

FAGRAPPOR NR. 34

Tålegrenser for overflatevann

Kartlegging av tålegrenser
og overskridelser av
tålegrenser for tilførsler
av sterke syrer

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 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:

Eva Fuglei - 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, avdelingen for luftmiljø og industri og avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: (07) 58 05 00

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

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

| | |
|-------------------------|-----------------|
| Prosjektnr.: O-89210 | Undernr.: |
| Løpenr.: 2819 | Begr. distrib.: |

| | | | | |
|--|---|--|---|--|
| Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00 | Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513 | Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653 | Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33 | Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509 |
|--|---|--|---|--|

| | | |
|--|------------------------------------|------------------------------|
| Rapportens tittel: Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer | Dato: 05.11.92 | Trykket: NIVA 1992 |
| | Faggruppe: Sur nedbør | |
| Forfatter(e): Arne Henriksen, NIVA Leif Lien, NIVA Tor S. Traaen, NIVA Steinar Taubøll, NIJOS | Geografisk område: Norge | Opplag: 200 |

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

Ekstrakt:

I sammenheng med arbeidet i the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution er det utarbeidet en metode for beregning av overflatevanns tålegrenser for sur nedbør. Metoden er modifisert til å ta hensyn til nedbørens innhold av både svovel og nitrogen. Tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til Norge er beregnet, og viser at i ca. 7% av landets areal er tålegrensen for overflatevannet null, dvs. at innsjøer og elver i disse områder ikke tåler tilførsler av sur nedbør. De laveste tålegrensene finner en på Sør- og Vestlandet, men betydelige områder i de nordligste fylkene har også lave tålegrenser. Tålegrensen for svovel er overskredet i et areal på ca. 117.000 km² i hele Norge. Tar vi hensyn til dagens nitrogenlekkasje øker arealet til 121.000 km². Tålegrensene for tilførsler av sterke syrer til overflatevann er vesentlig lavere i Norge enn i de øvrige skandinaviske land og ellers i Europa. Dette skyldes hovedsakelig geologiske og jordbunnskjemiske forhold.

4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

1. Critical load
2. Acid deposition
3. Water chemistry
4. Lakes

Prosjektleder

Arne Henriksen

For administrasjonen

Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2223-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

O-89210

TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN

**Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser
for tilførsler av sterke syrer**

Oslo, 5 november 1992

Forfattere:
Arne Henriksen
Leif Lien
Tor S. Traaen
Steinar Taubøll

INNHOLDSFORTEGNELSE

| | Side: |
|---|-------|
| SAMMENDRAG | 4 |
| 1. BAKGRUNN | 6 |
| 2. DEFINISJONER | 6 |
| 3. BEREGNINGSMETODER FOR TÅLEGRENSE | 7 |
| 3.1. Valg av kritisk ANC-verdi | 9 |
| 3.2. Datagrunnlag for kartlegging | 10 |
| 4. TÅLEGRENSE FOR NITROGEN | 11 |
| 4.1. Bakgrunn | 11 |
| 4.2. Nitrogenforsuring i Norge idag | 12 |
| 4.3. Beregning av tålegrense for nitrogen | 14 |
| 4.4. Bakgrunnskonsentrasjoner for nitrat i innsjøer | 15 |
| 5. RESULTATER | 18 |
| 5.1 Kartfremstilling | 18 |
| 5.2 Tålegrense | 18 |
| 5.3 Overskridelser av tålegrense | 21 |
| 6. PROGNOSE | 26 |
| 6.1. Konsekvenser av forskjellige miljøbelastningsmål | 26 |
| 7. DISKUSJON | 27 |
| 8. HENVISNINGER | 28 |

SAMMENDRAG

I forbindelse med arbeidet i the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Genève-Konvensjonen) er det opprettet en arbeidsgruppe (Task Force on Mapping) som har utarbeidet en manual for fremstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. NIVA har deltatt aktivt i denne arbeidsgruppen og har bidratt til å utvikle den statiske vannkjemiske metoden for å beregne tålegrenser for overflatevann basert på vannkjemiske data.

Metoden er basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet ($ANC = \text{Acid Neutralizing Capacity}$). ANC er definert som differansen i konsentrasjonene av basekationer (kalsium, magnesium, natrium og kalium) og sterke syrers anioner (klorid, sulfat og nitrat), og uttrykker derfor summen av konsentrasjonene av bikarbonationer, hydrogenioner, uorganiske aluminiumioner og organiske anioner. Biologiske tålegrenser er relatert til de kjemiske betingelser for skader på biologiske indikatorer (fisk, evertebrater) ved ulike verdier for ANC. Den kritiske biologiske verdi er definert ved ANC_{limit} . For norske forhold har en valgt $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{eq/l}$ som en praktisk verdi.

Metoden er spesielt anvendbar i områder der overflatevann dominerer, slik som i glasierte områder med relativt tynne løsmasser, slik som i store deler av Norge. Avrenningsvannet fra et nedbørfelt gir et integrert resultat av de fleste prosesser i jorda, og sammensetningen av overflatevannet vil derfor reflektere jordas egenskaper og dermed stå i forhold til jordas tålegrenser. I glasierte områder med tynt jordsmonn vil normalt tålegrensen for vann være lavere enn tålegrensen for jord. I områder med tykke løsmasser der avrenningsvannet er dominert av grunnvann, vil tålegrensen for jord oftest være den laveste.

Atmosfærisk tilført nitrogen er normalt gjødsel for vegetasjonen og det meste tas opp av planter og trær. Kommer det mer nitrogen enn vegetasjonen kan bruke vil "overskuddet" renne gjennom jord og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat og virke forsurende på samme måte som sulfat. Nitrogenets forsuringspotensiale er to ganger sulfatets ved dagens deponisjon. Observasjoner tyder på at nitratkonsentrasjonene i innsjøer og elver øker i forsurede områder. Den statiske metoden er modifisert til å ta hensyn til dagens "nitrogenlekkasje", basert på at all nitrat over $4 \mu\text{eq/l}$ i avrenningsvannet skyldes en øket tilførsel av nitrogen. Dagens nitrogenavrenning kan derfor brukes til å anslå nitrogentilførslenes bidrag til overskridelser av tålegrenser.

Tålegrensekart for tilførsler av sterke syrer til Norge er nå utarbeidet. Hele 7% av landets areal har en tålegrense på null, dvs. at innsjøer og elver i dette arealet ikke tåler tilførsler av sur nedbør. De laveste tålegrensene finner en i Sør-Norge, spesielt på Sør- og Vestlandet, men betydelige områder i de nordligste fylkene har også lave tålegrenser.

Tålegrenseoverskridelsene er beregnet både for syre fra svovelforbindelser og for summen av syre fra svovel og nitrogen. Totalt er tålegrensen for svovel overskredet i et areal på ca. 117.000 km^2 i hele Norge. Tar vi hensyn til dagens nitrogenlekkasje øker arealet til 121.000 km^2 . Den beskjedne økningen skyldes hovedsakelig at der hvor nitrogenlekkasjen idag er størst, er tålegrensen for svovel allerede overskredet. I alle fylker i Norge er det områder der tålegrensene

overskredet. De største arealmessige overskridelser finner en i Agderfylkene der tålegrensene praktisk talt er overskredet over hele arealet. Også i Østfold, Akershus/Oslo, Telemark og Rogaland er det store arealmessige overskridelser. Naturlig nok finner en også de største prosentvise arealer med tålegrense null i de mest følsomme fylkene fra Aust-Agder til og med Sogn og Fjordane.

Tålegrensene for sur nedbør for overflatevann er vesentlig lavere i Norge enn i de øvrige skandinaviske land og ellers i Europa. Hovedårsaken til denne forskjellen er de geologiske og jordbunnskjemiske forhold. I Norge er 20-25% av landarealet dekket av produktiv skog. I Sverige og Finland er dette arealet hele 80-90% av landarealet. De resterende 75-80% av Norges areal er dekket av uproduktiv skog eller er uten skogdekke. I slike områder er jorddekket vanligvis tynt. Tynt jorddekke kombinert med berggrunn av gneiss, granitt o.l. vil gi lave tålegrenser for overflatevann. Mye nedbør, slik som på Vestlandet og deler av Sørlandet vil også bidra til lavere tålegrenser.

1. BAKGRUNN

Det nasjonale programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1988 i regi av Miljøverndepartementet. Programmet skal bl. a. gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtranstransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Geneve-Konvensjonen). I arbeidet under Geneve-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

Det internasjonale arbeidet med tålegrenser utføres i dag delvis i regi av en "Task Force for Mapping the Critical Loads and Areas where the Critical Loads are exceeded", opprettet av Geneve-konvensjonen og direkte underlagt the Working Group on Effects. Arbeidet med tålegrenser for svovel er idag kommet langt. Tålegrensene for overflatevann er nå kartlagt for Norge, Sverige og Finland og i deler av England og spredte steder ellers i Europa, og arbeidet med tålegrenser for jord er også kommet langt. Det foreligger nå foreløpige tålegrensekart for Europa.

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 foreløpige kart for Sør-Norge er rapportert tidligere (Henriksen et al. 1990a). Det er også utarbeidet kart for overflatevann for de tre nordiske land, Norge, Sverige og Finland, men med en mindre oppløsning enn de foreløpige norske kart (Henriksen et al. 1990b). Disse kartene er utarbeidet med utgangspunkt i tålegrenser for atmosfærisk tilført *svovel*. Tålegrenser for atmosfærisk tilført *nitrogen* til overflatevann må sees i sammenheng med tålegrenser for svovel, og det internasjonale arbeidet med dette er foreløpig ikke kommet så langt som for svovel. Vi har vurdert spørsmålet om tålegrenser for nitrogen til overflatevann utfra empiriske data for Norge og andre tilgjengelige data. Denne rapporten vil gi en kort oversikt over begrepene som brukes innen tålegrensearbeidet, en kort diskusjon av den vannkjemiske metoden slik den foreligger idag der også nitrogen tas i betraktning, en vurdering av nitrogendeposisjonens rolle for overskridelsene av tålegrensene, en presentasjon og diskusjon av kart for tålegrenser for sterke syrer og for overskridelser av tålegrenser for hele Norge, en oversikt over konsekvenser av dagens belastning og noen fremtidige scenarier.

2. DEFINISJONER

Innen det internasjonale tålegrensearbeidet er det en rekke begreper som brukes. En sammenstilling og en kort beskrivelse av innholdet i begrepene er gitt nedenfor.

Noen nyttige definisjoner av begreper som brukes i arbeidet med Naturens tålegrenser:

DEFINISJONER

Naturens Tålegrense (eng: *Critical Load/Levels*): Et mål for tilførsel av forurensninger som, utfra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet slik som reduserte fiskebestander/fiskedød og skogskader/skogsdød.

Miljømål (eng: *Target Load*): Nasjonalt fastsatte belastningsverdier som tar tekniske, økonomiske, sosiale og politiske hensyn og som kan ligge over eller under naturens tålegrense. Ideelt sett skal miljømålene reduseres til tålegrensen eller lavere over tid.

Syrenøytraliserende kapasitet (*Acid Neutralizing Capacity, ANC*): En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer.

