



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 511/93

Oppdragsgiver

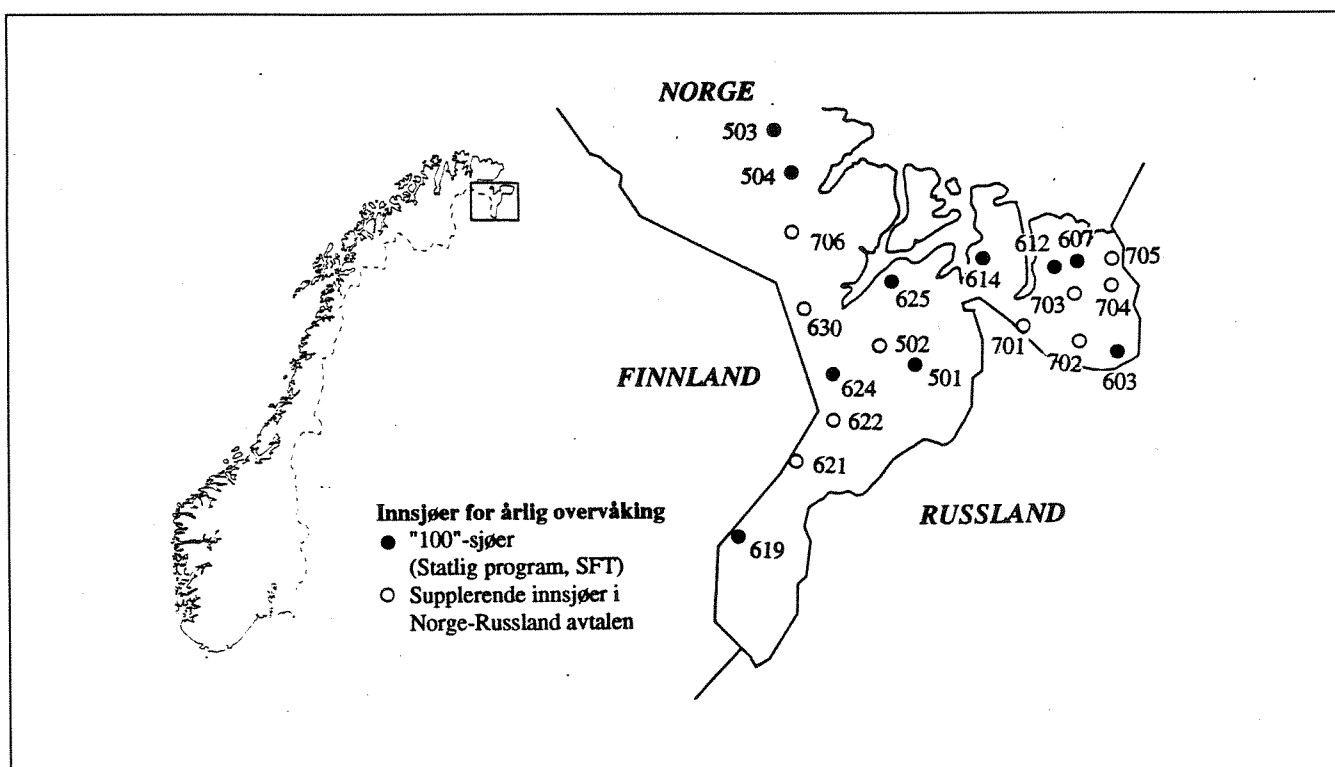
Statens forurensningstilsyn

Utførende
institusjoner

Norsk institutt for vannforskning
Fjelltjenesten i Finnmark
Institute of North Industrial
Ecology Problems

Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland

Vannkjemiske undersøkelser 1986 - 1992



Arbeidsgruppen for vann og miljøproblemer under den Norsk/Russiske blandede kommisjonen

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-89187	Undernr.:
Løpenr.: 2862	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 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: Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Vannkjemiske undersøkelser 1986 - 1992.	Dato: 9.02.1993	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Tor S. Traaen Arne Henriksen Torsten Källqvist Richard R. Wright	Geografisk område: Sør-Varanger	
	Antall sider: 47	Opplag: 140

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Svovelbelastningen overskrider tålegrensen for ferskvann i 70% av Sør-Varangers areal. Overvåkingen fra 1986 til 1992 viser en stabil forsuringssituasjon, men modellberegninger viser at forsuringen vil tilta de kommende tiår hvis svoveldeposisjonen ikke reduseres. For å få en varig beskyttelse av innsjøer og elver i Sør-Varanger mot surt nedfall bør svoveldeposisjonen reduseres med minst 75%.- Innholdet av nikkell er betenkelig høyt i mange vannforekomster, og det er sannsynlig at man i enkelte områder har giftvirkninger på følsomme arter av vannboende organismer.

