

FAGRAPPOR NR 62

Tålegrenser for overflatevann

Metode og  
usikkerheter

## 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-94123	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3139	

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
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: Tålegrenser for overflatevann - Metode og usikkerheter	Dato: Trykket: 27 september NIVA 1994
	Faggruppe: Sur Nedbør
Forfatter(e): Arne Henriksen Leif Lien	Geografisk område: Hele Norge
	Antall sider: Opplag: 17 100

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Naturens Tålegrenser)	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

## Ekstrakt:

Forsuring av overflatevann skyldes i hovedsak atmosfæriske tilførsler av sterke syrers anioner, i første rekke sulfat og nitrat. Vannkjemien i de fleste innsjøer og elver påvirkes av kjemisk forvitring og ionebytteprosesser. Tålegrensen for sure tilførsler til en innsjø er definert ved at avrenningsvannet skal ha nok buffer til å kunne nøytralisere den tilførte syren og fortsatt ha en viss restmengde buffer igjen. Denne buffermengden kalles *kritisk kjemisk verdi* ( $ANC_{limit}$ ) og er for Norge bestemt på grunnlag av de biologiske indikatorene fisk og bunndyr. Vannets totale bufferevne (alkalitetsproduksjon) anslås fra midlere forvitringshastighet i nedbørfeltet. Denne beregnes fra innsjøens årlige avrenning av basekationer (kalsium + magnesium), og som "korrigeres" for basekationer som skyldes jordforsuring ved hjelp av den såkalte F-faktoren. Den største usikkerheten i beregningen av tålegrensen synes å ligge i valg av  $ANC_{limit}$ . Variasjoner i F-faktoren har mindre betydning for tålegrensen. Når  $ANC_{limit}$  er valgt, vil imidlertid representativiteten av de vannkjemiske data som brukes være den viktigste faktoren for sikkerheten i tålegrenseverdiene.

4 emneord, norske

1. Sur nedbør
2. Innsjøer
3. Tålegrenser
4. Fisk

4 emneord, engelske


1. Acid deposition
2. Lakes
3. Critical Loads
4. Fish

Prosjektleder



Arne Henriksen

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2608-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

**O-94122**

**Tålegrenser for overflatevann:  
Metode og usikkerheter**

**Naturens Tålegrenser**

**Fagrapport 62**

**Oslo, 22 september 1994**

**Forfattere:  
Arne Henriksen  
Leif Lien**

**INNHold**

	<b>Side</b>
<b>1. Sammendrag</b>	<b>4</b>
<b>2. Bakgrunn</b>	<b>4</b>
<b>3. Generell vannkjemi</b>	<b>5</b>
<b>4. Metode</b>	<b>5</b>
<b>5. Fiskestatus og ANC-usikkerheter</b>	<b>8</b>
<b>5.1. Variabel ANC</b>	<b>9</b>
<b>6. F-faktoren</b>	<b>12</b>
<b>7. Forvittringshastighet</b>	<b>13</b>
<b>8. Diskusjon og konklusjoner</b>	<b>14</b>
<b>Appendiks - Beskrivelse av metode for beregning av tålegrenser</b>	<b>16</b>
<b>Henvisninger</b>	<b>17</b>

## 1. Sammendrag

Kjemisk forvitring, nedbør og ionebytteprosesser gir de fleste ioner i innsjøer og elver. I næringsfattige upåvirkede klarvannsjøer er vanligvis kalsium og magnesium hovedkationene og bikarbonat hovedanionet. Disse finnes normalt i omtrent like store mengder. Nær kysten vil også natrium og klorid bidra vesentlig til ionesammensetningen. I områder med tilførsler av luftforurensninger mottar nedbørfeltene også betydelige mengder av hydrogen-, sulfat-, nitrat- og ammoniumioner. Forsuring av overflatevann skyldes i hovedsak atmosfæriske tilførsler av sterke syrer, i første rekke svovelsyre og salpetersyre. Sulfationet er normalt et såkalt mobilt anion, dvs. at på årsbasis renner det like mye sulfat ut av nedbørfeltet som det tilføres fra atmosfæren, og det virker derfor forsurende på overflatevannet. Tålegrensen for sure tilførsler til en innsjø er definert ved at avrenningsvannet skal ha nok buffer til å kunne nøytralisere den tilførte syren og fortsatt ha en viss restmengde buffer igjen. Denne buffermengden kalles *kritisk kjemisk verdi* ( $ANC_{limit}$ ) og er for Norge bestemt på grunnlag av de biologiske indikatorene fisk og bunndyr. Vannets totale bufferevne (alkalitetsproduksjon) anslås fra midlere forvittringshastighet i nedbørfeltet. Denne beregnes fra innsjøens årlige avrenning av basekationer (kalsium + magnesium), og som "korrigeres" for basekationer som skyldes jordforsuring ved hjelp av den såkalte F-faktoren. Den største usikkerheten i beregningen av tålegrensen synes å ligge i valg av  $ANC_{limit}$ . Hittil er en fast verdi brukt (20  $\mu\text{ekv/l}$ ). En variabel  $ANC_{limit}$  som er en funksjon av syretilførselen (0 ved lav belastning og 20 ved høy belastning) gir et overskredet areal i Norge på 26% mot 36% med dagens metode. En slik  $ANC_{limit}$  vil vil øke tålegrensen når belastningen avtar. En variabel ANC-verdi vil endre lite på tålegrenseverdiene i EMEP-rutene (5-prosentilene), men kan påvirke resultatene fra IIASA-modellen som er brukt for den nye svovelprotokollen. Størrelsen på F-faktoren har mindre betydning for tålegrensen. Det vil være viktig å vurdere om det er biologisk forsvarlig å bruke en variabel  $ANC_{limit}$ , noe som kan gjøres utfra eksisterende data, samt hvilke matematiske funksjoner som er mest egnet. Når  $ANC_{limit}$  er valgt, vil imidlertid representativiteten av de vannkjemiske data som brukes være den viktigste faktoren for sikkerheten i tålegrensen.

## 2. Bakgrunn

Begrepet "*natures tålegrenser*" (eng. critical load) er idag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Det nasjonale programmet Natures Tålegrenser ble satt igang høsten 1988 i regi av Miljøverndepartementet. Programmet gir bl. a. innspill til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtranstransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Geneve-Konvensjonen). Mye av det internasjonale arbeidet med tålegrenser utføres i dag i regi av en "Task Force for Mapping the Critical Loads and areas where the Critical Loads are exceeded", opprettet av Executive Body som er styringsorgan for Langtransportkonvensjonen. Det norske arbeidet med tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann har foregått i nært samarbeid med "Task Force on Mapping" og med Effektgruppen under Nordisk Ministerråd. Metodegrunnlaget og kart for hele Norge er rapportert (Henriksen et al. 1992a). Natures tålegrenser er brukt som grunnlag for den nye svovelprotokollen som ble undertegnet i Oslo i juni 1994.

Dette notatet skal forsøke å gi en enkel, forståelig fremstilling av den statiske vannkjemiske metoden som brukes for beregning av tålegrenser for overflatevann, samt å diskutere usikkerhetene i metoden.

### 3. Generell vannkjemi

Forsuring av overflatevann skyldes i hovedsak atmosfæriske tilførsler av sterke syrer, i første rekke sulfat og nitrat. Sulfationet er normalt et mobilt anion, dvs. at på årsbasis renner det like mye sulfat ut av nedbørfeltet som det tilføres fra atmosfæren, og virker derfor forsurende på overflatevannet. Nitrat og ammonium er gjødsel for vegetasjonen. Derfor vil nitrogenforbindelsene som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger i hovedsak tas opp av trær og planter og lite vil komme ut med avrenningsvannet. 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. Det er derfor summen av sulfat og nitrat i vannet som er avgjørende for forsurenings situasjonen.