Reseptor: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (F.eks. jord, grunnvann, overflatevann).

Biologisk indikator(er): Organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (f.eks. trær, fisk bunndyr).

Kritisk kjemisk verdi: Den høyeste verdi for en kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f.eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Slike anslag kan være basert på flere forskjellige metoder, og valget av metode avhenger i stor grad av den aktuelle **reseptor** og tilgang på relevante data for beregningene. Effekten på **biologiske indikatorer** brukes for å identifisere skader på økosystemer i ferskvann. Levende organismer er gode "integratorer" for de kjemiske forholdene i deres omgivelser. De kan derfor registrere effekter av kjemiske komponenter som endrer seg raskt og er vanskelige å måle med tradisjonelle målemetoder. De metoder som brukes for å beregne tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til ferskvann bruker kjemiske data og er basert på antagelser om de vannkjemiske forholdene før den antropogene forsureningen fant sted. **Den kritiske kjemiske verdi** er basert på våre kunnskaper om følsomme organismers toleranse overfor vannkjemiske forhold.

3. BEREGNINGSMETODER FOR TÅLEGRENSE

Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for overflatevann; bruk av prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringsmodeller (MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanse-beregninger (PROFILE). De empiriske

vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al. 1990b). Metoden er tidligere beskrevet (Henriksen et al. 1990a), og basislikningene er gitt nedenfor i boksen.

DEN STATISKE VANNKJEMISKE METODE

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) brukes som en kritisk kjemisk verdi for en biologisk indikator. ANC er definert som differansen mellom konsentrasjonene av ikke marine basekationer (BC)* og sterke syrers anioner (AN)*:

$$[\text{ANC}] = [\text{BC}]^* - [\text{AN}]^* = [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - [\text{H}^+] - [\text{Al}^{n+}] \quad (1)$$

hvor $[\text{HCO}_3^-]$ er konsentrasjonen av bikarbonat, $[\text{A}^-]$ er konsentrasjonen av organiske anioner, $[\text{Al}^{n+}]$ er summen av alle positivt ladede aluminiumioner. De ikke marine bidrag er indikert ved en asteriks (*).

Tålegrensen for en innsjø er definert som den opprinnelige avrenning av basekationer $[\text{BC}]_0$ fra nedbørfeltet. Tålegrensen (CL(Ac)) for sterke syrer for en gitt indikator-organisme er gitt ved:

$$\text{CL}(\text{Ac}) = ([\text{BC}]_0^* - [\text{ANC}_{\text{limit}}]) \cdot Q - \text{BC}_d^* \quad (2)$$

hvor $[\text{BC}_0^*]$ er den førindustrielle konsentrasjonen av ikke-marine base kationer, $\text{ANC}_{\text{limit}}$ er den kritiske ANC-konsentrasjon for den aktuelle organisme, Q er årlig middelavrenning og BC_d^* er dagens ikke-marine base kation deposisjon. For å beregne tålegrensen må en verdi for BC_0^* anslås utfra dagens vannkjemi (se Henriksen et al. 1990a).

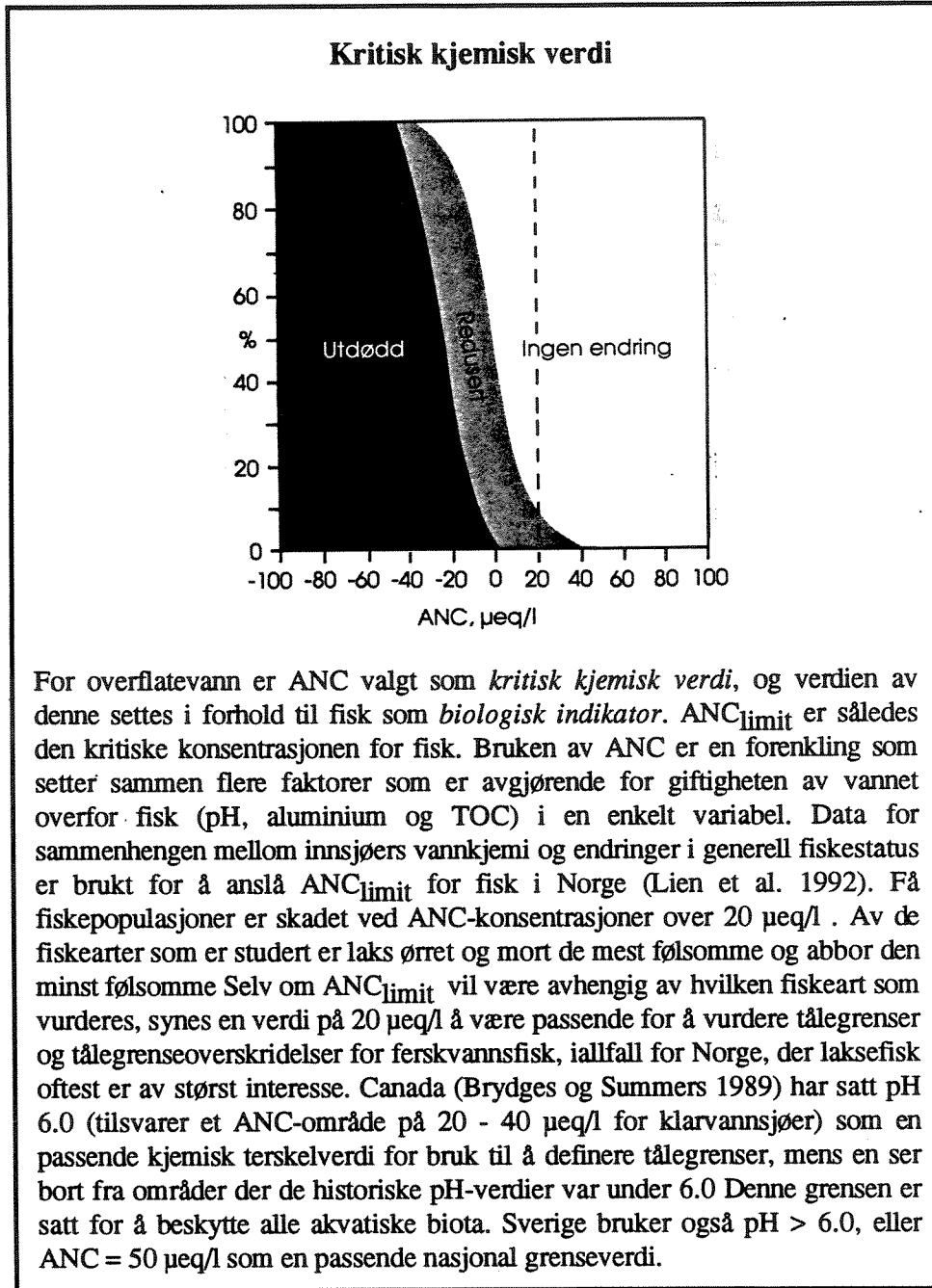
Tålegrenseoverskridelsen for svovel CL_{ex} kan så beregnes ved å sammenlikne tålegrensen beregnet fra likning (2) med dagens ikke-marine sulfat-deposisjon, $\text{SO}_4^*_d$.

$$\text{CL}_{\text{ex}} = \text{SO}_4^*_d - \text{CL}(\text{Ac}) \quad (3)$$

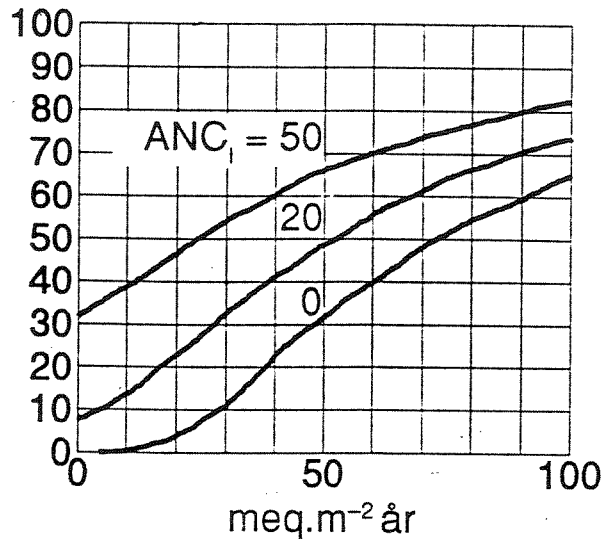
Legge merke til at denne likningen gir tålegrenseoverskridelsen for svovel, idet en antar at nitrogen ikke bidrar til forsureningen av overflatevann. Hvordan en kan ta hensyn til nitrogendeponeringen er diskutert i kapittel 4.

3.1. Valg av kritisk ANC-verdi

For å bestemme tålegrenser for overflatevann må en sette en kritisk kjemisk verdi for en biologisk indikator (se boks 3).



Resultatene fra beregning av tålegrenser vil avhenge av den verdi en velger for ANC_{limit} . Figur 1 viser effekten av å velge forskjellige verdier for ANC_{limit} . Her er frekvensfordelingen av tålegrensene beregnet henholdvis for $ANC_{\text{limit}} = 0, 20$ og $50 \mu\text{eq/l}$. For Norge vil en ANC_{limit} på $50 \mu\text{eq/l}$ føre til at tålegrensen vil være null i mer enn 30% av landets areal (det meste av Syd-Norge). Det betyr at en ANC-verdi på $50 \mu\text{eq/l}$ er høyere enn den "naturlige" over store områder. Selv en ANC_{limit} på $20 \mu\text{eq/l}$ vil føre til tålegrenser på null for 7% av arealet i Norge.



Figur 1. Frekvensfordeling av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann i Norge for tre nivåer av ANC_{limit} (0, 20 og 50 µeq/l)

3.2. Datagrunnlag for kartlegging

Forskjellige rutesystemer er brukt for å kartlegge deponisjon og virkningene på økosystemene. ECE-manualen som brukes for å kartlegge tålegrenser i Europa (Sverdrup et al. 1990) foreskriver ikke en bestemt kartoppløsning, men anbefaler å bruke EMEP-ruter for deponisjon og ruteenheter 0.5^o lengde og 1.0^o bredde eller underruter av disse for økosystemer. Nordisk Ministerråd (NMR) etablerte en gruppe som skulle utarbeide "harmoniserte kart" for de nordiske land (Henriksen et al. 1991), og de brukte en underoppdeling av EMEP-ruten i 3x3 småruter (NILU-ruter, 50x50km) for både deponisjon og tålegrenseberegningene.

For Norge har vi brukt deponisjonsverdiene for NILU-rutene til å beregne tålegrenseoverskridelser. For beregning av tålegrensene har vi imidlertid brukt et rutenett med større oppløsning enn NILU-rutene. Hver 0.50 lengde og 1.00 bredde ble delt opp i 16 underruter. Disse rutene representerer ca. 12x12 km i Sør-Norge og mindre nordover. Deponisjonsverdiene ble anslått for hver av disse rutene ut i fra deponisjonsverdiene for NILU-rutene.