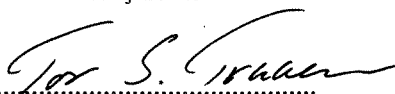
4 emneord, norske

1. Forsuring
2. Tungmetaller
3. Overvåking
4. Tålegrenser

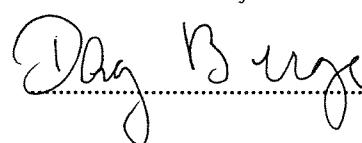
4 emneord, engelske

1. Acidification
2. Heavy metals
3. Monitoring
4. Critical load

Prosjektleder


.....

For administrasjonen


.....

ISBN 82-577-2252-9



Statlig program for
forurensningsovervåking

O-89187

**FORSURING OG TUNGMETALLFORURENSNING
I
GRENSEOMRÅDENE NORGE/RUSSLAND**

Vannkjemiske undersøkelser 1986 - 1992.

Oslo, februar 1993

Prosjektleder: Tor S. Traaen, NIVA

Medarbeidere: Arne Henriksen, NIVA
Torsten Källqvist, NIVA
Richard R. Wright, NIVA
Kjeld Stub-Jakobsen,
Fjelltjenesten i Finnmark
Tatjana Moiseenko,
INEP, Apatity, Russland
Steinar Taubøll, NIJOS

**ARBEIDSGRUPPEN FOR VANN OG MILJØPROBLEMER
UNDER DEN NORSK-RUSSISKE BLANDEDE KOMMISJON**

Norsk Institutt for Vannforskning

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. OVERVÅKING AV INNSJØER	5
2.1 Forsuring	5
2.2 Tungmetaller	11
3. OVERVÅKING AV PASVIKELVA OG GRENSE-JAKOBSELVA.	14
3.1 Forsuring	15
3.2 Tungmetaller	18
3.2.1 Målinger på elvestasjonene	18
3.2.2 Toksitetstester av nikkel på planktonalger	19
3.3 Eutrofiering og vannhygiene.	21
4. DALELVA FELTFORSKNINGSOMRÅDE	23
4.1 Dalelva	23
4.2 Innsjøene i feltforskningsområdet Dalelva	26
5. TÅLEGRENSENER I GRENSEOMRÅDENE NORGE/RUSSLAND	30
5.1 Innledning	30
5.2 Resultater	33
LITTERATUR	39
VEDLEGG	40

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.

Innsjøovervåkingen

I "1000"-sjøers undersøkelsen i 1986 ble 34 innsjøer i Sør-Varanger undersøkt. 10 av disse innsjøene har senere inngått i den årlige "100"-sjøers undersøkelsen. I 1987 ble den årlige undersøkelsen utvidet med 6 småvann på Jarfjordfjellet. I forbindelse med det norsk-sovjetiske samarbeide om miljøundersøkelser i grenseområdene ble ytterligere 10 innsjøer inkludert i overvåkingsprogrammet fra 1989.

Undersøkelsene i 1986 viste at konsentrasjonen av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøene øst for Kirkenes var mer enn fordoblet siden 1966. Sulfatkonsentrasjonene lå på det samme nivå som de mest belastede innsjøene i Sør-Norge, og mange innsjøer hadde mistet det meste av motstandskraften mot ytterligere forurensning. Det er senere registrert en rekke småvann med pH under 5.0 og konsentrasjoner av labilt aluminium som er giftig for fisk. Den geografiske fordeling av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøene viser klare gradienter ut fra smelteverkene og er i samsvar med de fremherskende vindretninger i området.