Kjemisk forvitring og ionebytteprosesser gir de fleste ioner i innsjøer og elver. I næringsfattige upåvirkede klarvannsjøer er vanligvis kalsium og magnesium hovedkationene og bikarbonat hovedanionet. Disse finnes normalt i omtrent like store mengder. I områder nær kysten vil også natrium og klorid bidra vesentlig til ionesammensetningen. Bikarbonat, kalsium og magnesium kommer hovedsakelig fra forvitningsprosesser i nedbørfeltet. Hovedkilden for kalsium og magnesium er berggrunn og løsmasser i nedbørfeltet, mens natrium og spesielt klorid kommer fra sjøsprøyt og transporteres som våt- eller tørravsetning til nedbørfeltene.

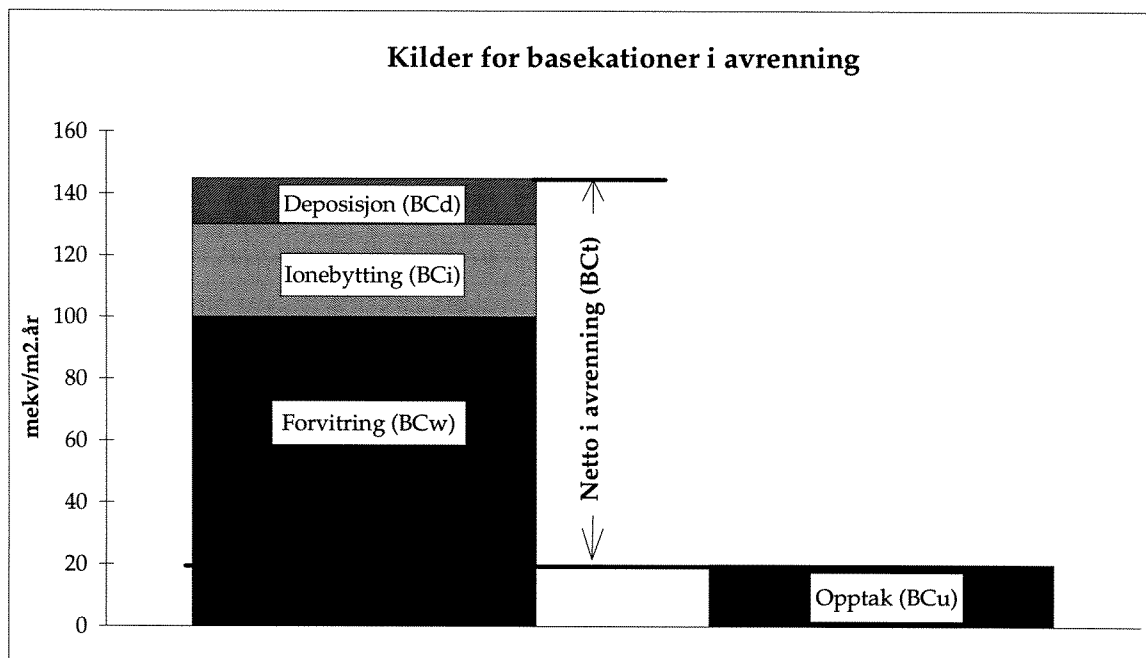
I områder med tilførsler av luftforurensninger mottar nedbørfeltene også betydelige mengder av hydrogen-, sulfat-, nitrat- og ammoniumioner. For å anslå endringer i overflatevann som skyldes andre atmosfæriske kilder enn sjøvann, er det hensiktsmessig å trekke fra de ionene som skyldes sjøsalter. Dette gjøres ved at en antar at alt klorid i vannet kommer fra sjøsalter, og at forholdet mellom klorid og de andre ikke endres når disse avsettes inn over land. Sjøsprøyt inneholder nøytrale salter, slik at de ikke påvirker ANC.

Organiske anioner er et viktig bidrag til ionesammensetningen av brune vann. Slike vann kan være naturlig sure fordi mengden av organiske anioner ofte overstiger mengden av basekationer.

### 4. Metode

Naturens tålegrense for overflatevann er basert på at den årlige tilførselen av sterk syre til et nedbørfelt ikke skal overskride den mengde alkalitet (bufferevne) som produseres årlig i nedbørfeltet og i innsjøen (Henriksen et al. 1992b). Da alkalitetsproduksjonen er direkte bestemt av forvitringshastigheten (produksjon av basekationer, i første rekke kalsium og magnesium), vil det være den totale transport av ikke-marine basekationer ut av nedbørfeltet som danner grunnlaget for beregning av tålegrensen. Kvantitativt kan vi uttrykke den totale avrenningen av basekationer idag ( $BC_t^*$ ) som en balanse mellom basekationer fra forvitningsreaksjoner i nedbørfeltet ( $BC_w$ ), ionebyttingsprosesser i jorda ( $BC_i$ ), ikke-marin atmosfærisk avsetning ( $BC_d^*$ ) og *netto* langtidsopptak av basekationer av vegetasjonen ( $BC_u$ ) (biomassen):

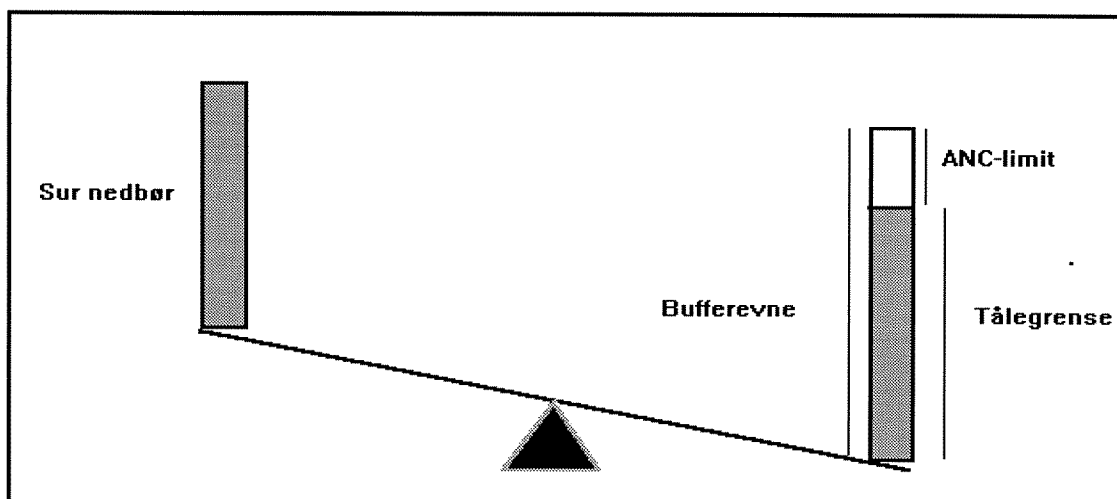
$$BC_t^* = BC_w + BC_i - BC_u + BC_d^* \quad (1)$$



Figur 1. Illustrasjon av kilder for basekationer i avrenningsvannet fra en innsjø (se likning 1).

Forvitring, ionebyttning og deposisjon gir positive bidrag til avrenningen av basekationer, mens netto biologisk opptak reduserer basekationavrenningen (figur 1). I beregningen av bidraget fra ionebyttning benyttes den såkalte F-faktor. Denne angir hvor stor andel av de tilførte  $H^+$ -ionene som er blitt ionebyttet med basekationer, og uttrykker jordforsuringens effekt på avrenningsvannet. De tilførte  $H^+$ -ionene kan enten bli nøytralisert i nedbørfeltet ved ionebyttning (jordforsuring) eller de følger avrenningsvannet (vannforsuring).