Kart fra M 711-serien (1:50,000) ble brukt for å velge innsjøer og elver som skulle representere vannkjemien i hver rute. Fire av disse kartene dekker en hovedrute. Dataene for den vannkemiske vurderingen var tilgjengelig fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 (SFT 1987), fra overvåkingsprogrammet (SFT 1991) og fra rapporter fra NIVA og andre institusjoner. For deler av Nord-Norge ble det brukt data fra små vassdrag samlet inn av Norges geologiske undersøkelse (NGU) i 1980-årene. I tillegg var det nødvendig å supplere med innsamling av nye prøver fra områder som var dårlig dekket, slik at representative data ble tilgjengelige for alle 2315 underruter i Norge. Alle ruter er arealberegnet utfra det landareal de dekker. Langs kystlinjene er arealet av fastland og øyer beregnet. Langs riksgrensen er bare arealet av ruten som ligger i Norge tatt med. Dette gir grunnlag for å arealberegne områder med gitte tålegrenseverdier og i hvor store arealer tålegrensene er overskredet.

Arealfordelingsprinsippet gir også et godt grunnlag for å beregne regionale og nasjonale kalkingsbehov ved forskjellige scenarier.

Data for prøver samlet inn etter høstsirkulasjonen ble foretrukket (Henriksen et al. 1990a). Alle tilgjengelige data for innsjøer og elver i hver underrute ble sammenliknet og en lokalitet som ble vurdert representativ for ruten ble valgt til å representere hele ruten. For de fleste rutene var det liten variasjon i vannkjemien, fordi geologien ofte varierer lite innen et så lite areal som en rute representerer. Ved større variasjoner innen en underrute ble det mest følsomme område valgt til å representere ruten, hvis det representerte mer enn 25% av rutens areal. Følsomheten ble vurdert utfra en kombinasjon av vannkjemielementer, berggrunnsgeologi og topografi. Tålegrense-dataene for Norge er derfor basert på at vannkjemien tillagt en rute er representativ for hele ruten. Frekvensfordelingsdiagrammer for et gitt areal (f.eks. en EMEP-rute) vil da gi arealfordelingen av de kjemiske egenskaper innen den valgte rute. Denne fremgangsmåte er akseptabel for Norge fordi innsjøer er relativt jevnt fordelt over hele landet. I andre land behøver ikke dette være tilfelle, og da må en bruke de kjemiske fordelingene av de individuelle innsjøene for å fastsette fordelingen innen et større areal. Både de svenske og de finske tålegrense-dataene for overflatevann er basert på et statistisk utvalg av innsjøer utfra gitte kriterier.

4. TÅLEGRENSER FOR NITROGEN

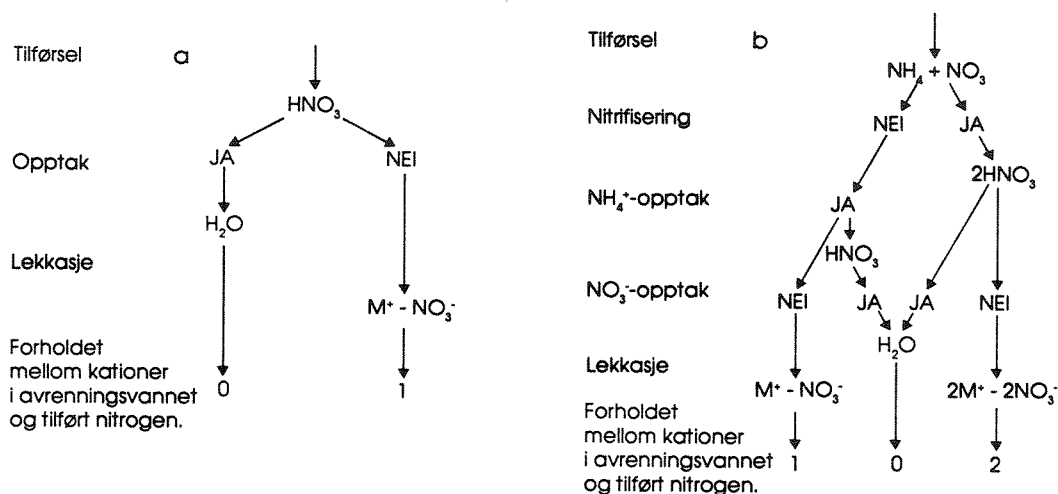
4.1. Bakgrunn

Forurenset luft og nedbør inneholder i tillegg til svovel mye nitrogen i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). I de forsurede områder i Sør-Norge er tilførselene av nitrogen med nedbøren idag 20-30% høyere enn tilførselene av svovel (SFT 1992). Det relative forholdet mellom svovel og nitrogen har økt siden 1980, dvs. at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av ammonium har økt, og at innholdet av svovel i nedbøren har gått noe ned de siste årene (SFT, 1992).

Nitrogen er normalt gjødsel for vegetasjonen, og det meste av nitrogenet som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger tas opp av trær og planter. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Hovedmengden av nitrogenet i nedbøren tilføres i omtrent like store mengder ammonium og nitrat, dvs. som ammoniumnitrat (NH_4NO_3). Figur 2 illustrerer de muligheter som foreligger (Reuss og Johnson, 1986). Hvis ammoniumet tas opp av planter eller mikroorganismer (dvs. at ikke skjer noen nitrifikasjon (figur 2, venstre side)), frigjøres det et H^+ -ion. Dette kan så sammen med nitrationet betraktes som om det ble tilført et mol HNO_3 for hvert mol tilført NH_4NO_3 . Da vil dette virke på samme måte som skissert i figur 1a. Hvis ammoniumet derimot nitrifiseres, dvs. at det oksideres til nitrat i jorda, må en se på høyre side i figur 1b. I dette tilfelle frigjøres det to H^+ -ioner under oksidasjonsprosessen, slik at den totale effekt er som om det tilføres to mol HNO_3 . Igjen foreligger det to muligheter: 1. Hvis alt nitrat nyttiggjøres av planter og mikroorganismer, blir det normalt ingen forsurening. 2. Hvis derimot

alt nitrat renner gjennom og alt ammonium oksideres, fører dette til en forsurening som er dobbelt så stor som fra salpetersyre alene. Dette viser at



Figur 2. Forsuringseffekter på grunn av tilførte nitrogenforbindelser

a) ved tilførsel av salpetersyre (HNO_3).

b) ved tilførsel av ammoniumnitrat (NH_4NO_3).

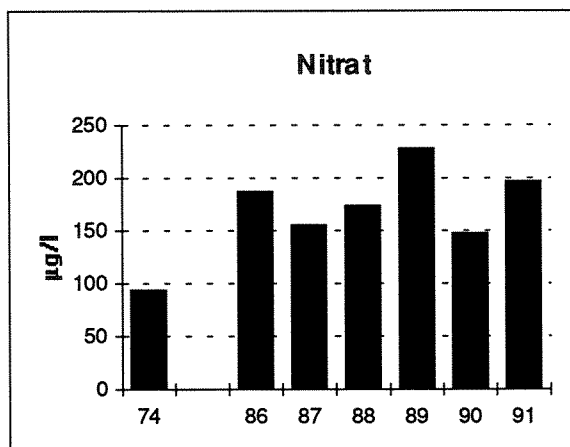
(Etter Reuss og Johnson, 1986).

ammonium kan virke like forsurende som nitrat. Tilførsler av omtrent like mengder ammonium og nitrat gjennom nedbør og tørravsetninger kan derfor i verste fall gi dobbelt så mange mobile anioner som salpetersyre alene. Nedbøren i Sør-Norge har derfor et forsuringspotensiale som er to ganger så stort som sulfat under forutsetning av like mengder sulfat og nitrat+ammonium. *En tilstand der jorda ikke lenger har bruk for noe nitrogen, og der bundet nitrogen i jorda oksideres til nitrat, vil derfor ha meget store følger for forsuringforholdene i avrenningsvannet.*

4.2. Nitrogenforsuring i Norge idag

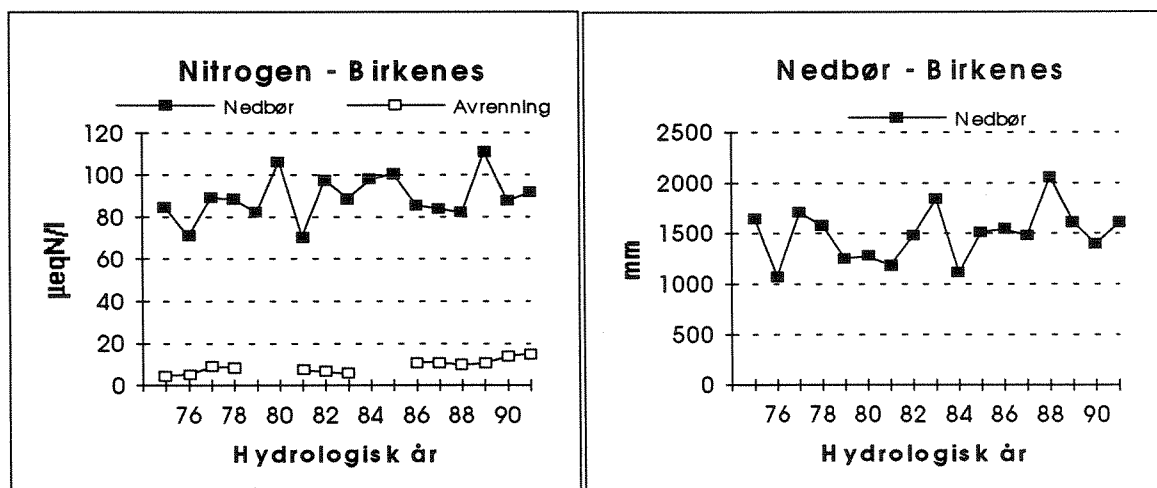
Betydningen av nitrat for forsuring av innsjøer og elver kan illustreres med forholdet mellom konsentrasjonen (i vannmassen) av nitrat og summen av nitrat og sulfat (i uekv/l) (Henriksen og Brakke, 1988): $R = \text{NO}_3 / (\text{SO}_4 + \text{NO}_3)$. Dette forholdet uttrykker nitrations bidrag til forsuringen i vannet. Hvis det tilføres omtrent like mengder svovel og nitrogen gjennom nedbøren (slik som i store deler av Norge), og hverken svovel eller nitrogen blir tatt opp i nedbørfeltet, og alt ammonium blir overført til nitrat, vil dette forholdstallet være 0.50. I mange vassdrag i Sentral-Europa er dette forholdstallet meget høyt (ca. 0,40), og dette tyder på at lite nitrogen idag tas opp i nedbørfeltene i disse områdene. I Tatra-fjellene i Polen viser en nylig gjennomført undersøkelse et forholdstall på 0,41 (Henriksen et al., 1992). I Norge er foreløpig forholdstallet nær 0 på Østlandet og fra og Møre og Romsdal og nordover, men i de sørligste og vestligste fylkene er forholdstallet høyere, opp til ca. 0.3. Dette betyr at opp til 60% av

nitrogenet ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) som tilføres med nedbør og tørravsetninger renner ut i vassdragene som nitrat. Den såkalte "1000-sjøers-undersøkelsen" som ble gjennomført i 1986 (SFT, 1987) viste at i de samme områdene var nitratinnholdet i innsjøene nesten fordoblet siden 1974. I den samme perioden var økningen i nitrogendeposisjon liten. Disse observasjoner kan tyde på at jorda tar opp mindre nitrogen enn før i disse områdene, og nitrogen vil derfor bidra mer til forsureningen enn før. De årlige 100-sjøers undersøkelsene viser at det høye nitratnivået fra 1986 fortsatt holder seg på samme nivå (SFT, 1992) (figur 3).



