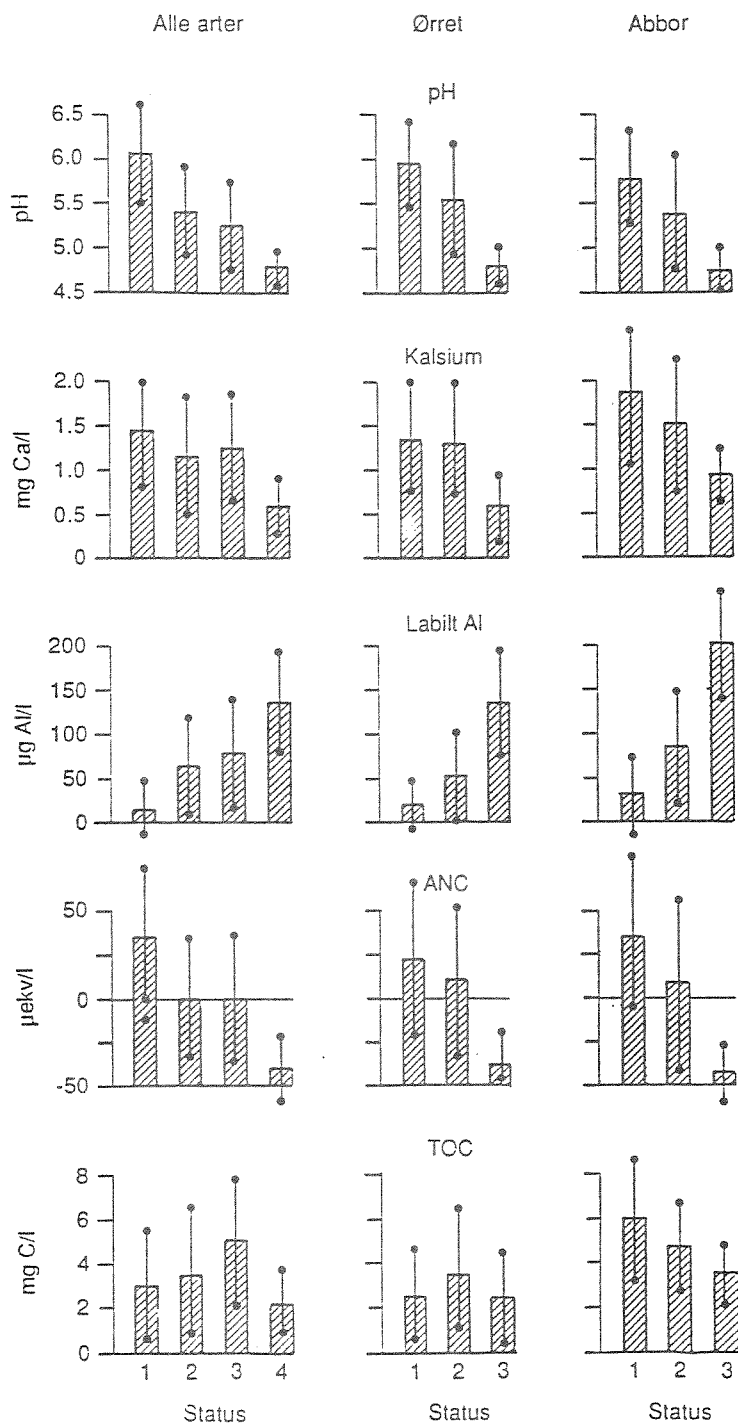


Fig. 3 Vannkjemiske komponenter sett i relasjon til fiskestatus fra 1000-sjøers undersøkelsen (SFT 1988). For "alle fiskearter" er status: 1 = uskadet, 2 = lettere skadet, 3 = sterkt skadet og 4 = fisketomt. For abbor og ørret er status 1 = god/overbefolket bestand, 2 = tynn bestand og 3 = fisketomt.

funksjon av ANC. De fleste innsjøer med utdødd ørretbestand har ANC < -25 $\mu\text{ekv/l}$, mens ca. halvparten av innsjøene med god/overbefolket bestand har positiv ANC. I tillegg viser figur 4 at halvparten av innsjøene med tynn bestand har positiv ANC.

Det er også foretatt en foreløpig sammenstilling av den statistiske bestandstatus og endringer i bestandstatus for ørret (tabell 1) (A. Bulger pers. komm.). Sammenlikningen er foretatt på grunnlag av intervjuene i 1000-sjøers undersøkelsen (SFT 1988).

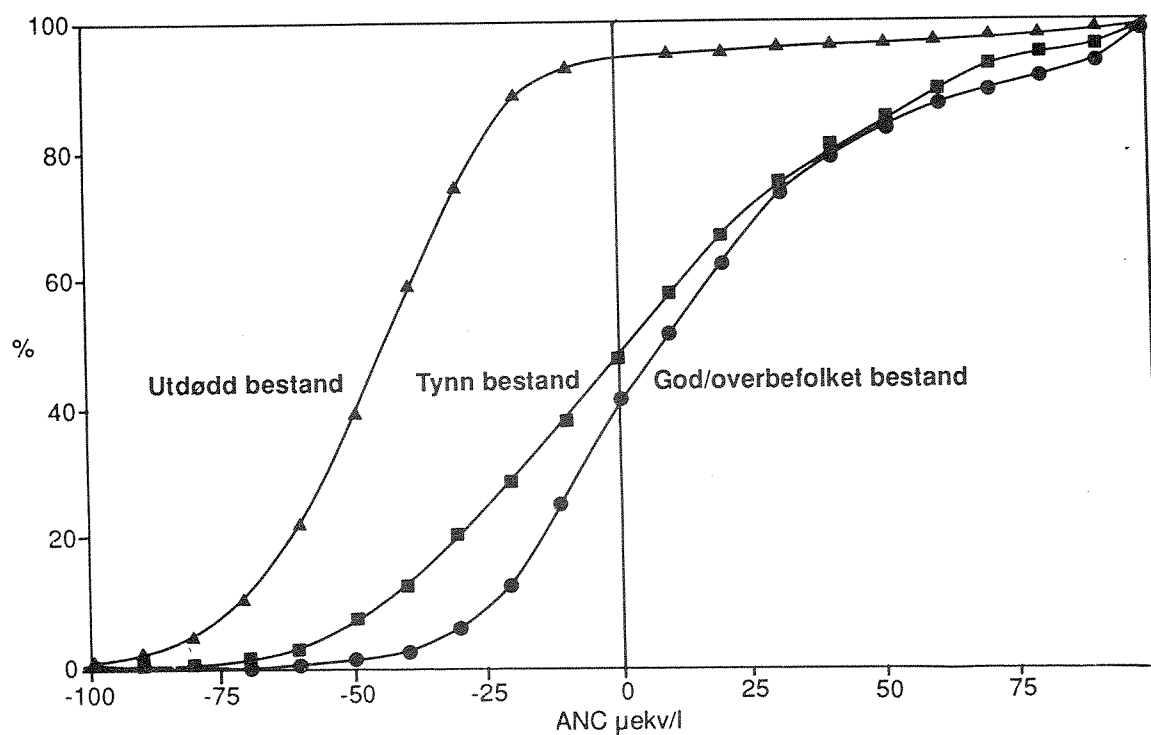


Fig. 4 Kumulative prosentfordelinger av statistisk bestandstatus for ørret sett i forhold til ANC (A. Bulger, pers. komm.).