Innsjøovervåkingen frem til 1992 tyder på at sulfatkonsentrasjonene har stabilisert seg nær 1986-nivået. Dette er i god overensstemmelse med utslippsdata fra Pechenganikkel-kompaniet som angir svakt reduserte utslippsmengder av svoveldioksid i denne perioden.

Den geografiske fordeling av tungmetallene nikkell og kobber viser et lignende mønster som for sulfat. Gradientene er imidlertid mer markert enn for sulfat fordi metallene er knyttet til partikler som avsettes relativt nær utslippsstedet. De høyeste konsentrasjonene på norsk side finnes i grenseområdet mot Russland mellom Kirkenes og Grense-Jakobselva. Her ligger nikkellkonsentrasjonene på et nivå som trolig gir gifteffekter på planktonalger. Som helhet er neppe tungmetallforurensningen noe stort problem på norsk side i dag, men tungmetallanrikning i jord og innsjøsedimenter kan være en potensiell forurensningskilde hvis forurensningen øker.

Overvåking av Pasvikelva og Grense-Jakobselva

Overvåking av Pasvikelva i 1990 til 1991 viste at sulfatinnholdet øker nedstrøms samløpet med Kuetsyarv som er resipient for byen Nikel. Dette oppveies imidlertid av basiske utslipp og kalkholdig berggrunn slik at alkaliteten i Pasvikelva øker noe etter samløpet med Kuetsyarv. Vannkvaliteten i Pasvikelva i 1990/91 var svært lik den som ble observert i en tilsvarende undersøkelse i 1979/80. Pasvikselvas vannkvalitet er svært stabil, og forurensning representerer ingen fare i hovedvassdraget.

Samløpet med Kuetsyarv øker Pasvikelvas innhold av nikkell og kobber, men konsentrasjonene er lavere enn det som er antatt å gi giftvirkninger for fisk. Giftighetstester på alger med vann fra Kuetsyarv viste markert giftvirkning. I Pasvikelva nedstrøms Kuetsyarv ligger nikkellkonsentrasjonene på grensen til at man kan forvente giftvirkning på planteplanktonet. Pasvikelvas innhold av fosforkomponenter øker nedstrøms samløpet med Kuetsyarv. Eutrofivirkningen synes imidlertid å være moderat. Pasvikelva har lavt innhold av koliforme bakterier. Årsaken til dette er trolig at det kommunale avløpsvannet fra Nikel blir klorert.

Grense-Jakobselva er sterkere påvirket av sur nedbør enn Pasvikelva. Reduksjonen i alkalitet er markert, spesielt under vårmeltingen, men den gjenværende bufferkapasiteten er stor nok til at man ikke kan forvente forsurende skader i hovedvassdraget. Elvevannets innhold av nikkel og kobber er også høyere enn i Pasvikelva, men er vurdert til å være lavere enn det som gir giftvirkninger for fisk. Grense-Jakobselva har lave konsentrasjoner av fosforkomponenter og koliforme bakterier.

Feltforskningsområdet Dalelva

Sommeren 1988 ble det igangsatt kontinuerlige målinger av vannføring, pH, konduktivitet og lufttemperatur nederst i Dalelva. Videre blir det tatt ukentlige prøver for kjemiske analyser.

Dalelva er sterkt påvirket av sur nedbør. Under vårmeltingen mister elva all bikarbonatbuffer og episoder med pH under 5.0 er registrert. Det meste av året har Dalelva en pH rundt 6.0. Modellberegninger (MAGIC) viser imidlertid at elva vil bli kronisk sur i løpet av noen tiår hvis svoveldeposisjonen fortsetter på dagens nivå. Årsaken er at jordforsuringen vil fortsette, slik at avrenningsvannets innhold av basekationer vil bli redusert. Ved 95% reduksjon i svoveldeposisjonen vil imidlertid elva få tilnærmet førindustriell vannkvalitet i løpet av 10-20 år.

Småvannene øverst i vassdraget er allerede i dag kronisk sure, med pH under 5.0 og giftige konsentrasjoner av labilt aluminium. Limgamberg tjern og Dalvatn har fremdeles en liten restalkalitet, men vannkvaliteten ligger på grensen av hva fisk kan tåle. Vassdraget er markert kontaminert av nikkel, men dagens konsentrasjonene gir neppe skadevirkninger. Økt forsuring kan imidlertid gi økt utvasking fra akkumulerte metaller i innsjøsedimenter og jordsmonn.