Figur 3. Årsmidler for nitrat for 14 innsjøer på Sørlandet med data fra 1974/75 og for perioden 1986-1991.

Av de fire feltforskningsområdene som overvåkes i overvåkingsprogrammet (SFT, 1992) er det bare Birkenes som viser en klar tendens til økning i nitratkonsentrasjonene i avrenningsvannet (figur 4), spesielt er årlig veide middelkonsentrasjoner av nitrat på et vesentlig høyere nivå fra og med 1986 enn tidligere. Nitrogenkonsentrasjonene i nedbøren viser ingen klar trend i denne perioden. Nitratøkningen i avrenningen er heller ikke korrelert til de årlige nedbørmengder. Nedbørfeltet i Birkenes er hovedsakelig dekket av skog, og det ble foretatt noe skogshogst i midten av 80-årene. Den økende nitrogenavrenningen kan skyldes dette, men en kan ikke dermed utelukke et "overskudd" av tilført nitrogen.



Figur 4. Årlig veid middelkonsentrasjon av nitrogen i nedbør ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) og i avrenning (NO_3) i feltforskningsområdet i Birkenes (venstre figur) og årlig nedbørmengde i samme område (høyre figur). Et hydrologisk år for Birkenes er perioden 0106 - 0531 (SFT, 1992).

Nitrogenets forsuringspotensiale er, som nevnt ovenfor, større enn dagens bidrag fra svovel. Det er derfor viktig å få avklart den potensielle betydning for forsuringsutviklingen som ligger i de luftbårne nitrogenforbindelsene. Å forutsi den fremtidige lekkasje av nitrogen fra jorda er meget vanskelig. Utfra de observerte data er det imidlertid grunn til bekymring når det gjelder nitrogenets fremtidige betydning i forsuringssammenheng i Norge.

4.3. Beregning av tålegrenser for nitrogen

Det er generelt akseptert at nitrogen i form av nitrat i avrenningsvannet indikerer at det har skjedd en forsuring. Brydges og Summers (1989) har definert "net acidifying potential" (NAP) for atmosfærisk nedfall til terrestriske økosystemer på følgende måte:

$$\text{NAP} = ([\text{SO}_4^{2-}] - [\text{Ca}^{2+}] - [\text{Mg}^{2+}])_{\text{nedbør}} + [\text{NO}_3]_{\text{avrenning}} \quad (5)$$

For å bruke denne enkle likningen må en rekke forutsetninger tilfredsstilles. For det første må SO_4^{2-} være fullstendig mobil, dvs. at ionet ikke holdes igjen i jord og vegetasjon. For det andre antar likningen at tilført nitrogen reagerer med økosystemene slik at vi kan bruke en avrenningsterm. For det tredje ser vi bort fra at NH_4^+ finnes i avrenningsvannet. Den fjerde og siste antagelsen er at ingen andre ioner i nedbøren har noen innflytelse på forsuringssammenhengene i jorda. Det er derfor åpenbart at en ikke bare kan legge sammen S og N-avsetningen for å få et mål for tilført syre for bruk i tålegrensedefinisjonen.

I likning (5) er nitrogenet tatt i betraktning som forsurende element i den utstrekning den lekker ut idag. I tålegrensesammenheng er dette en riktig måte å betrakte nitrogen på hvis nitrogenlekkasjen ikke vil endre seg i fremtiden. I begrepet *potensiell asiditet* (*potential acidity*) (e.g. Sverdrup *et al.*, 1990) antas alt nitrogen som forsurende untatt den delen som holdes tilbake i nedbørfeltet i form av vegetasjonsopptak og immobiliseringsmekanismer:

$$\text{CL}(\text{Ac}_{\text{pot}}) = \text{N}_{\text{upt}} + \text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_{\text{w}} - \text{BC}_{\text{upt}} - \text{ANC}_{\text{limit}} \quad (6)$$

der N_{upt} og BC_{upt} er netto opptak av henholdsvis nitrogen og basekationer, BC_{w} er forvitringen, BC_{dep}^* er den ikke-marine delen av basekationedeposisjonen og $\text{ANC}_{\text{limit}}$ er den kritiske ANC-verdi for den aktuelle biologiske indikator. Termen $(\text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_{\text{w}} - \text{BC}_{\text{upt}})$ gir lekkasjen av basekationer og kan beregnes fra vann- eller jordkjemiske data (Sverdrup *et al.* 1990, Posch *et al.*, 1992). De to begrepene, *NAP* og *potensiell asiditet*, gir antagelig minimums- og maksimumsverdiene for den fremtidige effekten av nitrogen. Dagens nitrogenlekkasje underestimerer åpenbart nitrogenets fremtidige forsuringseffekt, mens likningen for potensiell asiditet (likning 6) mest sannsynlig overestimerer effekten fordi N_{upt} ikke er det eneste nitrogensluket i et nedbørfelt. Nitrogenets reelle fremtidige forsuringsvirkning ligger derfor mellom disse to ytterpunktene.

For å anvende den statiske vannkjemiske metode for beregning av overskridelse av tålegrenser for både svovel og nitrogen må modellen modifieres. Den opprinnelige likningen for beregning av tålegrensen for sterke syrer er (likning 2):

$$\text{CL}(\text{Ac}) = ([\text{BC}]_0^* - [\text{ANC}_{\text{limit}}]) \cdot Q - \text{BC}_{\text{d}}^* \quad (2)$$

og ved å bruke likning (3) kan overskridelsen for svovelasiditet beregnes. Denne modellen kan modifiseres til å betrakte både svovel og nitrogen asiditet.

I dagens situasjon er nitratlekkasjen ut av nedbørfeltet, N_{le} lik summen av N-kilder minus summen av N-sluk:

$$N_{le} = N_{dep} - N_{den} - N_{upt} - N_{imm} - N_{ret} - N_{exp} \quad (7)$$

N_{dep} = total N-deposisjon

N_{den} = N tapt ved denitrifikasjon

N_{upt} = skogens netto N-opptak

N_{imm} = immobilisert N i nedbørfeltet

N_{ret} = N-retensjon i innsjøen

N_{exp} = organisk N-transport ut av nedbørfeltet.

Dagens overskridelse for sterke syrer kan derfor bli uttrykt som

$$Ex(Ac) = S_{dep}^* + N_{le} - BC_{dep}^* - CL(Ac) \quad (8)$$

der S_{dep}^* er den totale svoveldeposisjonen og N_{le} er dagens nitratavrenning. Denne kan bestemmes utfra dagens nitratkonsentrasjon i innsjøen og årlig avrenning.

For å forutsi fremtidige situasjoner må størrelsen av de kinetiske variable N_{den} , N_{imm} og N_{ret} kunne beregnes. For dette formål må en anvende kinetiske modeller. En slik modell er beskrevet av Posch et al. (1992) og er blitt anvendt på vannkjemiske data for Norge, Sverige og Finland (Henriksen et al. in prep.).

4.4. Bakgrunnskonsentrasjoner for nitrat i innsjøer

For å anvende likning (8) for beregning av dagens tålegrenseoverskridelse for sterke syrer i en innsjø må vi ha et mål for den naturlige bakgrunnskonsentrasjon av nitrat.

Nitrogen som tilføres gjennom nedbøren tas som nevnt ovenfor opp av vegetasjonen, fordi nitrogen er et minimumstoff i jorda. I overflatevann, derimot, er det fosfor og ikke nitrogen som oftest er minimumsstoffet. Derfor vil den økede nitratavrenningen fra jorda ikke forbrukes biologisk i overflatevannet. Dette vil medføre en øket konsentrasjon av mobile anioner og dermed en øket vannforsuring. En forutsetning for at nitrogenet skal tas opp av vegetasjonen er at nitrogenet i nedbøren kommer i tilstrekkelig kontakt med jorda slik at vegetasjonen kan nyttiggjøre seg nitrogenet. Dette vil være tilfelle for innsjøer der nedbørfeltet er dekket av et relativt tykt jordsmonn, slik det normalt er i lavereliggende strøk i landet. I områder der nedbørfeltene har tynt jordsmonn og bart fjell kan kontakttiden være for kort til at alt nitrogen kan nyttiggjøres. Her vil en derfor kunne vente å finne målbare nitratkonsentrasjoner selv under vekstperioden om sommeren. Den såkalte "bakgrunns-konsentrasjonen", dvs. den nitratkonsentrasjonen en finner i innsjøer i områder med normale atmosfæriske tilførsler av nitrogen vil derfor ikke være konstant, men avhengig av nedbørfeltenes karakter.

Tabell 1. Gjennomsnittskonsentrasjoner for noen kjemiske komponenter i 69 innsjøer som ligger over 300 moh i områder i Norge som mottar lite sur nedbør. Verdier for atmosfærisk avsetning er også gitt.

| Komponent | Middel-verdi | Standard-avvik | Minimum-verdi | Maksimum-verdi |
|--|--------------|----------------|---------------|----------------|
| <i>Innsjø</i> | | | | |
| pH | 6,14 | 0,32 | 5,08 | 6,70 |
| Ca mg/l | 0,64 | 0,27 | 0,22 | 1,37 |
| Mg " | 0,24 | 0,13 | 0,06 | 0,62 |
| Na " | 1,39 | 0,86 | 0,38 | 4,23 |
| Cl " | 2,32 | 1,72 | 0,20 | 8,20 |
| SO ₄ " | 1,42 | 0,56 | 0,6 | 3,3 |
| SO ₄ * " | 1,10 | 0,58 | 0,4 | 3,1 |
| NO ₃ µgN/l | 13 | 13 | 1 | 60 |
| TOC mgC/l | 1,24 | 1,31 | 0,10 | 5,50 |
| Avr. l/km ² s | 54 | 21 | 14 | 120 |
| <i>Avsetning</i> | | | | |
| S _{den} gS/m ² år | 0,32 | 0,09 | 0,19 | 0,53 |
| NO _{den} gN/m ² år | 0,15 | 0,07 | 0,03 | 0,30 |
| NR _{den} gN/m ² år | 0,17 | 0,06 | 0,06 | 0,28 |

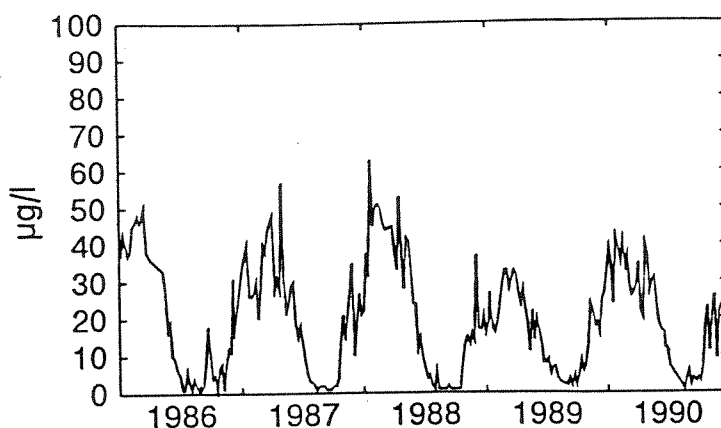
Nitratkonsentrasjonene i innsjøer som ligger i områder som mottar lite sur nedbør, slik som i Nordvest- og Nord-Norge (unntatt Øst-Finnmark) er lave (tabell 1). Her er konsentrasjonene av nitrat mellom 1 og 60 µgN/l (0-4 µeq/l) i prøver samlet inn om høsten. Det er en signifikant positiv korrelasjon mellom NO₃-konsentrasjon og avrenning (R=0.27 for 82 observasjoner). Variasjonen i avrenning for de innsjøene som er brukt i analysen er stor (14-120 l/km² sek). Antar vi at disse forhold gjelder alle deler av Norge kan vi anta at nitratkonsentrasjoner over 60 µg/l om høsten vil indikere noe lekkasje av atmosfærisk tilført nitrogen fra nedbørfeltet. Den ikke-marine sulfatkonsentrasjonene i disse områdene er gjennomsnittlig ca. 1mg/l, dvs. 20 µeq/l. Følgelig bidrar nitrat normalt veldig lite til konsentrasjonen av sterke syrers anioner i norske innsjøer som ligger i områder med lite forurenset nedbør.