Tabell 1. Antall innsjøer med statistisk bestandstatus og endringer i bestandstatus for ørret.

Statisk bestandstatus	Antall sjøer	Endringer i bestandstatus	Antall sjøer
God/overbefolket best.	256	Uendret bestand	307
Tynn bestand	267	Redusert bestand	186
Utdødd bestand	224	Utdødd bestand	224
Sum	747		717

Som ventet var det like mange utdødde ørretbestander i begge grupper (tabell 1.). Det var imidlertid flere innsjøer med "tynn" ørretbestand (267), sammenliknet med "reduisert" bestand (186). Dette indikerer at selv om en innsjø er oppgitt i intervjuundersøkelsen til å ha en tynn bestand, behøver ikke dette å bety at bestanden er redusert, men at den alltid har vært tynn. Dette bekreftes av at antallet av innsjøer med uendrede bestander (307) er oppgitt til å være betydelig høyere enn gode/overbefolkede innsjøer med ørret (256) i beskrivelsen av den statistiske bestandstatus.

Det er ikke samsvar mellom summene av innsjøer i de to hovedgrupperingene (747 mot 717). Dette skyldes at det er oppgitt flere innsjøer med nåværende fiskestatus sammenliknet med endringer i fiskestatus. Endringer forutsetter at en i tillegg til dagens situasjon kjenner til tidligere fiskestatus, hvilket ikke alltid er tilfelle. Differansen i antall innsjøer (30) er imidlertid ikke så stor at det vil ha avgjørende innflytelse på differansene mellom tynn og redusert bestand ($267-186 = 81$), eller mellom uendret- og god/overbefolket bestand ($307-256=51$). Dette betyr at ca. 30% av innsjøene som er oppgitt til å ha tynn bestand, kan ha hatt dette i lang tid. Endringer i bestandstatus for både ørret og abbor vil bli nærmere klarlagt i forhold til ANC ved det videre arbeidet i dette prosjektet.

For å se på sammenhengen mellom endringer i fiskestatus og ANC ble innsjøene delt i ANC-grupper med intervall på 20 $\mu\text{ekv/l}$. Innen hvert intervall ble det talt opp antall vann innen hver fiskestatus-kategori. For endringer i generell fiskestatus ble gruppe 2 og 3 slått sammen, slik at en for hvert intervall fikk tre grupper. Den prosentvise fordeling av fiskestatus innen hvert intervall ble beregnet og avsatt for generell fiskestatus (fig. 5) og for ørret og abbor hver for seg (fig. 6). Tilsvarende diagrammer ble utarbeidet for pH med intervaller på 0.2 enheter (fig. 7 og fig. 8).

Figurene 5 og 6 viser at overgangene mellom redusert (tynn) bestand og utdødd bestand er relativt entydig for begge fiskearter og for generell fiskestatus. For overgangene fra god/overbefolket (uendret) til tynn (reduisert) er avgrensningene flytende, spesielt for ørret og abbor. Overgangen er relativt godt definert for endringene i generell fiskestatus, der det er få innsjøer med skadet bestand som har høy ANC. Dette kan skyldes utilstrekkelige opplysninger. For ørret og abbor er det imidlertid å vente at en kan ha høy ANC og permanent tynn fiskebestand i enkelte vann, bl.a. på grunn av utilfredsstillende reproduksjons- og/eller næringsforhold i innsjøen. Sammenlikner en figur 5 og 7 og figur 6 og 8, ser en at ANC gir vesentlig bedre avgrensede diagrammer enn det pH gjør.

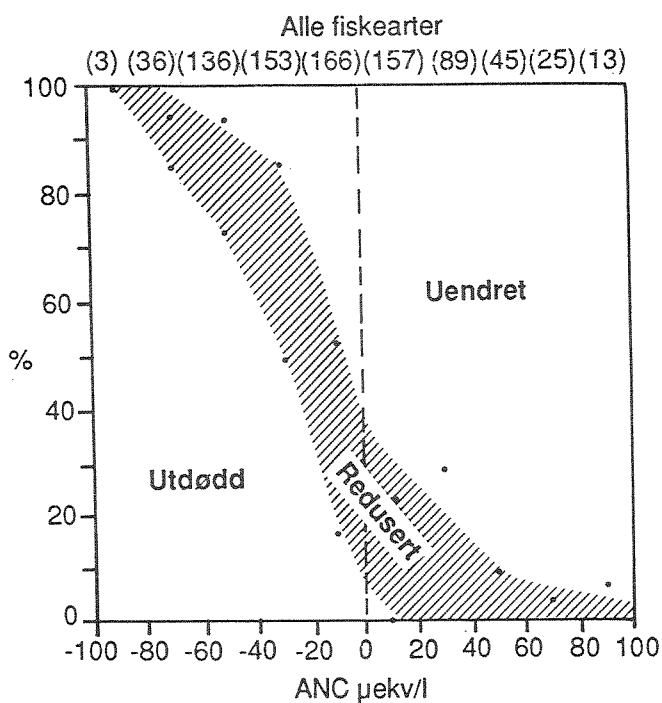


Fig. 5 Endringer i generell fiskestatus i forhold til innsjøenes ANC. Tallene i parentes er antall innsjøer i hver ANC-gruppe.

(F.eks. av 153 innsjøer hvor ANC ligger mellom ± 40 og ± 20 er ca. 50% av innsjøene blitt fisketomme, omkring 35% har reduserte bestander mens 15% har uendrede fiskebestander.)