Tålegrenser

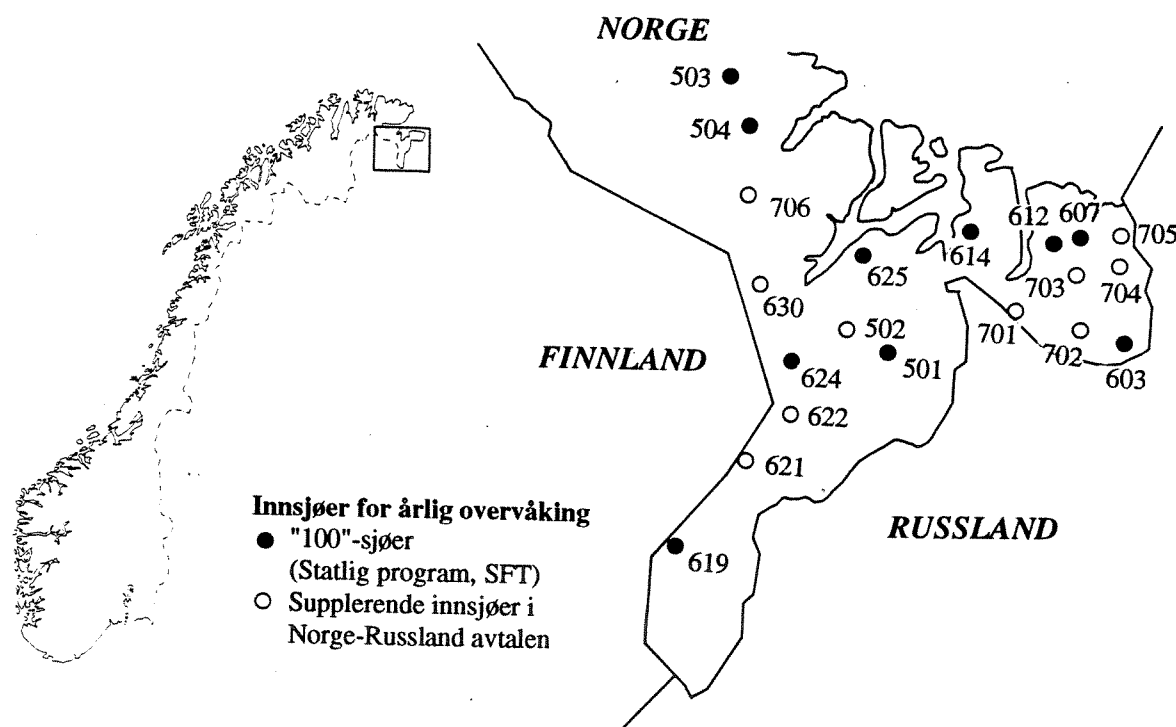
Overflatevannet i Sør-Varanger er svært følsomt for sur nedbør. Ved å benytte en kritisk kjemisk grenseverdi for vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på 20 $\mu\text{ekv/l}$, viser beregningene at nær 90% av arealet i Sør-Varanger har en tålegrense lavere enn 50 $\text{kekV/km}^2/\text{år}$. Tilsvarende areal på russisk side er ca 30%.

Tålegrensen er overskredet for 70% av Sør-Varangers areal ved dagens svoveldeposisjon. Ved 50 og 70% reduksjon av svoveldeposisjonen vil overskredet areal på norsk side bli redusert til hhv. 27 og 7%. På russisk side er i dag ca 30% av arealet overskredet. Reduksjoner i svoveldeposisjonen på 50 og 70% vil redusere overskredet areal på russisk side til hhv. 6 og 2%.

Tålegrenseberegninger, både ved MAGIC-modellen og den statiske vannkjemiske metoden, viser at forsuringssituasjonen i Sør-Varanger er kritisk. Selv om man pr. i dag ikke har registrert omfattende fiskedød i området, må man forvente tiltagende forsuring og skadevirkninger hvis ikke effektive forurensningsbegrensende tiltak blir gjennomført de nærmeste årene.