Prinsippet for å beregne tålegrenser for tilførsler av sure forurensninger (sur nedbør) kan illustreres som i figur 2: En innsjø har en gitt bufferevne som er bestemt av berggrunn og jordsmonn. Den kan ikke tilføres mer sur nedbør enn at det fortsatt er en viss buffermengde igjen ( $ANC_{limit}$ ) slik at det ikke skal oppstå skader på vannorganismer som f. eks. fisk. ANC er definert som differansen mellom vannets innhold av basekationer og sterke syrers anioner:



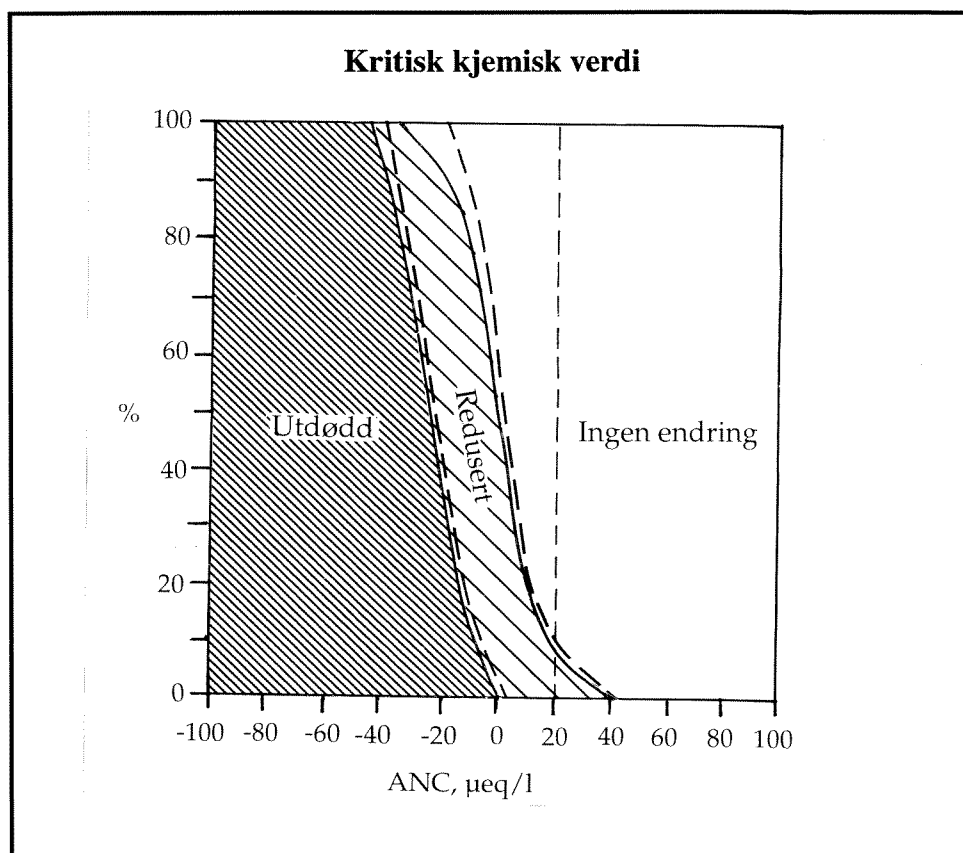
Figur 2. Illustrasjon av tålegrensebegrepet. En innsjø tåler ikke mer sur nedbør enn dens totale bufferevne minus en gitt buffermengde ( $ANC_{limit}$ ).



For å beregne tålegrensen for overflatevann må det settes en kritisk verdi for ANC som er bestemt på grunnlag av en eller flere biologiske indikatorer. For Norge er den kritiske verdien for ANC ( $ANC_{\text{limit}}$ ) satt i forhold til fisk og bunndyr. ANC er satt sammen av flere kjemiske parametre som er avgjørende for giftigheten av vannet overfor fisk (pH, alkalitet, aluminium organiske anioner). Organiske anioner i likhet med bikarbonat ( $HCO_3^-$ ) bidrar positivt til ANC, dvs. at organiske anioner har en positiv virkning på fisk fordi de kompleksbinder giftig aluminium.

Et stort datamateriale (ca. 1100 innsjøer) som viser sammenhenger mellom innsjøers vannkemi og endringer i generell fiskestatus er brukt for å velge en  $ANC_{\text{limit}}$ -verdi for Norge. Endringene i fiskestatus er hovedsakelig basert på den såkalte intervjuundersøkelses-metoden, og for et hundretalls sjøer er metodens generelle gyldighet bekreftet med prøvefiske.

Andre fysisk/kjemiske parametre kunne vært valgt for å fastsette en grenseverdi for fisk. Datamaterialet har vært gjenstand for flere uavhengige statistiske vurderinger. Disse har bl. a. gått ut på å vurdere forklaringsgraden for parametre sammenholdt med endringer i fiskestatus. I tillegg til ANC har bl. a. kalsium, organiske anioner (TOC) og aluminiumsfraksjoner (labilt aluminium) vært vurdert. Studiene konkluderer med at pH, ANC og labilt aluminium forklarer best fiskestatus, og en av studiene (Lydersen et al. 1994) bekrefter at ANC er den best egnede parameter for å forutsi fiskestatus. ANC sammen med pH forklarer best forurensningskader på bunndyr, og ANC gir også en god forklaringsgrad for andre vannlevende organismer som dyreplankton. ANC er også den klart enkleste å bruke ved de praktiske utregninger av tålegrenser, samt ved bruk av matematiske modeller.



Figur 3. Endringer i fiskestatus for 7 arter i ca. 1100 innsjøer i Norge som funksjon av ANC-konsentrasjonen i vannet (heltrukket kurve). Stiplet kurve angir "korreksjon" for antatt underestimert av intervjuundersøkelser i forhold til prøvefiske (modifisert etter Lien et al. 1992).

Figur 3 viser bestandstatus for ferskvannsfisk i forhold til innsjøenes ANC-verdier. En ser at bare et mindre antall fiskebestander var skadet ved  $ANC > 20 \mu\text{ekv/l}$ . Ved denne verdien ble det også registrert bare små skader på bunndyrsamfunnene. Dette er grunnlaget for at  $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{ekv/l}$  er valgt som kritisk kjemisk verdi for overflatevanns tålegrense i Norge. Denne verdien er også blitt brukt i de felles nordiske tålegrenseprosjektene. En konsekvens av denne verdien blir at tålegrensen kan bli "negativ" fordi mange innsjøer, spesielt i Norge, fra naturens side har/har hatt en lavere ANC-konsentrasjon enn  $20 \mu\text{ekv/l}$ . For slike sjøer har vi satt tålegrensen til null, dvs. at de ikke tåler tilførsler av sur nedbør i det hele tatt.

Resultatene fra beregninger av tålegrenser vil naturlig nok avhenge av den verdi en velger for  $ANC_{\text{limit}}$ . Settes  $ANC_{\text{limit}} = 0$  vil tålegrensen alltid være positiv. En  $ANC_{\text{limit}}$  på  $50 \mu\text{ekv/l}$  vil imidlertid føre til at tålegrensen vil være null i mer enn 30% av landets areal (det meste av Syd-Norge). Selv en  $ANC_{\text{limit}}$  på  $20 \mu\text{ekv/l}$  vil føre til tålegrense på null for 7% av arealet i Norge. Overskredet areal i Norge vil også endre seg vesentlig ved valg av andre verdier for  $ANC_{\text{limit}}$  (tabell 1). Arealet øker fra ca. en firedel av Norge med  $ANC_{\text{limit}} = 0$  til vel en tredel med  $ANC_{\text{limit}} = 20$ .