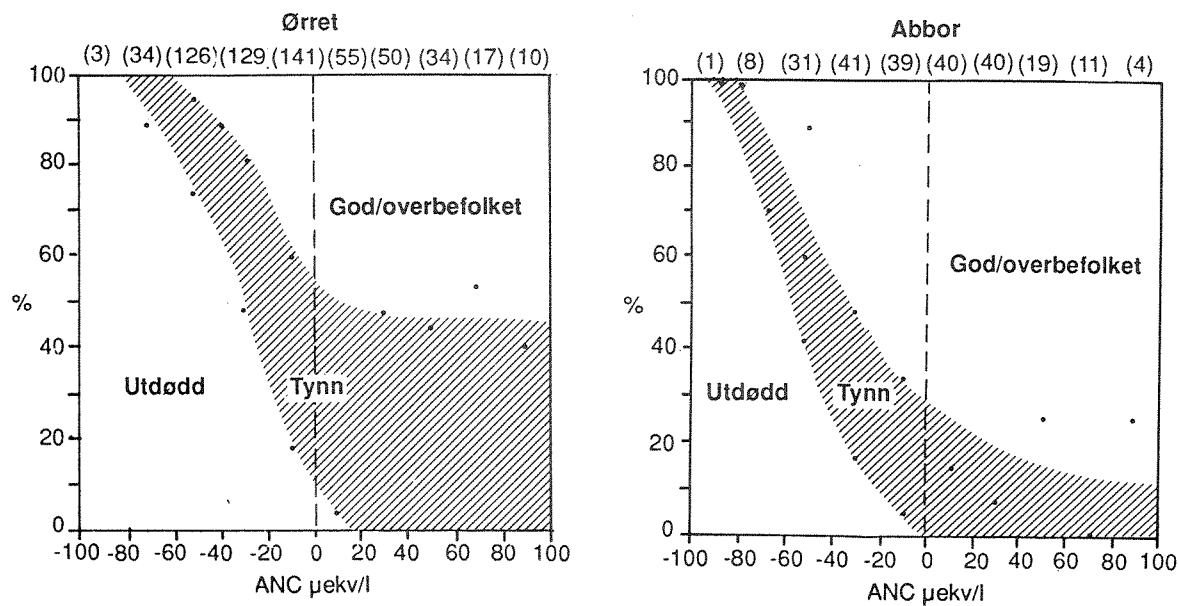


Fig. 6 Bestandstatus for ørret og abbor i forhold til innsjøenes ANC. Tallene i parentes er antall innsjøer i hver ANC-gruppe.

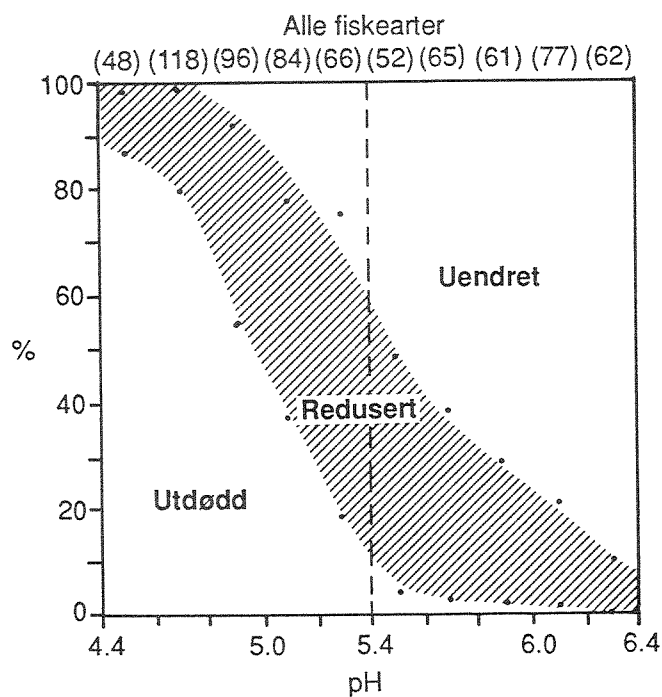


Fig. 7 Endringer i generell fiskestatus i forhold til innsjøenes pH. Tallene i parentes er antall innsjøer i hver pH-gruppe.

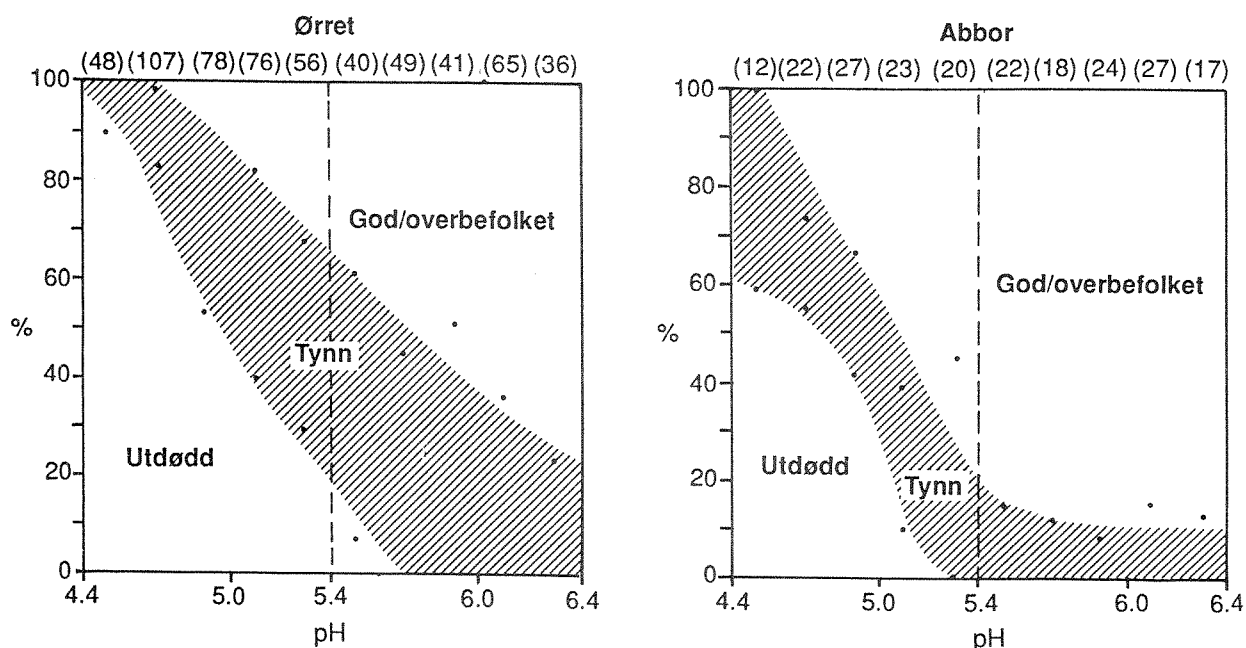


Fig. 8 Bestandstatus for ørret og abbor i forhold til innsjøenes pH. Tallene i parentes er antall innsjøer i hver pH-gruppe.

Den foreløpige behandlingen av fiskematerialet viser at det er fisketomme innsjøer som er mest sammenliknbare når det gjelder tålegrenser. Figur 9 viser en sammenlikning av fisketomme innsjøer for alle fiskearter, ørret og abbor. En ser umiddelbart at det er en klar forskjell i tålegrenser mellom abbor og ørret. Denne forskjellen synes å ligge på 15-20 $\mu\text{ekv/l}$ i ANC.