2. OVERVÅKING AV INNSJØER.

I forbindelse med "1000-sjøers"-undersøkelsen i 1986 ble det prøvetatt 34 innsjøer i Sør-Varanger. Fra 1987 har det vært årlig prøvetaking av 10 av disse innsjøene. Fra 1987 ble programmet utvidet med årlig prøvetaking av 6 små innsjøer på Jarfjordfjellet. I 1989 ble ytterligere 10 innsjøer inkludert i den årlige overvåkingen. Beliggenheten av overvåkingsjøene i Sør-Varanger er vist i figur 2.1.



Figur.2.1 Beliggenhet av innsjøer i overvåkingsprogrammet i Sør-Varanger.

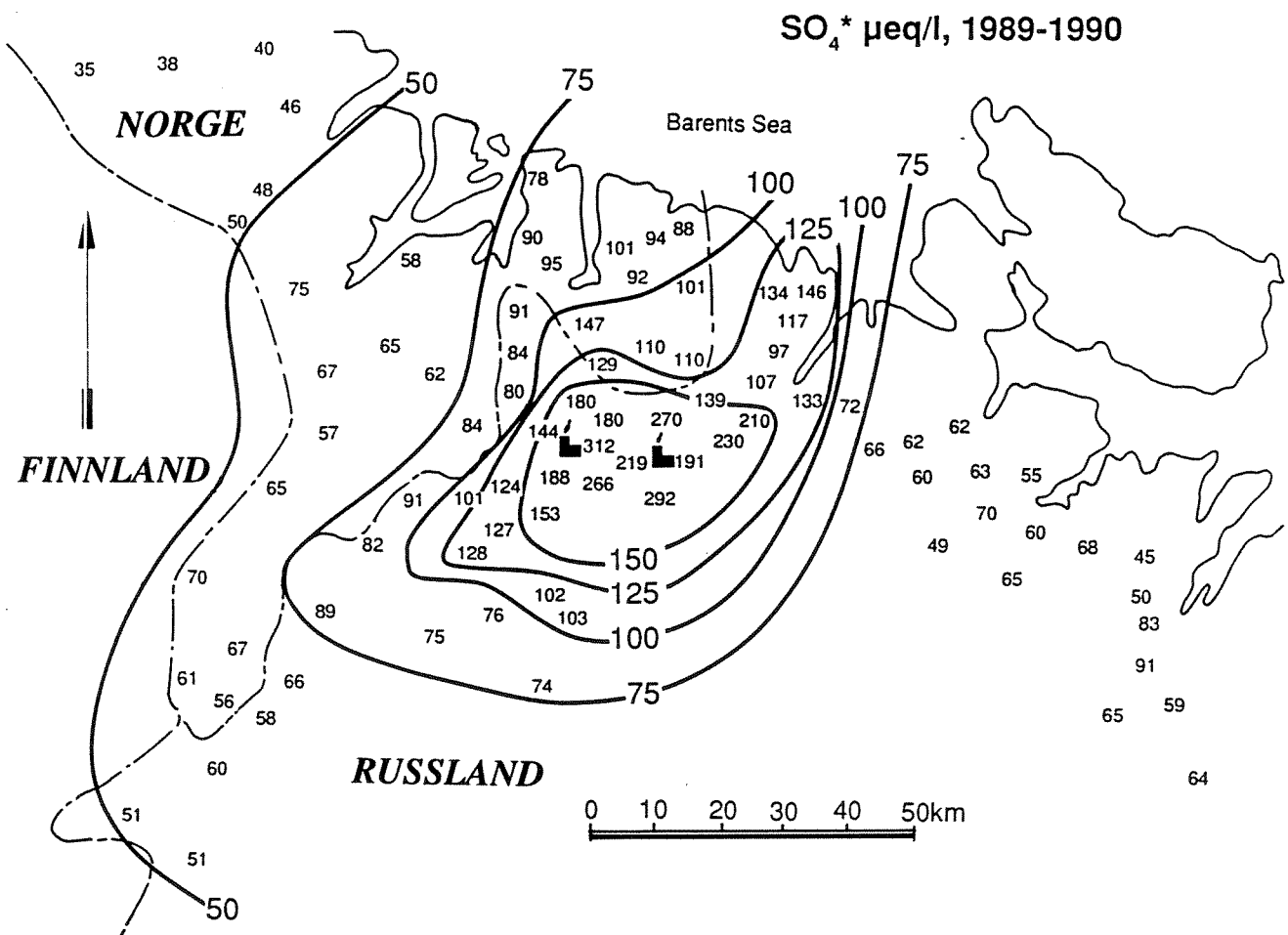
"100"-sjøene er prøvetatt årlig fra 1986. De øvrige innsjøene er prøvetatt årlig fra 1989. I tillegg er 6 små innsjøer på Jarfjordfjellet (i området rundt innsjø nr. 612) prøvetatt årlig fra 1987.