Tabell 1. Effekt av valg av  $ANC_{\text{limit}}$  på areal med overskridelse av tålegrenser i Norge.

$ANC_{\text{limit}}$ ( $\mu\text{ekv/l}$ )	0	10	20
Prosent overskridelse	24	29	36

## 5. Fiskestatus og ANC - usikkerheter

Den generelle sammenhengen mellom fiskestatus og ANC i figur 3 er beregnet på grunnlag av 7 fiskearter som har ulik toleranse for surt vann og dermed ulik reaksjon på ANC. Når en bruker alle fiskearter medfører dette selvfølgelig en større spredning i ANC-verdiene enn når en vurderer den enkelte fiskeart separat. (Lien et al. 1992). Den reelle ANC-kurven i figur 3 er nok noe snevrere enn den som fremkommer i figuren. Dette har flere årsaker:

1. Intervjuundersøkelser viser generelt god overensstemmelse med prøvafiske av en innsjø, men usikkerhetene er selvsagt klart større enn ved prøvafiske (se nedenfor). Dette gjelder både tidsangivelser og intervjuerens vanskeligheter med å bekrefte om en fiskebestand er helt utdødd. I enkelte distrikter i Norge har ferskvannsfisk mindre betydning enn i andre områder. Intervjuundersøkelser fra slike områder har også vært vesentlig mer usikre enn fra andre deler av landet. Data fra disse områdene er tatt ut av materialet for figur 3.

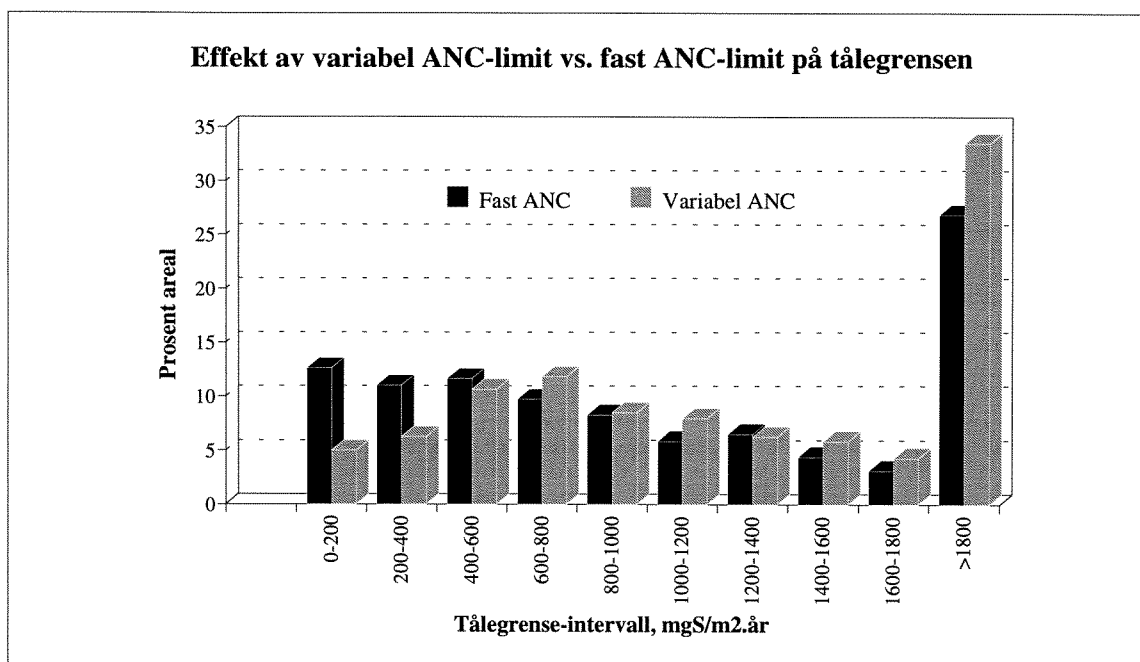
2. En ny undersøkelse i 1993 (Hesthagen et al. 1993) sammenlikner bestandstatus fra 230 innsjøer basert på både prøvafiske og intervjuundersøkelser. Resultatene viser godt samsvar for utdødde bestander (99%). Det var vesentlig dårligere samsvar for uendrede (uskadde) bestander (71%). De resterende uskadde bestander ble hovedsakelig registrert som reduserte bestander under prøvafisket. For gruppen reduserte bestander var samsvaret bare 39%. De aller fleste av de intervjubaserte reduserte bestander ble registrert som utdødd under prøvafisket. *Undersøkelsen viser at intervjumetoden generelt underestimerer skadene på fiskebestander som forårsakes av forsuring.* Dette medfører at grenselinjene mellom utdødd og skadet fisk og mellom skadet og uskadet

fisk i figur 3 forskyves mot høyre, og at den øvre del av kurven forskyves mest, slik som antydnet i figuren.

### 5.1. Variabel ANC

Tålegrensen for en innsjø er som nevnt basert på årlig avrenning av basekationer fra nedbørfeltet. For beregning av tålegrenser er det som nevnt hittil brukt en fast verdi for  $ANC_{limit}$  på 20  $\mu\text{ekv/l}$ . I denne verdien inngår en sikkerhetsmargin for å ta hensyn til mulige episodiske variasjoner i vannkjemien gjennom året, slik at sure episoder som kan føre til fiskeskader ikke inntreffer. I områder med lite sur nedbør er sannsynligheten liten for at dette skal inntreffe, selv med en lavere ANC-verdi (ned mot 0  $\mu\text{ekv/l}$ ), men i områder med mye sur nedbør vil det kunne oppstå skader selv ved denne ANC-verdien. Derfor bør kanskje  $ANC_{limit}$  for en innsjø betraktes som en variabel som er en funksjon av tilførslene av syre til innsjøen ( $ANC_{limit} = f(S_{dep})$ ), på en slik måte at den går mot null når belastningen går mot null.  $ANC_{limit}$  vil da i realiteten være bestemt av belastningen av sur nedbør til innsjøen. Dette vil føre til at etterhvert som syretilførslene går ned vil  $ANC_{limit}$  også gå nedover, og som følge av dette vil tålegrensen øke. Dette vil bety at en kan akseptere en viss belastning selv ved ANC-verdier under 20. Det er ikke direkte dokumentert at fisken aksepterer en lavere ANC i et lite belastet område enn samme ANC i et høyere belastet område, men det er faglig grunn til å anta at det er slik. Dataene fra 1000-sjøers-undersøkelsen og fra NINA's fiskestatusdatabase kan sannsynligvis gi visse indikasjoner hvorvidt dette er tilfelle.