Figur 9 viser grenseverdier for ANC hvor fiskearter/bestander er dødd ut. Imidlertid vil grenseverdiene mellom uendrede (levedyktige) og reduserte bestander av forskjellige fiskearter være av størst interesse for tålegrensevurderinger. Dette er mulig å skaffe tilveie ved en videre bearbeidelse av materialet fra 1000-sjøers undersøkelsen.

De vannkjemiske data er hovedsakelig samlet inn fra utløpsosen av innsjøene etter høstsirkulasjonen. Dette gir en prøve som er representativ for en innsjø over et lengre tidsrom. I tillegg kan den benyttes til å sammenlikne vannkvaliteten fra samme innsjø over flere år ved gjentatte prøveinnsamlinger (SFT 1987). Høstprøver fra utløpsosen vil nødvendigvis ikke være representativ for den vannkvaliteten som er mest sårbar for fiskens livssyklus i et vassdrag. De mest ømfintlige stadier av f.eks. ørret og laks vil være på bekk- og elvestreknings under flomperioder, bl.a. under vårsmeltingen.

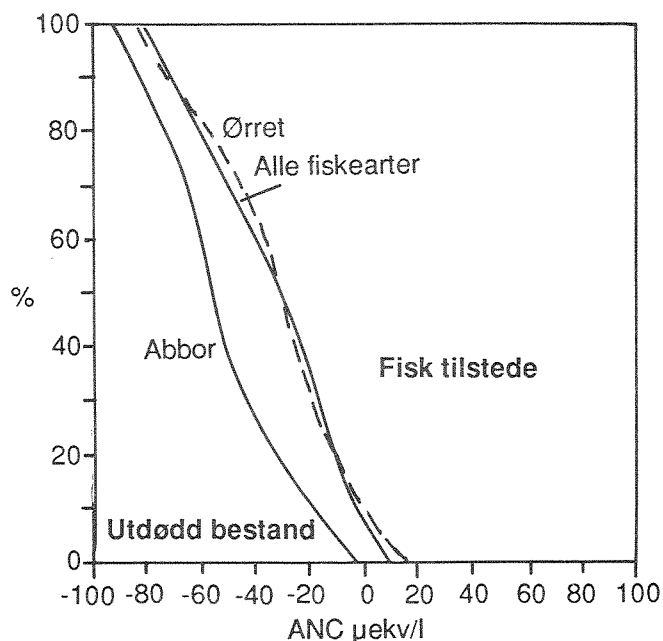


Fig. 9 Fordelingen av innsjøer med utdødde eller fortsatt levende bestander av abbor og ørret, eller alle fiskearter som har vært eller fortsatt er tilstede, sammenholdt med innsjøenes ANC. Gruppen "Fisk tilstede" omfatter både skadede og uskadede bestander.

Vannkvaliteten varierer mye over korte tidsrom i vårsmeltingen. Det er derfor praktisk uoverkommelig å kartlegge de kjemiske tålegrensene for hele landet basert på vårprøver. De mest utsatte fiskeartene vil være de som i denne perioden er avhengig av (tilløps-)elver og bekker for å fullføre sin livssyklus (ørret og laks). Andre arter som kan fullføre livssyklus i en innsjø som vannkvalitetsmessig varierer mindre, vil dermed ikke være fullt så sårbare (f.eks. abbor).

Figur 10 viser kumulativ arealmessig frekvensfordeling av ANC i EMEP-rutene I og II (se fig. 1 og 2). I samme figuren er det lagt inn frekvensfordelingen for ANC i innsjøer med utdødde bestander av abbor og ørret. Fiskedataene er basert på hele materialet fra 1000-sjøers undersøkelsen. I rute I finnes det nå innsjøer i 35% av arealet hvor vannkvaliteten er blitt så dårlig at abbor ikke kan overleve. I rute II er det tilsvarende arealet 15%. Tallene for ørret er 60% og 25% for henholdsvis rute I og II. Figur 10 kan også benyttes til å beskrive hva som vil hende med ulike fiskearter hvis vannkvaliteten forverres ytterligere, eller om vi får en forbedring og kan sette inn ulike fiskearter igjen.

Figur 10 viser hvor store deler av de forskjellige EMEP-rutene som ikke er i stand til å opprettholde forskjellige bestander av fisk, men den viser ikke hvor store deler av en rute som er istand til å opp-

rettholde levedyktige fiskebestander. For ørret og abbor foreligger det en grå frekvenssone (fig. 6) der mange av bestandene i ulike grader er skadet på grunn av lav ANC. Flere av disse bestandene er trolig i ferd med å dø ut. I vurderinger av tålegrenser vil det derfor være viktigst å finne frem til grenseverdier som opprettholder levedyktig bestander av ulike fiskearter. Disse opplysningene er det mulig å fremskaffe ved videre bearbeidelse av dataene fra 1000-sjøers undersøkelsen og andre tilgjengelige undersøkelser.

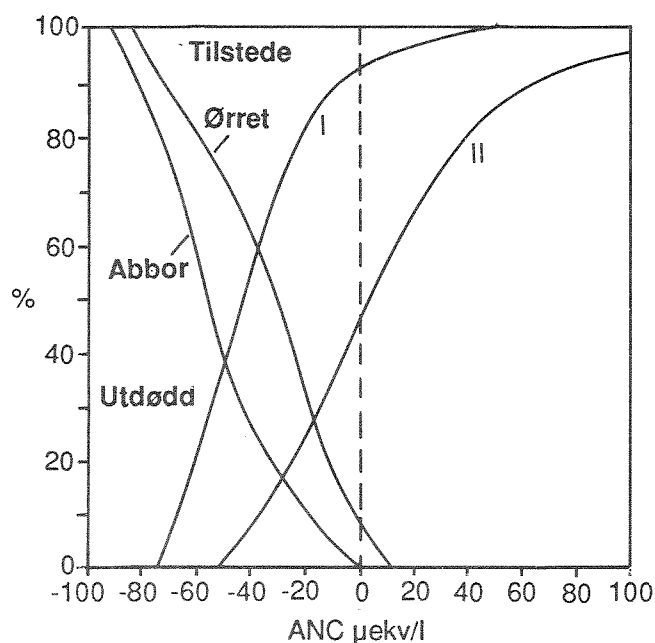


Fig. 10 Kumulativ frekvensfordeling av ANC i EMEP-rutene I og II sett i sammenheng med fordelingen av utdødde bestander av abbor og ørret basert på alle intervjudata fra 1000-sjøers undersøkelsen (SFT 1988).