Under 1000-sjøers undersøkelsen ble prøvetakingen gjennomført om høsten, dvs. på en tid da nitrogenopptaket er lite. Det kan derfor forventes at konsentrasjonene av nitrogen da var høyere enn under vekstperioden. Figur 4. viser at variasjonene i nitrogenkonsentrasjonene i Nauståa ved Kårvatn følger årstidene klart. Disse nivåene er stabile fra år til år og gjenspeiler typiske årstidsvariasjoner for områder som mottar lite sur nedbør. Verdiene er nær null under vekstsesongen, og stiger til ca. 20-30 µg/l (1.5-2 µekv/l) om høsten og opp til 60 µg/l (ca. 4 µekv/l) under vinteren. Høstverdien ligger nær middelverdien for innsjøene i de "upåvirkede" fylkene (tabell 1.). En "bakgrunnsverdi" om høsten på ca. 30 µg/l (2 µekv/l) for oligotrofe, lite påvirkede innsjøer uten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet synes derfor rimelig. Setter vi derfor bakgrunnskonsentrasjon for nitrat i norske innsjøer til 60 µg/l (4 µeq/l), underestimerer vi sjelden det naturlige bidraget til nitratkonsentrasjonen.

For å beregne N_{le} i likning 8 kan vi derfor bruke følgende formel:

$$N_{le} = (NO_{3t} - NO_{30}) * Q = (NO_{3t} - 4) * Q \quad (9)$$

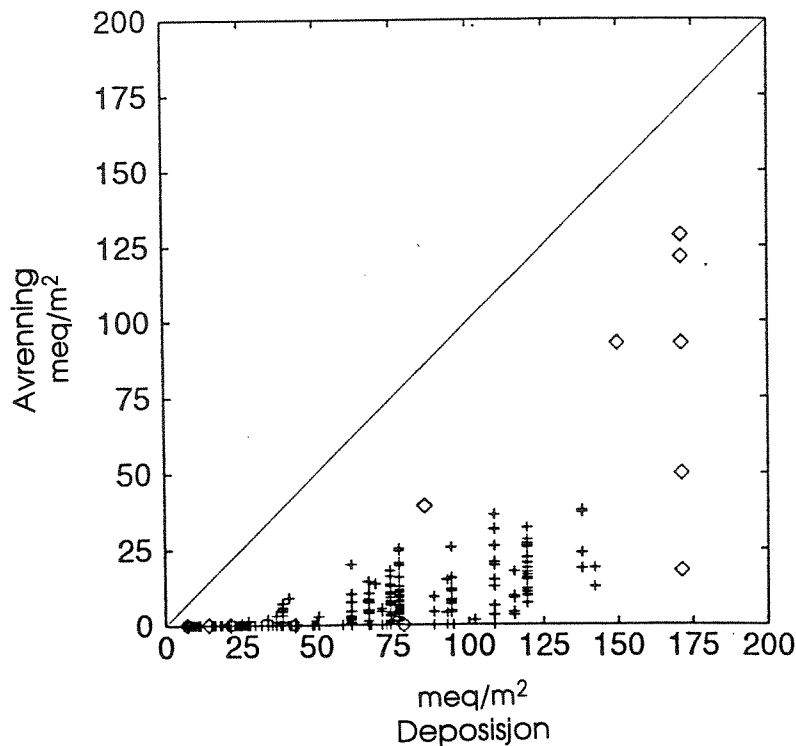
der $\text{NO}_3\text{-t}$ er dagens nitratkonsentrasjon i $\mu\text{eq/l}$ og Q er årlig middelavrenning. Hvis $\text{NO}_3\text{-t} < 4$, settes den lik 4.



Figur 4. Sesong- og år til år-variasjoner i $\text{NO}_3\text{-t}$ -konsentrasjoner I Nauståa ved Kårvatn, Møre og Romsdal.

Konsentrasjonene av total organisk karbon i avrenningsvannet reflekterer i Norge ganske godt skogs"tettheten" i et nedbørfelt. Derfor bør nitrogenretensjonen gjennom næringsopptak fra jorda være korrelert til TOC-konsentrasjonen i avrenningen. En multippel regresjonsanalyse av innsjøer ($N=308$) beliggende over 300 moh og avrenningsverdier mellom 20 og 60 l/km^2 sek. viste at 71% av variansen i nitratkonsentrasjonene i innsjøene kunne forklares av: 1) TOC i innsjøen (t-verdi -7.6), 2) H^+ -konsentrasjonen i innsjøen (t-verdi 5.7), 3) nitrat-konsentrasjonen i nedbøren (t-verdi 4.3), og 4) konsentrasjonene av labilt aluminium i innsjøen (t-verdi 3.2). Klarvannsjøer vil derfor normalt ha høyere konsentrasjoner av nitrat enn humusholdige sjøer med samme atmosfæriske belastning.

Konsentrasjonene av sulfat og basekationer i innsjøer som prøvetas etter høstsirkulasjonen gir et godt estimat av den veide årlige middelkonsentrasjonen (Henriksen et al. 1990). Antar vi at dette også gjelder for nitrat, kan vi beregne den årlige nitratavrenningen for innsjøer som var inkludert i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 (SFT, 1987). Den ovenfor anslåtte "bakgrunns"-konsentrasjonen for nitrat på 60 $\mu\text{gN/l}$ ble trukket fra innsjøkonsentrasjonen og den årlige nitratavrenningen ble beregnet for 365 innsjøer beliggende over 300 moh og som hadde TOC-konsentrasjoner under 2 mg/l . Innsjøer med høy TOC-verdi ble ikke tatt med på grunn av den høye negative korrelasjonen mellom nitratavrenningen og TOC-konsentrasjonen i innsjøen. Resultatene passer godt inn i det kjente Nilsson-diagrammet (figur 5) og viser en bred variasjon i nitrogenretensjonen i de undersøkte nedbørfeltene, men de innsjøer som har høyest nitratavrenning finnes bare blant de som har de høyeste nitrattilførslene (figur 5). Ingen sjøer viser målbare avrenningsverdier når nitrogenavsetningen er under 25-30 meq/km^2 år (3.5-4 kgN/ha.år).



Figur 5. Nitrat i avrenning fra og nitrogendeposisjon til innsjøer og deres nedbørfelt i Norge som ligger over 300 moh og som har en TOC-konsentrasjon < 2 mgC/l (kryss) avsatt i det klassiske diagrammet gitt i Nilsson (1986) (diamanter). Ett av de opprinnelige punktene er utelatt (Erzgebirge, Tsjekkoslovakia).

5. RESULTATER

5.1. Kartfremstilling

Det er hensiktsmessig å bruke farger når en skal gi en regional fremstilling av tålegrenser og hvor disse er overskredet. Vi har valgt å dele verdiene for de aktuelle parametre i ti intervaller og gi hvert intervall sin farge fra rødt til blått (fig. 10 til 12). For beregningene av disse kartene er ANC_{limit} satt lik 20 $\mu\text{ekv/l}$. Rødt betegner den laveste tålegrense eller den høyeste overskridelse, mens blått angir de beste forhold. Alle verdier er uttrykt både i $\text{kek}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ og i $\text{gS}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$, men med felles fargekoder. Kartene er utarbeidet i nært samarbeid med Norsk institutt for jord og skogkartlegging (NIJOS).

5.2. Tålegrenser

Tålegrensene for tilførsler av sterke syrer til overflatevann er vist i figur 10. De laveste tålegrensene finner en i Sør-Norge, spesielt på Sør- og Vestlandet, men betydelige områder i de nordligste fylkene har også lave tålegrenser.

Når tålegrensene for overflatevann beregnes utfra ECE's manual kan tålegrensen bli negativ. Dette fremgår av likning 2 i boks 2 som brukes for å beregne tålegrensen ($CL(Ac)$):

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

hvor $[BC]^*_0$ er den opprinnelige basekationkonsentrasjon i innsjøen, $[ANC_{limit}]$ er den kritiske ANC-konsentrasjon for den valgte biologiske indikator, Q er årlig middelvannføring, og BC^*_d

er den ikke-marine basekationdeposisjon. *Likningen viser at hvis $[BC]^*_0$ er mindre enn $[ANC_{limit}]$ vil tålegrensen bli negativ.* For Norge har vi som nevnt ovenfor valgt $[ANC_{limit}] = 20 \mu\text{ekv/l}$ for å beskytte fisk generelt, slik at hvis $[BC]^*_0$ er under 20 vil tålegrensen bli negativ. Dette betyr at vi ber om bedre forhold i innsjøen enn naturen kan frembringe: dvs. at de naturlige forhold var slik at den opprinnelige ANC-konsentrasjonen var lavere enn den vi forlanger for å beskytte fisken. Det er mange innsjøer som fra naturens side vil gi en negativ verdi for tålegrensen. Slike sjøer var nødvendigvis ikke fisketomme før de ble tilført sur nedbør, men det er sannsynligvis slike sjøer som først mistet sine fiskebestander, og det kan ha skjedd allerede tidlig i dette århundre. *Slike sjøer bør derfor tillegges en tålegrense på null,* dvs. at de ikke tåler noen tilførsler av sur nedbør.

Tabell 2 gir den arealmessige fordeling av tålegrensene når en forlanger at alle vann skal ha minst $20 \mu\text{eq/l}$ ANC (Alkalitet for klarvannsjøer). Det fremgår at at hele 23.000 km^2 (7%) av Norges areal har en tålegrense på under null. I de 23.000 km^2 er de naturgitte forhold slik at innsjøene opprinnelig hadde ANC-verdier under $20 \mu\text{eq/l}$.