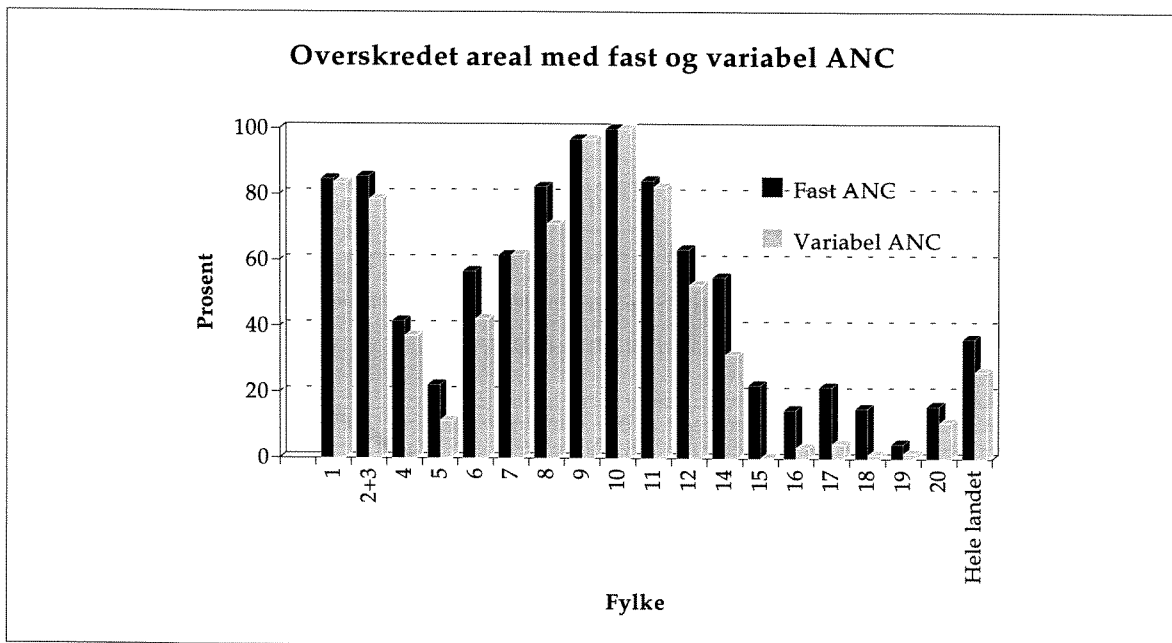
Effekten av en variabel  $ANC_{limit}$  på tålegrenseverdiene i Norge kan testes ved å bruke en enkel funksjon. La oss eksempelvis sette  $ANC_{limit} = 0$  ved "bakgrunnsvoel" ( $S_{dep} = 20 \text{ meq/m}^2 \cdot \text{år}$ ) ( $0.32 \text{ g S/m}^2 \cdot \text{år}$ ) og  $ANC_{limit} = 20$  ved  $S_{dep} = 80 \text{ meq/m}^2 \cdot \text{år}$  ( $1.28 \text{ g S/m}^2 \cdot \text{år}$ ) eller høyere, og la den være en lineær funksjon av svoveldeposisjonen mellom disse to punkter. Da får vi et resultat som vist i figur 4.



Figur 4. Effekt av variabel  $ANC_{limit}$  på beregning av tålegrenser for Norge (basert på rutenettet). Y-aksen angir prosent areal av Norge med det angitte tålegrenseintervall. Fast ANC er satt til 20  $\mu\text{ekv/l}$ , mens den variable er satt til 0 ved en svoveldeposisjon på 320  $\text{mg S/m}^2 \cdot \text{år}$  og til 20 ved en svoveldeposisjon på 1280  $\text{mg S/m}^2 \cdot \text{år}$  eller høyere.

Det skjer en forskyvning mot høyere tålegrenser i det lave nivå. Antall ruter med lave tålegrenser (< ca. 400 mg S/m<sup>2</sup>.år) går ned, mens antall ruter med høyere tålegrenser går opp (figur 4).

Denne endringen i beregningsmåten vil selvfølgelig ha forskjellig effekt på tålegrensene og overskridelsene, avhengig av dagens belastning. For fylkene på Sør- og Østlandet, samt Finnmark, finner vi minst endringer i tålegrenseoverskridelsene (figur 5). De hardest belastede fylkene, Agderfylkene og Rogaland viser ubetydelig endring i overskridelsesareal, mens de mindre belastede fylkene i vest og nord viser en markert endring. For hele landet blir overskredet areal redusert fra 36 til 26%.

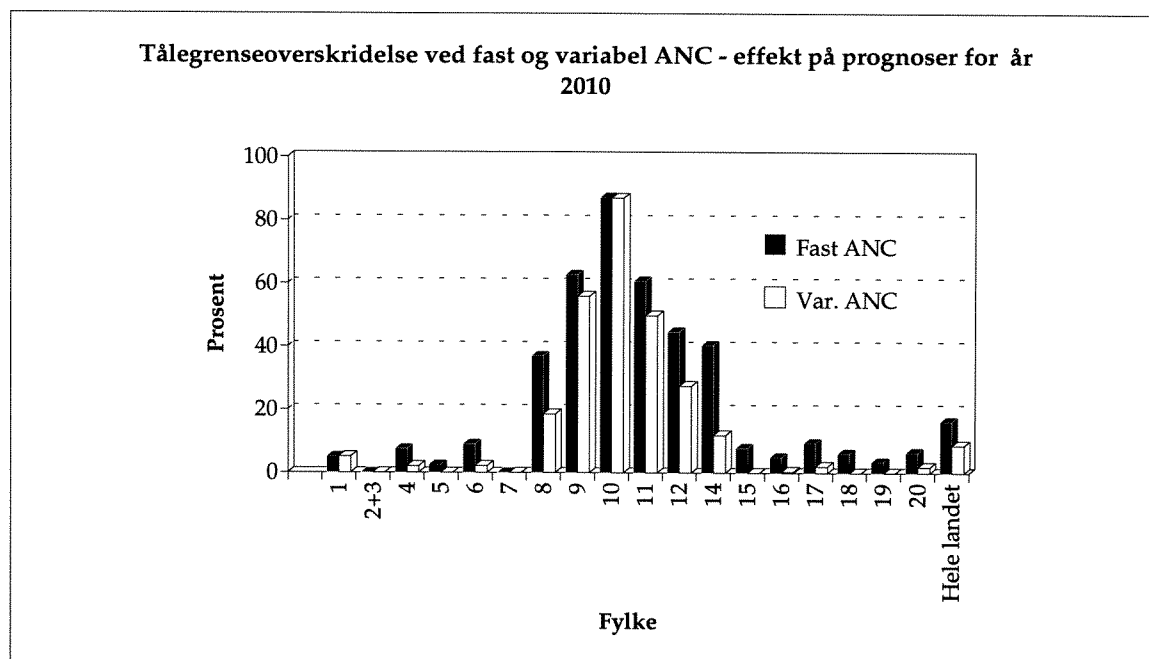


Figur 5. Effekt av variabel ANC på overskredet areal fylkesvis og for hele landet

For å vurdere effekten av den variable ANC på det internasjonale tålegrensekartet som er basert på 5-prosentilene i EMEP-rutene i Norge, har vi sammenliknet 5-prosentilverdiene for hver enkelt EMEP-rute. CCE-Status Report 1993 (Downing et al. 1993) deler tålegrensene i 5 intervaller. De to laveste intervallene er 0-320 mg S/m<sup>2</sup>.år (klasse 1) og 320-800 mg S/m<sup>2</sup>.år (klasse 2). Av de 31 EMEP-rutene som berører Norge blir 13 endret én klasse. Disse ligger hovedsakelig i de minst påvirkede områdene i vest og nord. De 18 som ikke endrer klasse omfatter alle med høy belastning på Øst- Sør- og Vestlandet, samt noen nordlige ruter. For de rutene som endrer klassetilhørighet øker middelverdien for 5-prosentilen mellom 200 og 500 mgS/m<sup>2</sup>.år. Med fast ANC-verdi på 20 µekv/l er 95-prosentilen for tålegrenseoverskridelse negativ (dvs. ingen overskridelse) for bare to av EMEP-rutene i Norge. For 8 av de 29 rutene vil overskridelsen endres fra positiv til negativ når en variabel ANC brukes. En variabel ANC-verdi, kan derfor påvirke resultatene fra IIASA-modellen som er brukt for den nye svovelprotokollen, idet noen av de såkalte "binding grids" vil få en noe høyere tålegrenseverdi.