3.2 Tålegrenser for evertebrater i surt vann.

Gjennom overvåkingsprogrammet for langtransportert forurenset luft og nedbør som startet i 1980 og 1000-sjøers undersøkelsen utført i 1986, er det samlet et omfattende materiale om evertebrater i forhold til vannkjemis. De vannkjemiske og biologiske prøvene er for en del innsamlet samtidig, men også til forskjellige tidspunkt fra de ulike vassdragene. Det biologiske materialet benyttet i denne sammenhengen består av kvalitative prøver. Fra rennende vann og littoralsonen i innsjøer er det tatt roteprøver, mens det fra de frie vannmassene er benyttet hovtrekk for planktonundersøkelser.

Vår kunnskap om evertebratenes tålegrenser med hensyn på vannkvalitet bygger på en stadig økende datamengde. Hoveddelen av denne datamengden

består av vannkjemiske og faunistiske data fra Vestlandet og noe fra Sørlandet. Kunnskapen om artenes tålegrenser er basert på laboratorieeksperimenter og feltobservasjoner (Raddum 1979, Raddum og Fjellheim 1984 og 1987). Verifisering/justering av disse grensene har pågått kontinuerlig blant annet i forbindelse med overvåkingsprogrammet. Innen dette programmet undersøkes 71 ulike lokaliteter fra 6 vassdrag vår og høst (SFT 1989). Det har vist seg gjennom de siste års undersøkelser at de tålegrensene en har satt for de vanligste evertebratartene på Vestlandet har vært holdbare.

Ut fra kunnskapen om artenes tålegrenser er det utviklet en modell for vurdering av surhetstilstanden i vassdrag (SFT 1986, Raddum et al. 1988). Surhetstilstanden angis med et tall mellom 0 og 1. Verdien 1 betyr at lokaliteten ikke er skadet i merkbar grad av forsurening. Verdien 0,5 indikerer tydelig skade, 0,25 betydelig skadet og 0 sterkt skadet. I siste tilfelle finnes bare organismer med meget høy toleranse for surt vann.

I denne rapporten vil vi vurdere faunasammensetningen som gir henholdsvis forsuringsverdi 1, 0,5, 0,25 og 0 opp mot pH og ANC. Vi har valgt bare å benytte lokaliteter der vann- og biologiske prøver er innsamlet til samme tid. Lokalitetene som er analysert, i alt 71, er hovedsaklig fra intensivundersøkelsene av Vikedals-, Gaula- og Naustavassdragene (SFT 1984, 1986b og 1988b) samt 1000- sjøers undersøkelsen i 1986 (SFT 1988).

Siden hovedtyngden av lokalitetene i denne undersøkelsen ligger på Vestlandet, er det et forholdsvis snevert spekter av vannkvaliteter som er undersøkt. Det må derfor understrekes at resultatene bare gjelder for denne regionen. Fra lokaliteter som er rikere på ioner og humus, typisk for andre deler av landet, er det foreløpig ikke bearbeidet materiale. Slike vannforekomster kan derfor ikke bli vurdert med dagens kunnskapsnivå. I Østlandsområdet, Trøndelag og Nord-Norge vil geografiske forhold og artenes innvandring og spredning dessuten gi en annen faunasammensetning enn det som finnes på Vestlandet. En lik vannkvalitet de ulike stedene kan derfor også gi forskjellig faunasammensetning grunnet geografiske forhold. En kan således ikke overføre erfaringer fra noen region til en annen uten sammenlignende undersøkelser. Mye av dette kan gjøres ved bearbeidelse av materiale som allerede er samlet inn.

Evertebratfaunaen som er brukt ved vurderingen av forsuringskader er gitt i tabell 2. Listen inneholder en del sjeldne arter. Dersom en ikke har kunnskap om kravene til en sjelden art er den gitt forsuringsverdi 0. Arter med sporadisk forekomst vil dessuten bli tillagt liten vekt da den vanligste faunaen blir vurdert først når

vannkjemi og faunasammensetning analyseres. Antall arter som finnes i en lokalitet kan som nevnt variere fra sted til sted uavhengig av vannkvaliteten. I en uforsuret lokalitet finnes derfor normalt bare et utvalg av de mest følsomme artene sammen med en viss mengde av den mer tolerante faunaen. Under kategorien tydelig forsuringsskade vil de mest følsomme artene være borte, mens noen av artene med forsuringverdi 0,5 vil være tilstede. I sterkt forsurede lokaliteter vil en bare finne et utvalg av de mest tolerante artene. Variasjonen i forekomst av arter innenfor de ulike kategoriene skyldes andre faktorer enn forsuringseffekten. Viktigste i denne sammenheng er andre fysisk/kjemiske faktorer og biologiske interaksjoner. En sentral parameter er kalsiumkonsentrasjonen som flere evertebrater begrenses av, selv ved gode pH forhold.

Nedenfor vil vi gi en oversikt over faunasammensetningen på Vestlandet ved ulike vannkvaliteter (tabell 3). Faunaen i lokaliteter med god pH, med henholdsvis relativt mye og lite kalsium kan variere betydelig. Det er først og fremst snegl, muslinger og døgnfluer som har høyere artsantall ved høyere kalkinnhold. Faunaen kan derfor være vanskelig å forutsi i uforsurede lokaliteter uten kunnskaper om vannkjemien.

Tabell 3 viser en typisk faunasammensetning for en tydelig forsuret lokalitet. Her er det også variasjon, men mindre enn i uforsurete lokaliteter. Ved betydelig og sterk forsuring snevres det mulige artsantallet ytterligere inn, og variasjonen blir enda mindre. Foreligger det gode biotopopplysninger, kan en med stor sikkerhet forutsi hvilken fauna som vil være tilstede. Kalkinnhold har liten eller ingen innvirkning på faunaen ved forsuringnivå 0. På dette nivået synes derimot humusinnholdet å ha større betydning, spesielt hvis pH er < 4,7.

Tålegrensen for en art gir ikke opplysninger om subletale effekter og derved informasjon om når en skade begynner. Det er imidlertid mulig å påvise en tidlig skade ved å sammenligne antall individer av tolerante steinfluer med antall følsomme døgnfluer (Raddum og Fjellheim 1984). I ikke-forsuret rennende vann vil følsomme døgnfluer finnes i langt høyere antall enn tolerante steinfluer. Dersom dette forholdet blir snudd er det et meget tydelig tegn på skade. Det kreves imidlertid bearbeidelse av mer materiale før denne indeksen kan brukes på en betryggende måte. Grunnen er at lavt kalkinnhold og økt høyde over havet kan gi samme effekt.