Tabell 2 Arealfordeling av tålegrenser for sterke syrer i Norge beregnet med $ANC_{limit} = 20 \mu\text{eq/l}$.

| CL-intervall kekv/ km^2 år | Areal km^2 | Prosent |
|--|------------------------|---------|
| <0 | 23.300 | 7.3 |
| 0 - 25 | 66.400 | 20.7 |
| 25 - 50 | 65.500 | 20.4 |
| 50 - 75 | 43.700 | 13.7 |
| 75 - 100 | 29.600 | 10.4 |
| >100 | 88.300 | 27.5 |

Ut fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 finner vi at 128 innsjøer har en negativ tålegrense, mens for Sverige og Finland er de tilsvarende tall henholdsvis 18 av 4000 sjøer og 4 av 1450 sjøer (tabell 3). Dette viser at norske innsjøer generelt er vesentlig mer forsuringfølsomme enn innsjøene i de øvrige nordiske land. Dette skyldes som nevnt ovenfor de geologiske og jordbunnskjemiske forhold.

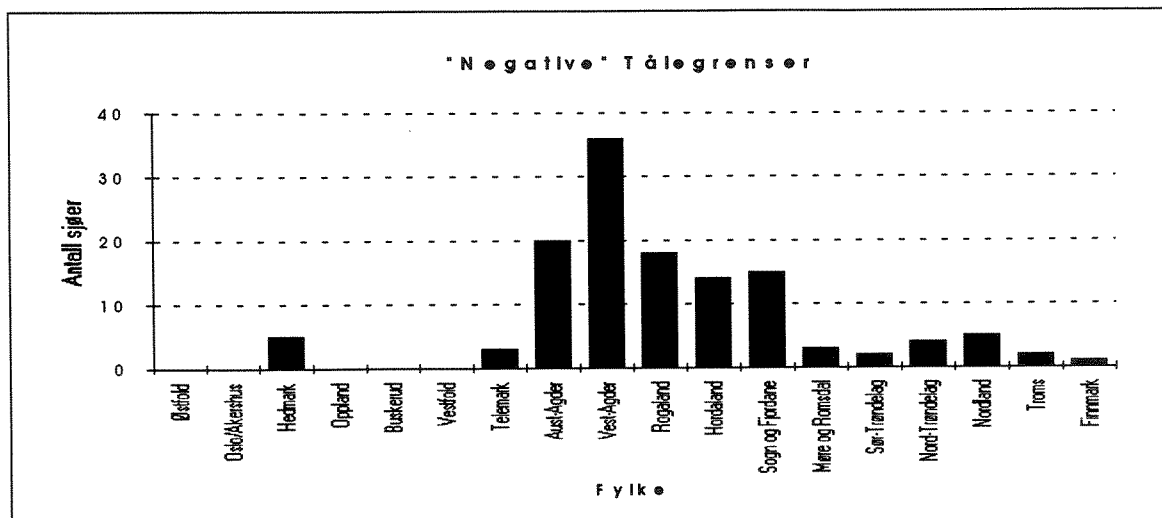
Tabell 3 viser den vannkjemiske sammensetningen av innsjøer med "negative" tålegrenser for Norge, Sverige og Finland. pH og de ikke-marine konsentrasjonene av sulfat og summen av kalsium og magnesium er faktisk tilnærmet identiske. Kloridkonsentrasjonene reflekterer at de norske innsjøene er mer sjøvannspåvirket enn de finske og svenske sjøene. De finske innsjøene har lavest nitratkonsentrasjon. Tålegrensen er lavest i de norske innsjøene fordi avrenningen er fem ganger høyere i de norske sjøene enn i de svenske og finske sjøene. Innholdet av organisk stoff (TOC) er vesentlig lavere i Norge enn i de to andre landene. Dette tyder på at i Norge er det

Tabell 3. Middelerverdier for noen komponenter for innsjøer med "negative" tålegrenser i Norge, Sverige og Finland. Dataene er for Norge fra 1000-sjøers undersøkelsen 1986 (Henriksen et al., 1988), for Sverige fra Bernes (1991) og for Finland fra Forsius et al. (1990).

| Komponent | Norge | Sverige | Finland |
|-----------------------------------|-------|---------|---------|
| pH | 5.08 | 5,09 | 5.10 |
| Ca*+Mg*, µeq/l | 15 | 14 | 18 |
| SO ₄ *, µeq/l | 33 | 30 | 34 |
| TOC, mg/l | 0.9 | 4.7 | 4.0 |
| NO ₃ , µg/l | 108 | 80 | 17 |
| CL-20, meq/m ² .år | -11 | -2 | -1 |
| Avrenning, l/km ² .sek | 66 | 13 | 12 |
| Antall sjøer | 128 | 18 | 4 |
| Prosent | 13 | 0.4 | 0.3 |

hovedsakelig klarvannsjøer som har negative tålegrenser, mens i Sverige og Finland er også humussjøer med i bildet. Innsjøer med negativ tålegrense representerer 13% av sjøene i den norske undersøkelsen, mens de bare representerer henholdsvis 0.4% og 0.3% i Sverige og Finland. Dette reflekterer igjen den store forskjellen i følsomhet i de tre nordiske landene. Negative tålegrenser finner en bare for innsjøer med lave konsentrasjoner av basekationer og ligger vanligvis i områder med granitt og gneiss i berggrunnen. Dette gjelder alle tre land. Norge har klart de fleste innsjøer med negative tålegrenser, noe som kan tilskrives tynnere jordsmonn og høyere avrenning. Innsjøer med negative tålegrenser er typisk klarvannsjøer, men TOC-innholdet er generelt høyere i Sverige og Finland enn i Norge, vesentlig på grunn av lavere avrenning i de to første landene.

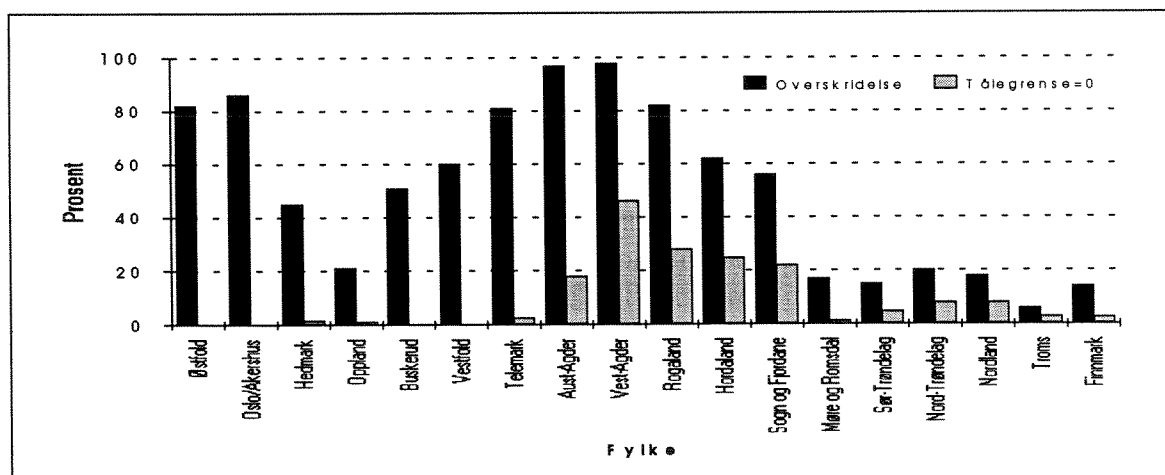
Av de 128 innsjøene som var med i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 med negativ tålegrense ligger de fleste i Agder-fylkene, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane (figur 6), mens ingen av fylkene på Østlandet untatt Hedmark har innsjøer med negative tålegrenser. Dette kan forklares med at jordsmonnet er tykkere og nedbørmengdene lavere på Østlandet enn ellers i landet.



Figur 6. Fordeling av innsjøer (fra 1000-sjøers-undersøkelsen 1986) med "negative" tålegrenser på fylker.

5.3. Overskridelser av tålegrenser

Som nevnt i kapittel 2 må dagens overskridelse av tålegrensene for tilførsler av sterke syrer beregnes både for syre fra svovelforbindelser og for summen av syre fra svovel og nitrogen slik som angitt i likningene (3) og (8). Resultatene av disse beregninger er fremstilt i kartene i figur 11 og 12. Totalt er tålegrensen for svovel overskredet i et areal på ca. 117.000 km² i hele Norge. Tar vi hensyn til dagens nitrogenlekkasje øker arealet til 121.000 km². Den beskjedne økningen skyldes hovedsakelig at der hvor nitrogenlekkasjen idag er størst, er tålegrensen for svovel allerede overskredet. Figur 7 gir en oversikt over den fylkesmessige arealfordeling av områder der tålegrensen for svovel er overskredet. Prosentvise arealer for negative tålegrenser for hvert fylke er også angitt. I alle fylker er tålegrensene overskredet. De største arealmessige overskridelser finner en i Agderfylkene der tålegrensene praktisk talt er overskredet over hele arealet. Også i Østfold, Akershus/Oslo, Telemark og Rogaland er det store arealmessige overskridelser. Naturlig nok finner en også de største prosentvise arealer med tålegrense null i de mest følsomme fylkene fra Aust-Agder til og med Sogn og Fjordane.



Figur 7. Arealmessige overskridelser av tålegrenser på fylkesbasis. Prosent areal med "negative" tålegrenser er også angitt.