En variabel ANC vil nødvendigvis også påvirke prognosene for effekten av den nye svovelprotokollen for Norge (figur 6). For de mest belastede fylkene blir overskredet areal i 2010 lite endret i forhold til endringene i de mindre belastede områdene. I Øst- og

Vestlandsfylkene er effekten betydelig. I fylkene fra Møre og Romsdal og nordover blir det bare små arealer med overskridelse. Bare 11 ruter står igjen med en liten overskridelse i dette området. For hele landet blir overskredet areal redusert med ca. halvparten, fra ca. 16% med fast ANC til ca. 8% med variabel ANC, Dette vil igjen ha en vesentlig betydning for beregning av kalkbehov.



**Figur 6. Effekt av variabel ANC på tålegrenseoverskridelser i år 2010.**

Denne analysen viser at valg av ANC-verdi i beregningsmetoden har en stor betydning for anslått areal for overskridelser, særlig i mindre belastede områder. Ut i fra definisjonen av den variable ANC ( $ANC_{limit}$  nær null ved liten belastning) er det her endringen i ANC-verdi blir størst. Den statiske vannkjemiske metoden med fast ANC-verdi sier at tålegrensen er null når opprinnelig  $ANC < 20 \mu\text{ekv/l}$ . Bruker vi en variabel ANC, aksepterer vi at slike vann tåler noe sur nedbør. En annen effekt av det variable ANC-begrepet er at tålegrensen ikke lenger blir konstant. Når svovelbelastningen går ned, vil  $ANC_{limit}$  også gå ned og dermed vil tålegrensen øke. Dette har en forsterket konsekvens på prognoser for reduserte tilførsler, slik en klart ser for scenariet for år 2010.

Disse resultatene viser at en variabel ANC gir generelt høyere tålegrenser i områder med lave tålegrenser enn den faste verdi som hittil er brukt. Dette medfører imidlertid ingen dramatiske endringer i tålegrensebildet for Norge, men kan ha en viss betydning for "output" fra IIASA-modellen. Det er for tidlig å avgjøre om en skal gå over til en variabel verdi. Det er imidlertid flere ting som tyder på at det kan være riktigere å bruke en variabel ANC. Det må da vurderes nærmere hva slags funksjon og hvilket depositionsintervall den bør gjelde for. Den som er brukt her er en enkel lineær modell med noe "tilfeldig" valgte grenseverdier. Sannsynligvis vil en sigmoid kurve være mer biologisk relevant.

## 6. F-faktoren

F-faktoren angir som nevnt ovenfor hvor stor andel av dagens basekationkonsentrasjon som skyldes ionebytting i forhold til pristine forhold. Den uttrykker ikke korttidsendringer.

Det ligger en usikkerhet i bruken av F, da denne er en empirisk størrelse, og bruk av F-faktoren har også vært kritisert i forbindelse med beregninger av tålegrenser. F brukes til å beregne hva basekation-konsentrasjonen ( $BC^*_0$ ) var før forsuringen startet. Pr. definisjon må F ligge mellom 0 og 1. Settes  $F=0$  antar en at  $H^+$ -ionene nøytraliserer en like stor mengde bikarbonat-ioner, med den følge at pH blir lavere (titrering). Settes  $F=1$  antar en at  $H^+$ -ionene byttes ut med en like stor mengde basekationer og pH blir uendret. F-faktoren ble i sin tid "kalibrert" ved hjelp av data fra regionale innsjøundersøkelser i Norge og utfra gamle og nye data fra Sverige, U.S.A. og Canada (Henriksen 1984, Brakke et al. 1990). Data fra klare, sure sjøer i Norge viste at F ikke kunne være høyere enn 0.40 for disse sjøene. Da antok en at *alle* basekationer i sjøen idag skyltes ionebytting, dvs. at basekationkonsentrasjonen i disse sjøene var null før de ble forsuret (forvittringshastigheten = 0). Det er rimelig å anta at F er lav ved lave konsentrasjoner av basekationer og at den er høyere i mer kalkrike vann. F-faktoren er derfor senere blitt modifisert av flere til å være en funksjon av basekationkonsentrasjonen, slik at den går mot en verdi på 1 ved økende basekation-konsentrasjoner. Vi har beregnet F ved hjelp av en sinusfunksjon:

$$F = \sin(BC^*/S) \quad (2)$$

der  $BC^*$  er den ikke-marine basekationkonsentrasjonen og S den basekationkonsentrasjonen der  $F=1$ . For høyere verdier settes  $F = 1$ . Vi har for Norge satt denne til 400  $\mu\text{ekv/l}$ , dvs. ca. 8 mg/l kalsium. For norske forsurede innsjøer ligger F beregnet etter denne likningen i området 0.05-0.2.

For å teste betydningen av F på beregningene av tålegrenser for Norge har vi variert S fra 100 til 800  $\mu\text{ekv/l}$  og beregnet overskredet areal ved forskjellige S-verdier i formel 2 (tabell 2)

Tabell 2. Areal for overskridelser av tålegrenser i Norge ved forskjellige verdier for S i likning 2.

S-verdi $\mu\text{ekv/l}$	Overskredet areal	
	$\text{km}^2$	Prosent
100	119,200	37,1
200	116,700	36,4
300	113,600	35,4
400	112,300	35,0
600	110,800	34,5
800	109,600	34,1

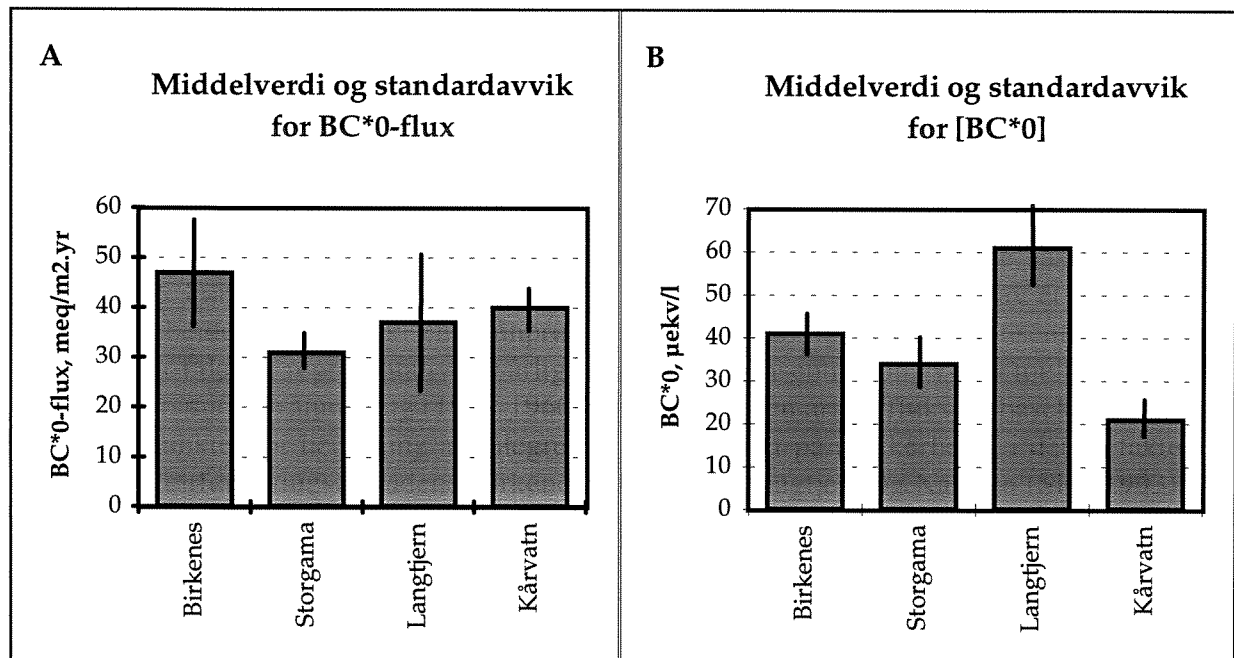
Valg av S i likning 2 har relativt liten virkning på tålegrenseberegningene, idet en variasjon fra  $S=100$  til 800 bare gir en reduksjon i overskredet areal på 3%. Selv om vi kutter F helt ut fra beregningene ( $F = 0$ ) blir overskredet areal = 106,200  $\text{km}^2$  (33,1%). Valg av  $ANC_{\text{limit}}$  har som vist ovenfor langt større betydning enn valg av F-verdi.