Faunakategoriene uskadet, tydelig skadet og sterkt skadet med forsuringverdier henholdsvis på 1, 0,5 og 0 er analysert med hensyn på pH og ANC (fig 11 og 12). Fremstillingen er utført etter samme

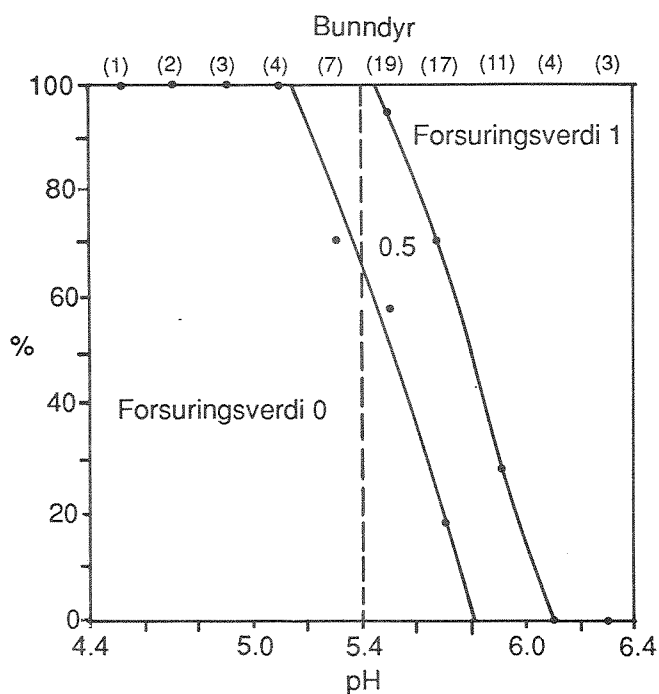


Fig. 11 Forsuringsverdi for bunndyr sett i forhold til vannlokali-
tetens pH. Tallenes i parentes er antall lokaliteter i hver
pH-gruppe.

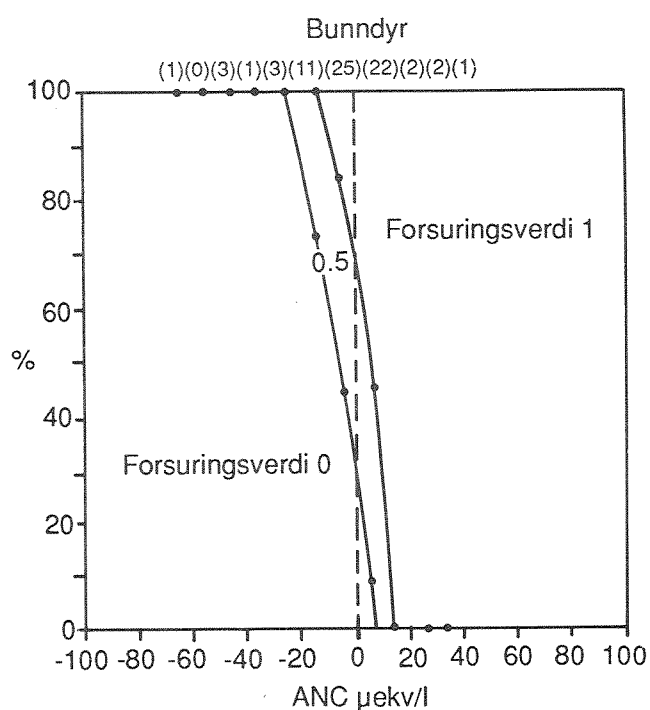


Fig. 12 Forsuringsverdi for bunndyr sett i forhold til vannlokali-
tetens ANC. Tallene i parentes er antall lokaliteter i hver
ANC-gruppe.

metode og skala som for fisk. Av figurene går det tydelig frem at ANC

gir en bedre avgrensning enn pH. Dette skyldes at lavt kalsiuminnhold påvirker faunaen i samme retning som lav pH i uforsurede lokaliteter (Raddum 1989). Faunaen i lokaliteter med høy pH og lite kalk kan derfor ha karaktertrekk som ved forsuringsskade. I denne sammenheng må det imidlertid nevnes at lokaliteter med lavt kalkinnhold også er spesielt følsomme for sur nedbør. Den nedre delen av kurvene i figur 12 representerer alle lokaliteter med svært lavt innhold av kalsium. Vi ser at kategorien tydelig skadet fauna (forsuringsverdi 0,5) kan opptre ved pH 6. Tilsvarende kan kategorien sterkt skadet fauna bli funnet opp mot pH 5,6 - 5,8 i denne typen lokaliteter.

Humus virker omvendt av kalsium ved at det gir positivt utslag på ANC samtidig som det demper den skadelige effekten av forsuring. De få lokalitetene som har høyt TOC-innhold i denne undersøkelsen, trekker den øvre delen av kurvene for pH (fig. 11) mot venstre. Samlet fører effektene av kalkinnholdet og humusinnholdet til at avgrensningene mellom de ulike kategoriene av fauna blir trukket ut i pH-området mellom 5 og 6.

Kurvene for ANC, figur 12, er mye brattere og avstanden mellom dem er snevrere. Dette skyldes at lavt kalsiuminnhold og høyt humusinnhold vil trekke kurvene for ANC motsatt av virkningen på pH-kurvene. ANC gir derfor en meget god avgrensning av de ulike kategoriene av fauna siden de viktigste vannkjemiske parametrene for faunaen er innarbeidet i dette begrepet.

De enkelte artene av følsomme evertebrater har forskjellig respons på pH og ANC. Vi kan foreløpig bare i liten grad berøre dette temaet grunnet begrensninger i materialet. Imidlertid er det nesten utelukkende døgnfluen Baetis rhodani som gir forsuringsverdi 1 når en nærmer seg forsurningsnivå 0,5 og kalkinnholdet er lavt. Arten er med andre ord den mest tolerante av de følsomme formene. Dette betyr at kurven som skiller nivåene 1 og 0,5 også gjelder for B. rhodani. Øker kalk- og humusinnholdet, kan flere følsomme arter overleve nær nedre grenseverdi. For disse artene er kalkinnholdet oftest begrensende. Sneglen Lymnea peregra er mest fremtredende blant disse i vårt materiale. De fleste muslinger og de øvrige sneglene samt Gammarus og skjoldkrepss vil ha pH og ANC kurver som ligger lenger til høyre enn kurvene vist i figur 11 og 12.

På forsurningsnivå 0,5 er det ofte flere arter som bestemmer nivået. Som oftest er det steinfluene Diura nanseni og Isoperla grammatica samt arter av vårfluen Hydropsyche som er utslagsgivende. Våre data så langt tyder på at kurven som skiller nivåene 0 og 0,5, også gjelder for disse artene. Kalkinnholdet synes ikke å innvirke på steinfluene, men for de nevnte vårfluene må det tas et forbehold om dette.