NORGE - TILFØRSLER AV STERKE SYRER

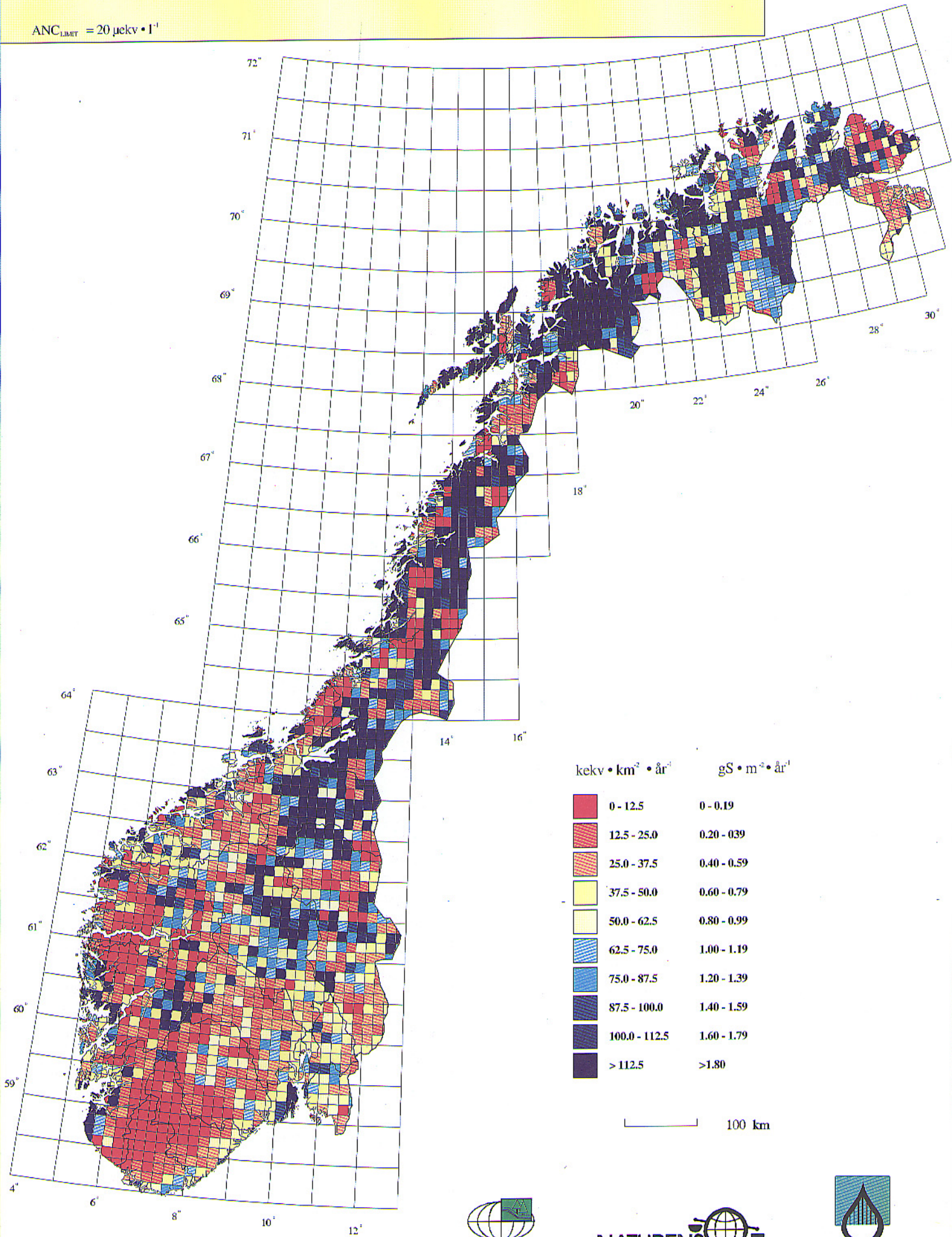
**FARGEKART FOR TÅLEGRENSER OG OVERSKRIDELSER AV
TÅLEGRENSER FRO SVOVEL OG NITROGEN**

**Fargekartene er vist på de tre neste sidene.
Figurtekstene er gitt nedenfor.**

- Figur 8. Tålegrenser for tilførsler av sterke syrer i Norge. Tålegrensene er beregnet utfra $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{eq/l}$, dvs. at de biologiske indikatorer (fisk, bunndyr) tåler konsentrasjoner av ANC ned til $20 \mu\text{eq/l}$. Tålegrensene er oppgitt både i $\text{keq/km}^2\cdot\text{år}$ og i $\text{gS/m}^2\cdot\text{år}$.
- Figur 9. Områder i Norge der tålegrensen for svovel idag er overskredet (gul-rød) og ikke er overskredet (lys-mørk blå).
- Figur 10. Områder i Norge der tålegrensene for svovel og nitrogen idag er overskredet (gul-rød) og ikke er overskredet (lys-mørk blå).

Tålegrenser - overflatevann

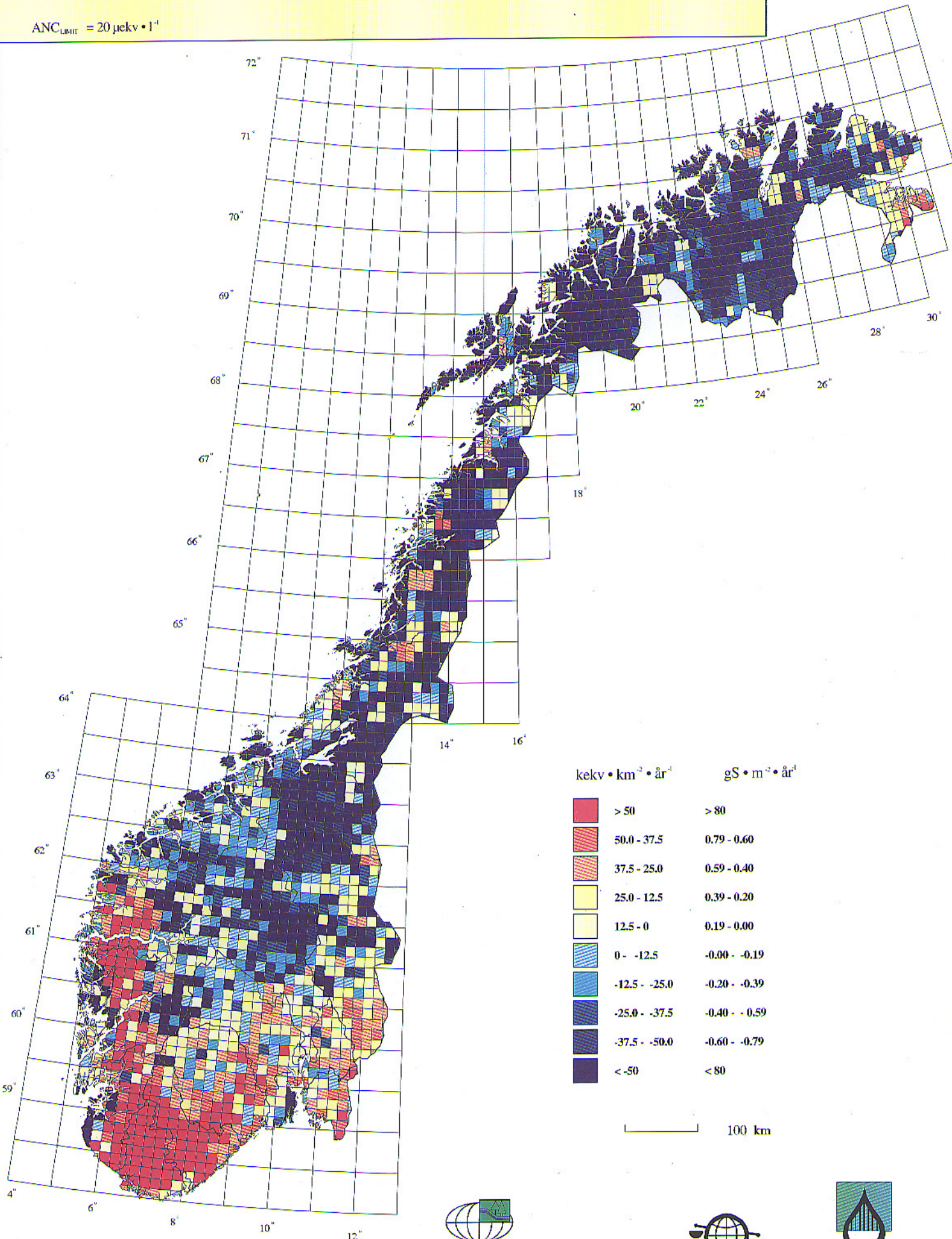
$ANC_{LIMIT} = 20 \mu\text{ekv} \cdot \text{l}^{-1}$



Øverskridelser av tålegrenser - overflatevann

Verdier for svovel

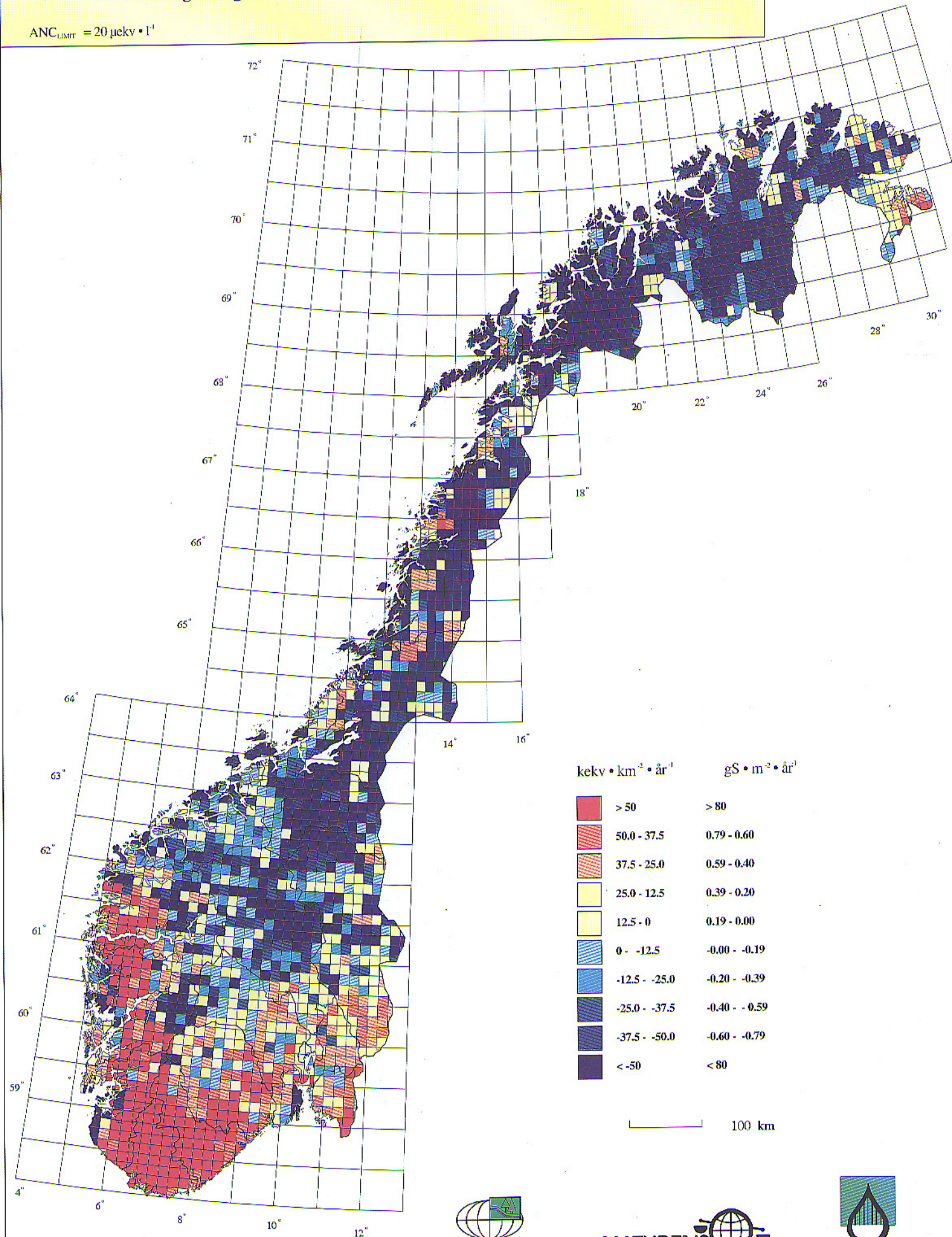
$ANC_{LIMIT} = 20 \mu\text{ekv} \cdot \text{l}^{-1}$



Overskridelser av tålegrenser - overflatevann

Verdier for svovel og nitrogen

$ANC_{LIMIT} = 20 \mu\text{ekv} \cdot \text{l}^{-1}$



6. PROGNOSE

6.1. Konsekvenser av forskjellige miljøbelastningsmål

Myndighetene har pr. idag ikke tatt standpunkt til hvilket miljømål en vil arbeide for. Det er derfor ikke mulig å utarbeide reelle scenarier på det nåværende tidspunkt. Vi har imidlertid foretatt noen enkle beregninger av konsekvensene for to mulige miljøbelastningsmål: **0.3 gS/m²×år** og **0.5 gS/m²×år** ved to kjemiske kriterier, ANC_{limit} = 0 og = 20 µeq/l (tabell 4). Beregningene er utført slik at der hvor dagens belastning er over det gitte miljømål er den redusert til miljømålet, mens der dagens belastning er under miljømålet er dagens belastning beholdt.