RAIN-prosjektet på Risdalsheia, der sur nedbør fjernes, viser at F-faktoren for den 8 årsperioden eksperimentet foregikk var 0.18, ikke ulik den beregnede på 0.10 (Wright et al.

1993). Den målte verdi må forventes å være høyere enn den beregnede, fordi en enda ikke har fullstendig likevekt på Risdalsheia. I Sogndal der syre ble tilsatt over en 8-årsperiode ble F-funnet å være 0.35. Den beregnede var også her 0.10. Det forventes at F vil gå ned når jordforsuringen fortsetter. Dette antyder at den beregnede verdi for F er av samme størrelsesorden som den målte for disse områdene, slik at bidraget fra F til usikkerheten i beregning av tålegrensene er meget liten.

## 7. Forvittringshastighet

Som nevnt innledningsvis er forvittringshastigheten ( $[BC^*_0] \cdot Q$ ) ( $Q$  = avrenning) direkte relatert til tålegrensen, og denne beregnes fra årlig avrenning av ikke-marine basekationer fra nedbørfeltet. Forvittringshastigheten kan anslås utfra årlig fluks av  $BC^*_0$  ut av et nedbørfelt. I tålegrensearbeidet har vi brukt en vannprøve tatt om høsten og antatt at konsentrasjonene av basekationer i denne representativ for årlig veid middelkonsentrasjon. Ved å multiplisere med NVE's 30-årsmiddelavrenning (1931-1960) finner en så den årlige fluks av basekationer, som er utgangspunktet for beregning av tålegrensen. Vi har sett på usikkerheten i denne faktoren. For de fire feltforskningsområdene Birkenes, Storgama, Langtjern og Kårvatn (SFT 1993) kan en beregne den årlige fluks av basekationer (figur 7A). Fluksen varierer fra år til år, avhengig av avrenningen; høyere avrenning gir høyere fluks. Basekationfluksen er derfor noe avhengig av avrenningen. Spredningen er ikke ubetydelig over en lengre periode. Ser vi isteden på årlig veide middelkonsentrasjoner av basekationer for de samme områdene er variasjonen noe mindre (figur 7B).



Figur 7. Middelerdi og standardavvik for beregnet årlig fluks (A) og årlig veid middelkonsentrasjon (B) av  $BC^*_0$  for de fire feltforskningsområdene som inngår det det nasjonale program for overvåking av langtransporterte forurensninger. Antall år er 12 for Kårvatn og 15-18 for de øvrige.

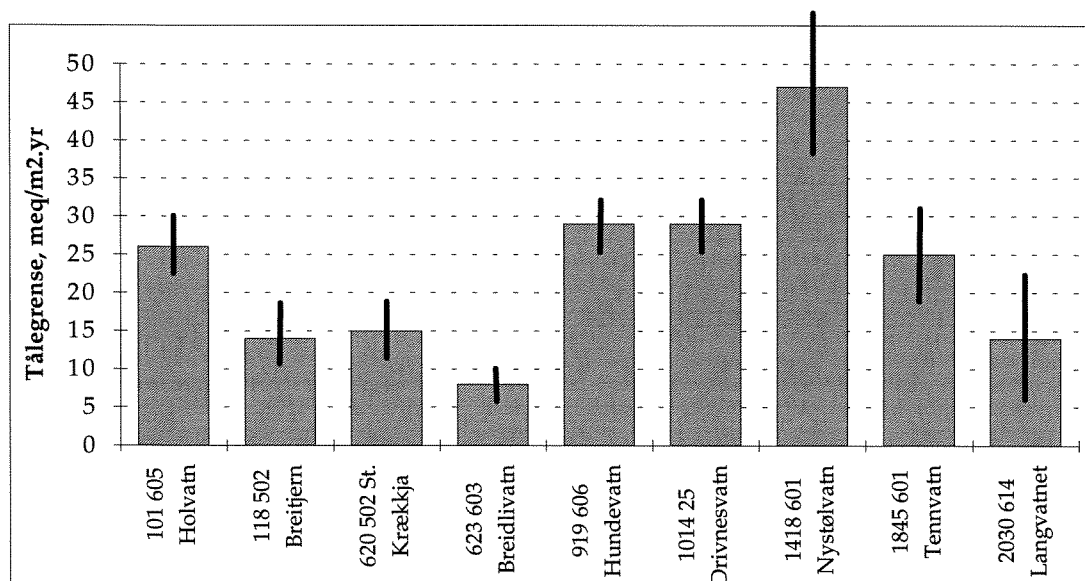
Bruker vi nå midlet for de årlig veide middelerdiene for feltforskningsområdene (figur 7B) og multipliserer med NVE's 30-årsmiddelavrenning for lokalitetene får vi verdier som er meget like de middelerdiene som er gitt i figur 7A (tabell 3). Dette vil si at hvis vannprøven er et godt anslag av veid årlig middelkonsentrasjon, vil en enkeltprøve gi grunnlag for et godt

estimert av tålegrensen ved å bruke NVE's årsmiddelavrenning. Når  $ANC_{\text{limit}}$  er valgt, vil representativiteten av de vannkjemiske data som brukes være den viktigste faktoren for usikkerheten i tålegrensen.

Tabell 3. Sammenlikning av beregnede basekationflukser fra målte avrenningsverdier og fra NVE's 30-årsmiddelavrenning (1931-1960).

Metode	Birkenes	Storgama	Langtjern	Kårvatn
Middelfluks fra årlig avrenning	47	31	37	40
Middelkonsentrasjon * NVE-avr.	47	27	37	42

Dataene fra 100-sjøers undersøkelsene i overvåkingsprogrammet gir også et grunnlag for å se på usikkerheten i beregningen av  $BC^*_0$ . For 100-sjøene har vi årlige prøver tatt om høsten. Disse er antatt å være representative for veid årsmiddelverdi. For et utvalg innsjøer har vi beregnet tålegrensen ( $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{ekv/l}$ ) for alle prøver fra 1986-1993, sammen med standardavviket (Figur 8). Standardavvikets størrelse viser at uansett hvilket år en bruker vil tålegrensen endres lite. For de fleste innsjøene vil fargeklassen den tilhører på tålegrensekartet ikke endres, for noen vil den gå en klasse opp eller ned.



Figur 8. Tålegrenser og standardavvik beregnet for data fra 100-sjøers undersøkelsene 1986-1993, basert på årlige høstprøver.