Mange av evertebratene har ettårig livssyklus. Ofte avsluttes en generasjon om våren eller sommeren, mens en ny starter om høsten. Overvåkingen av evertebratene har vist flere eksempler på at tålegrensene for enkelte arter har vært overskredet under vårsmeltingen, mens høstsituasjonen har gitt mulighet for rekolonisering av følsomme arter (SFT 1988). Dette er grunnen til at vi bare har benyttet vannkjemiske data fra det tidsrom de biologiske prøvene ble innsamlet. Ved å benytte data fra en kort periode unngår vi at det kan ha skjedd generasjonsskifte i perioden. Dette vil i så fall være en feilkilde da det forutsettes at de samme individene må være potensielle for det undersøkte tidsrom.

Tabell 2. Forsuringsfølsomme arter av evertebrater brukt i
overvåkingsprogrammet i Norge.

Arter/grupper	indeks	Arter/grupper	indeks
Turbellaria:		Plecoptera:	
<i>Crenobia alpina</i> (Dana)	0.5	<i>Arcynopteryx compacta</i> (McL.)	0.5
<i>Otomesostoma auditivum</i> (Pless.)	0.5	<i>Diura nanseni</i> (Kempny)	0.5
Bivalvia:		<i>Diura bicaudata</i> (L.)	0.5
<i>Anodonta</i> sp.	1	<i>Isoperla grammatica</i> (Poda)	0.5
<i>Margaritana margaritifera</i> L.	1	<i>Isoperla obscura</i> (Zett.)	0.5
<i>Sphaerium</i> spp.	0.5	<i>Dinocras cephalotes</i> (Curt.)	0.5
<i>Pisidium</i> spp.	0.25	<i>Siphonoperla burmeisteri</i> (Pict.)	0
Gastropoda:		<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (L.)	0
<i>Lymnea peregra</i> (Muller)	1	<i>Brachyptera risi</i> (Mort.)	0
<i>Planorbis</i> spp.	1	<i>Amphinemura standfussi</i> (Ris)	0
Hirudinea:		<i>Amphinemura borealis</i> (Mort.)	0
<i>Hellobdella stagnalis</i> (L.)	0.5	<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stph.)	0
<i>Theromyzon tessulatum</i> (O.F. Muller)	1	<i>Nemoura cinerea</i> (Retz.)	0
<i>Glossiphonia complanata</i> (L.)	1	<i>Nemoura avicularis</i> Mort.	0
<i>Haemopsis sanguisuga</i> (L.)	1	<i>Nemurella picteti</i> Klap.	0
Crustacea:		<i>Protonemura meyeri</i> (Pict.)	0
<i>Lepidurus arcticus</i> Kroyer	1	<i>Capnia atra</i> Mort.	0.5
<i>Gammarus lacustris</i> Sars	1	<i>Capnia pygmaea</i> (Zett.)	0.5
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)	0.5	<i>Leuctra digitata</i> Kempny	0
<i>Daphnia magna</i> Straus	0.5	<i>Leuctra fusca</i> (L.)	0.5
<i>Daphnia longispina</i> O.F. Muller	0.5	<i>Leuctra hippopus</i> Kempny	0
<i>Bosmina</i> sp.	0	<i>Leuctra nigra</i> (Oliv.)	0
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	0	Trichoptera:	
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	0	<i>Rhyacophila nubila</i> (Zett.)	0
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	0	<i>Glossosoma intermedium</i> Klap.	1
<i>Diaphanosoma</i> sp.	0	<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton	0.5
<i>Cyclops</i> sp.	0.5	<i>Oxyethira</i> spp.	0
Rotatoria:		<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan)	0.5
<i>Keratella</i> sp.	0	<i>Tinodes waeneri</i> (L.)	0.5
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	0	<i>Cyrnus flavidus</i> McL.	0
<i>Keratella hiemalis</i> (Carlin)	0	<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curtis)	0
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	0	<i>Holocentropus dubius</i> (Rambur)	0
<i>Conochilus</i> sp.	0	<i>Neureclipsis bimaculata</i> (L.)	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis)	0
<i>Asplanchna</i> sp.	0	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pict.)	0
Ephemeroptera:		<i>Polycentropus irroratus</i> (Curtis)	0
<i>Ameletus inopinatus</i> Eaton	0.5	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis)	0.5
<i>Siphonurus aestivalis</i> (Eaton)	0.5	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis)	0.5
<i>Siphonurus lacustris</i> Eaton	0.5	<i>Hydropsyche siltalai</i> Dohler	0.5
<i>Siphonurus linnaeanus</i> (Eaton)	0.5	<i>Agrypnia obsoleta</i> Hagen	0
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet)	1	<i>Phryganea grandis</i> L.	0
<i>Baetis fuscatus</i> (L.)	1	<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabr.)	0.5
<i>Baetis lapponicus</i> (Bengt.)	1	<i>Apatania zonella</i> (Zett.)	0.5
<i>Baetis macani</i> Kimmins	1	<i>Apatania stigmatella</i> (Zett.)	0.5
<i>Baetis muticus</i> (L.)	1	<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabr.)	0
<i>Baetis niger</i> (L.)	1	<i>Limnephilus centralis</i> Curtis	0
<i>Baetis scambus</i> Eaton	1	<i>Limnephilus extricatus</i> McL.	0
<i>Baetis subalpinus</i> Bengts.	1	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabr.)	0
<i>Baetis vernus</i> Curtis	1	<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis	0
<i>Heptagenia sulphurea</i> (Muller)	0.5	<i>Limnephilus rhombicus</i> (L.)	0
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (Retz.)	0	<i>Limnephilus stigma</i> Curtis	0
<i>Leptophlebia vespertina</i> (L.)	0	<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabr.)	0
<i>Leptophlebia marginata</i> (L.)	0	<i>Halesus radiatus</i> (Curtis)	0
<i>Ephemerella aurivilli</i> (Bengt.)	1	<i>Micropterna lateralis</i> (Steph.)	0
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengt.)	0	<i>Potamophylax cingulatus</i> (Steph.)	0
<i>Ephemerella ignita</i> Bengts.	0	<i>Potamophylax latipennis</i> (Curtis)	0
<i>Caenis horaria</i> (L.)	1	<i>Stenophylax permistus</i> McL.	0
		<i>Notidobia ciliaris</i> (L.)	0
		<i>Sericostoma personatum</i> (K & Sp.)	0.5
		<i>Molanna angustata</i> Curtis	0
		<i>Molannodes tinctus</i> (Zett.)	0
		<i>Adicella reducta</i> McL.	0
		<i>Athripsodes aterrimus</i> (Steph.)	0
		<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis)	0
		<i>Mystacides azurea</i> (L.)	0
		<i>Micrasema gelidum</i> McL.	0

Tabell 3. Forekomst av evertebrater ved forsurningsnivå 1 med mye og lite kalk, ved 0,5 og ved 0 i denne undersøkelsen.