Tabell 4. Areal der tålegrensene for svovel er overskredet ved to gitte miljømål for to kjemiske kriterier (Henriksen, 1992).

| Miljøbelastningsmål | 0.3 gS/m ² /år | | 0.5 gS/m ² /år | |
|--|----------------------------|-----------|----------------------------|-----------|
| | ANC _{limit} µeq/l | | ANC _{limit} µeq/l | |
| | 0 | 20 | 0 | 20 |
| Areal overskredet etter svovelreduksjon, km ² .10 ⁻³ | 8 | 29 | 69 | 92 |
| Areal overskredet idag, km ² .10 ⁻³ | 69 | 117 | 69 | 117 |

Tabellen viser at et miljømål på 0.3 gS/km²×år vil gi en vesentlig reduksjon av overskredet areal, fra henholdsvis 69.000 km² til 8.000 km² for ANC_{limit} = 0 µeq/l, og fra 117.000 km² til 29.000 for ANC_{limit} = 20 µeq/l. For miljømålet 0.5 gS/m²×år er effekten vesentlig mindre, velges ANC_{limit} = 0 µeq/l er effekten ubetydelig. Velger vi miljømålet 0.3 gS/m² år må en forholde seg til et areal mellom 8.000 og 29.000 km² med hensyn til fortsatte forsureningskader. Det er ikke realistisk å regne med reduksjonsscenarioer som vil gi akseptable forhold for fisk i hele Norge. En må derfor vurdere hvordan en skal forholde seg til de områder som fortsatt vil være skadet ved et gitt akseptert miljømål for Norge.

Strategien for de arealene som fortsatt vil være skadet ved et gitt miljømål kan deles opp i følgende delmål:

1. Kalking
2. Utsetting av stedegen eller stedegnet fisk.
3. Kombinasjon av 1 + 2 (reproduksjon).
4. "Avskriving" av vassdrag som ikke stellbare

Kalking er kanskje den strategien som kan være mest aktuell i de fleste områder, men også utsetting av stedegne og stedegnede aurestammer eller bekkerøye kan være aktuelt der vannkvaliteten er akseptabel for en slik strategi. Resultatene fra f. eks. REFISH-prosjektet indikerer at dette kan være en fruktbar vei å gå. For de sureste områdene kan det være realistisk å "avskrive" endel vassdrag som uaktuelle, på grunn av stort kalkbehov. Dette vil spesielt være aktuelt for de områder der tålegrensene er negative for ANC_{limit} = 20 µeq/l (se

ovenfor). Også andre kriterier kan være avgjørende for avskriving av enkelte områder, f. eks. på grunn av utilgjengelighet.

7. DISKUSJON

Den vannkjemiske metoden som er anvendt her inkluderer, som alle andre modeller som beskriver komplekse økosystemer, forskjellige kilder til usikkerhet. Disse usikkerhetene skyldes hovedsakelig 1) modellstrukturen og de valgte parametre, 2) usikkerheten i de analytiske resultatene, og 3) sammenhengen mellom vannkjemisk og biologiske indikatorer. Metoden er imidlertid meget enkel og gir et godt estimat av situasjonen ved likevekt., men den kan ikke beskrive tidsaspektet i forsurningsprosessene. For å si noe om tidsaspektet må en bruke dynamiske modeller. En av disse er MAGIC-modellen (Cosby et al. 1985). Kjenner en både vann- og jordkjemiske data for en innsjø og dens nedbørfelt kan denne brukes for å fremstille tidsaspektet ved forskjellige depositions-scenarier. Wright (1992) har anvendt MAGIC-modellen på bl.a. to innsjøer i Norge. Hovvatn i Aust-Agder hører til gruppen med "negativ" tålegrense, dvs at den opprinnelig hadde mindre enn $ANC = 20 \mu\text{eq/l}$. Dagens svoveldeposisjon til Hovvatn er idag ca. $1.4 \text{ gS/m}^2\cdot\text{år}$. Reduserer vi svoveldeposisjonen til $0.3 \text{ gS/km}^2\cdot\text{år}$ får vi en utvikling som sier at det ikke er sannsynlig at Hovvatn vil kunne opprettholde en fiskebestand i fremtiden uten kalkingstiltak, selv med et så ambisiøst miljømål som $0.3 \text{ gS/km}^2\cdot\text{år}$. Det andre eksemplet er fra Dalvatn i Sør-Varanger i Øst-Finnmark som påvirkes av smelteverket i Nikel i Russland. Her har belastningen vart i vesentlig kortere tid, siden 50-årene, og en opprettholdelse av dagens belastning vil føre til uholdbare forhold for fisk i neste århundre. Blir imidlertid Nikel nedlagt forutsier MAGIC-modellen at konsenkvensene i form av bedret vannkvalitet vil melde seg i løpet av kort tid. Disse to eksemplene illustrerer at hvis svoveldeposisjonen har foregått over mange dekadere, vil det ta lang tid for systemet å komme seg, men der hvor belastningen ikke har vart så lenge tar det vesentlig kortere tid før forbedringene inntreffer. Valg av strategi for forsurrede områder ved et gitt miljømål vil derfor også være avhengig av hvor lenge innsjøene har vært utsatt for sur nedbør.

Kunnskapen om dose/respons-forholdet for overflatevann øker. Fiskens respons overfor endringer i vannkjemisk er idag godt dokumentert, men skogens respons på endringer i jordkjemisk er mindre godt dokumentert. De faktorer som bestemmer skogens helse og vekst er langt mindre kjent enn de faktorer som avgjør fiskens helse og vekst. En vesentlig faktor som skiller disse to reseptorer er variasjoner i klima. Skogen er utsatt for store klimatiske variasjoner, som lufttemperatur, vind og jordens fuktighet, og det kan ofte være vanskelig å skille mellom naturlige variasjoner i økosystemet fra effekter av eksterne påvirkninger. Fisken lever imidlertid i et vesentlig mer stabilt system som ikke utsettes for dramatiske endringer på grunn av klimavariasjoner, selv i små vassdrag. Hovedkildene for skadelig påvirkning av fisken kommer fra eksterne kilder som endrer de kjemiske forhold i vannmassene.

Tålegrensene for sur nedbør for overflatevann er vesentlig lavere i Norge enn i de øvrige skandinaviske land og ellers i Europa. Hovedårsaken til denne forskjellen er de geologiske og jordbunnskjemiske forhold. I Norge er 20-25% av landarealet dekket av produktiv skog. I Sverige og Finland er dette arealet omkring 60% av landarealet. De resterende 75-80% av Norges areal er dekket av uproduktiv skog eller er uten skogdekke. I slike områder er jorddekket vanligvis tynt. Tynt jorddekke kombinert med berggrunn av gneiss, granitt o.l. vil gi

lave tålegrenser for overflatevann. Mye nedbør, slik som på Vestlandet og deler av Sørlandet vil også bidra til lavere tålegrenser.

8. HENVISNINGER

Bernes, C. 1991. Acidification and liming of Swedish freshwaters. Monitor 12. Swedish Environmental Protection Agency. 144 pp.

Brydges, T.G. and Summers, P.W., 1989. The acidifying potential of atmospheric deposition in Canada. *Wat. Air Soil Pollut.* **43**: 249-263.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. and Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Res.* **21**, 51-63.

Economic Commission of Europe (ECE). 1990. Draft Manual for Mapping Critical Levels/Load. Prepared by the Task Force on Mapping, Umweltbundesamt, Berlin.

Forsius, M., Kämäri, J., Kortelainen, P., Mannio, J., Verta, M. and Kinnunen, K. 1990. Statistical lake survey in Finland: Regional estimates of lake acidification. In: Kauppi, P., Anttila, P. and Kentämies, K. (eds): *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 759-780.

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.

Henriksen, A., Lien, L. and Traaen, T.S.. 1990a. Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. *Naturens Tålegrenser - Fagrapport nr. 2*, 49 pp.

Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M., Lövblad, G., Forsius, M. and Wilander, A. 1990b. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. Nordic Council of Ministers. Miljørapport 1990:124.

Henriksen, A., Mill, W.A., Kot, M., Rzychon, D. and Wathne, B.M.. 1992. Critical loads of acidity to surface waters: A case study from the Polish Tatra Mountains. Acid Rain Research Report 29/1992. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 34 s.

Henriksen, A., 1992. Er kalking kommet for å bli? I: "Vassdragskalking - strategi og effekter", DN-notat 1992-5, s 95-98.

- 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.
- Nilsson, J. (ed.), 1986. Critical loads for nitrogen and sulphur. Miljørapport 1986:11, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Posch, M., Forsius, M. and Kämäri, J. 1992. Critical loads of sulfur and nitrogen for lakes I: Model description and estimation of uncertainty. *Water, Air and Soil Pollut.* (in press).
- Reuss, J.O. og Johnson, D.W.. 1986. Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. (Springer, New York, 1986).
- SFT, 1987. !000-sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensnings-overvåking. Rapp. 282/87. NIVA.
- SFT, 1988. !000-sjøers undersøkelsen 1986 - fiskestatus. Statlig program for forurensnings-overvåking. Rapp. 313/88. NIVA.
- SFT, 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 375/89.
- SFT, 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 466/91.
- SFT, 1992. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. Statlig program for forurensningsovervåking. (under trykking).
- Sverdrup, H., de Vries and Henriksen, A. 1990. Mapping Critical Loads. Nordic Council of Ministers. Miljørapport 1990:14, 124 pp.
- Wright, R.F., 1992. Hva skjer med vannkvaliteten hvis den sure nedbøren stopper? I: "Vassdragskalking - strategi og effekter", DN-notat 1992-5, s 17-21.

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., L. Lien & T. S. Traaen, 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89210.
- 3 Lien, L., A. Henriksen, G. Raddum & A. Fjellheim, 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsurningsfølsomhet 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. & S. Nybø, 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & K. Aagaard, 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., H. Mack Berger & L. Kvenild, 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., S. E. Walker & A. Kibsgaard, 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., A. Stuanes, J. O. Reuss & M. B. Flaten, 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 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), rapport O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsurningsfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K. I., B. Foss, A. Løken & S. M. Saastad, 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 (NIVA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.

- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 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, Carl Einar. 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. 53s.
- 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) Oppdragsmeld. 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. (i trykk)
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 134
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-2 (i trykk)
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-3 (i trykk)
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-1 (i trykk)
- 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 (sulphur) for coniferous forest soils in Norway. (in prep)
- 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

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2223-5