## 8. Diskusjon og konklusjoner

Tålegrensen for sure tilførsler til en innsjø er definert ved at avrenningsvannet skal ha nok buffer til å kunne nøytralisere den tilførte syren og fortsatt ha en viss mengde buffer igjen. Denne restbuffermengden kalles *kritisk kjemisk verdi* ( $ANC_{\text{limit}}$ ) og er for Norge bestemt på grunnlag av de biologiske indikatorene fisk og bunndyr. Vannets totale bufferevne (alkalitetproduksjon) anslås fra midlere forvittringshastighet i nedbørfeltet. Denne beregnes fra innsjøens årlige avrenning av basekationer (kalsium + magnesium), og som "korrigeres" for basekationer som skyldes jordforsuring ved hjelp av den såkalte F-faktoren. Den største usikkerheten i beregningen av tålegrensen synes å ligge i valg av  $ANC_{\text{limit}}$ . Variasjoner i F-faktoren har mindre betydning for tålegrensen. Det vil være viktig å vurdere om det er biologisk forsvarlig å bruke en variabel  $ANC_{\text{limit}}$  basert på tilførslene av sur nedbør fremfor en



fast verdi. Dette kan gjøres med eksisterende data. Det er også mulig at en annen og mer følsom biologisk organisme bør brukes istedenfor fisk. Når  $ANC_{\text{limit}}$  er valgt, vil imidlertid representativiteten av de vannkjemiske data som brukes være den viktigste faktoren for sikkerheten i tålegrenseberegningene.

Det er påpekt at også andre kilder enn sur nedbør er involvert i forsurening av innsjøer og elver. Naturlige prosesser i både nedbørfelt og i selve innsjøen kan også virke forsurende på avrenningsvannet. Slike bidrag er ikke tatt med i den modellen som er beskrevet her, og det foreligger idag ingen kvantitative estimater av disse bidragene i forhold til den sure nedbøren, hverken for enkeltsjøer eller på regional basis. Det vil være viktig for den videre diskusjon av tålegrensearbeidet i Norge og i andre land at slike forsuringsbidrag blir kvantifisert slik at de eventuelt kan bygges inn i aktuelle modeller.

## Appendiks

### Beskrivelse av metode for beregning av tålegrenser (Den statiske vannkjemiske metode)

Naturens tålegrense for overflatevann er basert på at den årlige tilførselen av sterk syre til et nedbørfelt ikke skal overskride den mengde alkalitet (bufferevne) som produseres årlig i nedbørfeltet. Da alkalitetsproduksjonen er direkte bestemt av forvittringshastigheten (produksjon av basekationer, i første rekke kalsium og magnesium), vil det være den totale transporten av ikke-marine basekationer ut av nedbørfeltet som danner grunnlaget for tålegrensen. Kvantitativt kan vi uttrykke den totale avrenningen av basekationer idag ( $BC_t^*$ ) som en balanse mellom basekationer fra forvittringsreaksjoner i nedbørfeltet ( $BC_w$ ), ionebyttingsprosesser i jorda ( $BC_i$ ), ikke-marin atmosfærisk avsetning ( $BC_d^*$ ) og *netto* langtidsopptak av basekationer av vegetasjonen ( $BC_u$ ) (biomassen):

$$BC_t^* = BC_w + BC_i - BC_u + BC_d^* \quad (1)$$

Alle parametre i likning (1) er uttrykt i årlige arealtransportverdier (f. eks. meq·m<sup>-2</sup>·år<sup>-1</sup>). Stjerne angir den ikke-marine delen.

Det er bare i produktiv skog (når trærne tas ut) at det er et *netto* langtidsopptak av basekationer av vegetasjonen ( $BC_u$ ) (biomassen). Antar vi at  $BC_u$  generelt er neglisjerbar i Norge får vi:

$$BC_w = BC_t^* - BC_d^* - BC_i \quad (2)$$

Her kan  $BC_t^*$  bestemmes fra dagens basekation-konsentrasjon ( $BC_t^* = Q \cdot [BC_t^*]$ ) og  $BC_d^*$  fra nedbørdata.

For å beregne  $BC_i$  bruker vi en såkalte F-faktoren som ble introdusert i 1983 for å ta hensyn til jordforsuringens effekt på avrenningsvannet (Henriksen 1984). Den ble "kalibrert" ved hjelp av data fra regionale innsjøundersøkelser i Norge og utfra gamle og nye data fra Sverige, U.S.A. og Canada. Den ble først angitt som et gitt tall (0.40), men senere er den modifisert av flere til å være en funksjon av basekationkonsentrasjonen, slik at den går mot en verdi på 1 ved økende basekation-konsentrasjoner. F-faktoren angir i realiteten hvor stor andel av de tilførte sulfationene som har forårsaket ionebytting med basekationer. En antar at de ionebyttede basekationene ( $BC_i$ ) skyldes endringer i tilførsler av sure anioner ( $\Delta AN^*$ ). Setter vi  $BC_i = \Delta BC^*$ , får vi en faktor, F, som er definert slik:

$$F = \Delta BC^* / \Delta AN^* \quad (3)$$

Denne definisjonen er basert på at en endring i atmosfæriske tilførsler av sulfat og nitrat vil medføre en endring av konsentrasjonene av basekationer i avrenningsvannet som skyldes ionebytterprosesser.

Fra dette kan vi utlede tålegrensen (CL(Ac)) for et nedbørfelt:

$$CL(Ac) = ([BC]^*_0 - [ANC_{limit}]) \cdot Q - BC_d^* \quad (4)$$

Her er  $ANC_{limit}$  den mengde ANC som må være i avrenningsvannet for at det ikke skal oppstå skader på vannorganismer som f. eks. fisk.

[BC]\*<sub>0</sub> beregnes fra formelen:

$$[BC^*_0] = [BC^*_t] - F \cdot [AN^*] = [BC^*_t] - F \cdot ([SO_4^*_t] + [NO_3^*_t] - [SO_4^*_0]) \quad (6)$$

der:  $[SO_4^*_t] = ([SO_4^*_t] - [SO_4^*_0])$   
 t = dagens og 0 = opprinnelige flukser.

I våre beregninger har vi satt  $BC^*_d = 0$  fordi verdiene er noe usikre, men svært lave i Norge. Dette medfører et lite overestimat av tålegrensene.

## Henvisninger

- Brakke, D.F., Henriksen, A. and Norton, S.A. 1990. A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 146-149.
- Downing, R.J., Hettelingh, J.-P., and de Smet, P.A.M. (eds) 1993. *Calculations and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993*. RIVM Report No. 259101003, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Henriksen, A. 1984. Change in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692-698.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992a. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Nork institutt for vannforskning. Rapport 89210 (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr.34, Miljøverndep.), 29s.
- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M. and Wilander, A. 1992b. Critical Loads of Acidity: Nordic Surface Waters. *Ambio*, 21,356-363.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. and Brakke, D. 1988. Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio* 17, 259-266.
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Mack Berger, H. and Mejdell Larsen, B. 1993. Fish Community Status in Norwegian Lakes in relation to Acidification: a Comparison between Interviews and Actual Catches by Test-fishing. *Nordic J. Freshw. Res.* 68, 34-41.
- Lien, L., Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1991. Critical loads for surface water - evertebrates and fish. Acid Rain Research Report no. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- Lydersen, E., Fjeld, E. og Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Naturens Tålegrenser, Rapport 52. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) OR-93172.

## 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 SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> 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 forsurningsfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsurningsfølsomhet og lettløselige baeskationer 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 forsurningsfølsomhet 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 ferskvannsekologi 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 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210
- 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*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN (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. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN (in prep).
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk 26/93
- 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. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstittutt Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport (in prep)
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding (in prep).

- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitut Rapport nr. 86 - 1994.
- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU) (in prep)
- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum majus*), Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-94122.
- 63 Hilmo, O. 1994. Skade på epifyttisk lav. Allforsk (in prep)

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2608-7