Art Atr/gruppe nr.	Forsurningsverdi			
	1 (m. kalk)	1(l. kalk)	0,5	0
4 Margaritana margaritifera	X			
6 Pisidium spp	X	X		
13 Lymnea peregra	X			
14 Gyraulus sp	X			
15 Hellobdella stagnalis	X			
54 Baetis rhodani	X	X		
55 Baetis fuscatus	X			
64 Heptagenia fuscogrisea	X			
71 Leptophlebia sp.	X	X	X	X
72 Baetis sp.	X			
101 Diura nansenii	X	X	X	
107 Taeniopteryx nebulosa	X	X	X	X
108 Brachyptera risi	X	X	X	X
109 Amphinemura sulcicollis	X	X	X	X
110 Amphinemura borealis	X	X	X	X
112 Nemoura cinerea	X	X	X	X
115 Protonera meyeri	X	X	X	X
121 Leuctra nigra	X	X	X	
123 Isoperla sp.	X	X	X	
125 Nemoura sp.	X	X	X	X
127 Leuctra sp.	X	X	X	X
130 Rhyacophila nubila	X	X	X	X
133 Philopotamus montanus	X			
138 Neuriclipis bimaculata	X		X	
139 Plectrocnemia conspersa	X	X	X	X
140 Polycentropus flavomaculatus	X	X	X	X
141 Polycentropus irroratus	X			
143 Hydropsyche pellucidula	X		X	
144 Hydropsyche sp.	X		X	
147 Lepidostoma hirtum	X			
151 Limnephilus centralis	X			
163 Notidobia ciliaris	X			
171 Polycentropus sp.	X	X	X	X
174 Limnephilus sp.	X	X	X	X
175 Oxyethira sp.	X			
176 Athripsodes sp.	X			
177 Hydroptila sp.	X			

4. VIDERE PLANER

Fisk

1. Videre bearbeidelse av innsamlede data.

Vi har i dag gode data for relasjoner mellom ANC og grenseverdier mellom utdødde og skadede bestander av ørret og abbor. Ved vurderinger av biologiske tålegrenser vil det være meget viktig å kartlegge grenseverdier mellom upåvirkede og skadede fiskebestander. Dette kan gjøres ved å gå gjennom hele råmaterialet fra 1000-sjøers undersøkelsene, spesielt gruppene ørret og abbor m.h.t. uskadede og skadede bestander og å relatere dette til vannkjemi (ANC). Ved denne gjennomgangen vil det også bli tatt med andre fiskearter hvor det ventelig foreligger et representativt materiale, bl.a. røye, sik m.fl.

2. Videre litteraturgjennomgang.

Det foreligger vannkjemiske og biologiske data fra en rekke laboratorieforsøk på fisk i Norge og i utlandet. For flere av disse er det vannkjemiske analyseprogrammet tilstrekkelig til å beregne ANC-verdier. Disse data vil kunne sammenholdes med regionale data fra f.eks. 1000-sjøers undersøkelsen. Disse data vil også vise oss hva som fremdeles mangler av tålegrenser for de forskjellige fiskeartene.

Under litteraturgjennomgangen vil det også bli inkludert datasett fra andre regionale feltundersøkelser hvor det foreligger opplysninger om fisk og tilstrekkelig vannkjemi til ANC-beregninger. Flere arbeider er godt dokumentert.

3. Nye forsøk.

Vi har foreløpig begrensede kunnskaper om tålegrenser for viktige arter som røye og sik. En utvidelse av programmet vil derfor kunne være å kartlegge tålegrenser for disse artene i eksponeringsforsøk med kontrollert vannkjemi. Slike forsøk kan gjennomføres i løpet av ett år på NIVA hvor det allerede er bygd opp akvarier for belastningsdoseringer for både fisk og bunndyr.

For hver EMEP-rute og hvert fylke i Sør-Norge kan det beregnes vannkjemiske tålegrenser uttrykt som ANC. I de samme EMEP-rutene og fylkene kan det settes inn biologiske tålegrenser for levedyktige bestander av de viktigste fiskeartene som naturlig finnes i de enkelte EMEP-rutene eller fylkene.

Evertebrater

Grenseverdiene for evertebrater med hensyn på ANC synes gode i klart ionefattig vann, typisk for Vestlandet. Når det gjelder vann med mye humus og/eller høyt kalkinnhold er det lite materiale som er bearbeidet. Vi har dessuten liten oversikt over forsurningsnivåer og faunasammensetting fra andre landsdeler enn Vestlandet og Sørvestlandet. Det foreligger imidlertid innsamlet materiale både av vannkjemi og evertebrater utført under 100-sjøersprosjektet. Dette materialet omfatter mange lokaliteter utenom vestlandsregionen. De vannkemiske analysene foreligger, mens det foreløpig ikke har vært midler til bearbeidelse av det innsamlede materialet. Bearbeidelsen av dette materialet vil i vesentlig grad øke kunnskapene om tålegrenser for evertebrater.

5. LITTERATUR

- Fjellheim, A. and Raddum, G.G. 1989. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Sci. Total Environ.* (in press).
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier (manus).
- Nilsson, J. og Grennfelt, P. (eds.). 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen - Report from a Workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988. UN-ECE and Nordic Council of Ministers, Nord 1988: 15.
- Raddum, G.G. 1979. Virkninger av lav pH på insektlarver. SNSF-prosjektet IR 45/79. ÅS-NLH.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22.
- Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1987. Effects of pH and aluminium on mortality, drift and moulting of the mayfly Baetis rhodani. - *Annls. Soc. r. Zool. Belg.* 117 Suppl. 1: 77-87.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Hesthagen, T. 1988. Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. *Verh. Int. verein Limnol.* 23: 2291-2297.

Raddum, G.G. 1989. Bottom fauna in Norwegian mountain lakes. (Acidification processes in remote mountain lakes. Pallanza.) (In press).

Statens forurensningstilsyn 1984. Vikedalsvassdraget - vannkjemiske og fiskebiologiske undersøkelser 1981-1983. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 123/84.

Statens forurensningstilsyn 1986. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 256/86.

Statens forurensningstilsyn 1986b. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 248/86.

Statens forurensningstilsyn 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 282/87.

Statens forurensningstilsyn 1988. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Fiskestatus. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 313/88.

Statens forurensningstilsyn 1988b. Naustavassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1985/86. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 315/88.

Statens forurensningstilsyn 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking. Årsrapport 1988. Rapp. 375/89.