2.1 Forsuring.

Undersøkelsene i 1986 (Traaen 1987) viste at innsjøene i Sør-Varanger var betydelig forsuret. Innsjøene i området mellom Kirkenes og Grense-Jakobselv var sterkest påvirket. Konsentrasjonene av sulfat i innsjøene var mer enn fordoblet siden 1966 og var på samme nivå som de mest utsatte innsjøene på Sørlandet. Selv større innsjøer hadde lite igjen av sin opprinnelige motstandskraft mot forsurening. De fleste større innsjøene hadde allikevel en gjenværende bufferkapasitet som medførte at fisk fremdeles kunne overleve. Undersøkelser i 1987 -1989 viste imidlertid at det var en rekke små innsjøer, spesielt i Jarfjordområdet, som var for sure til at det kunne leve fisk der. Konklusjonen på undersøkelsene var at store områder i Sør-Varanger ville få omfattende skader og tap av fiskebestander hvis belastningen med sur nedbør fra smelteverkene på Kola-halvøya økte ytterligere.

Innsjøovervåkingen frem til 1990 tydet på at forsøringsutviklingen hadde stoppet opp og stabilisert seg på 1986-nivået (Traaen 1991). Dette var i god overensstemmelse med utslippsdata fra Pechenganikkel-kompaniet som angir svakt reduserte utslippsmengder i denne perioden.

I en felles norsk-russisk rapport som ble utarbeidet i august 1991 (Traaen, Moiseenko, Dauvalter, Rognerud, Henriken og Kudravseva 1991) ble det utarbeidet et kart over sulfat-konsentrasjonene i innsjøene i grenseområdene (figur 2.2). Den geografiske fordeling av sulfat-konsentrasjonene gjenspeiler de fremherskende vindretningene fra smelteverkene. På norsk side er det området mellom Kirkenes og Grense-Jakobselv som er sterkest påvirket.



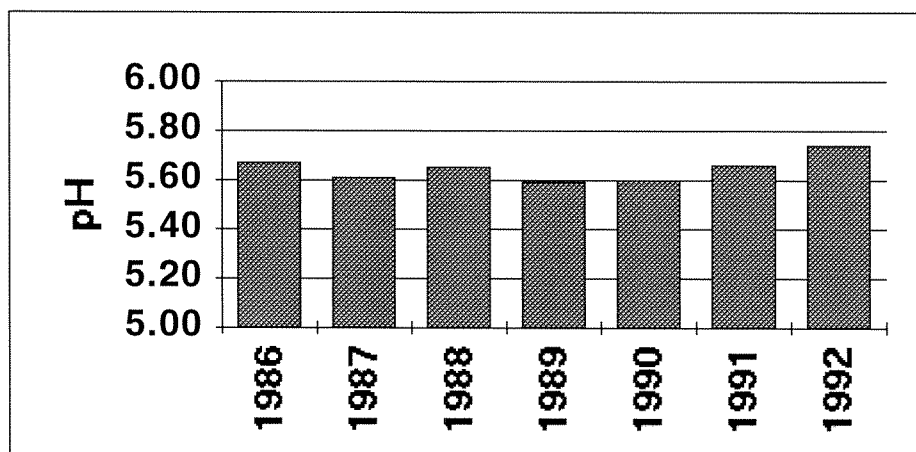
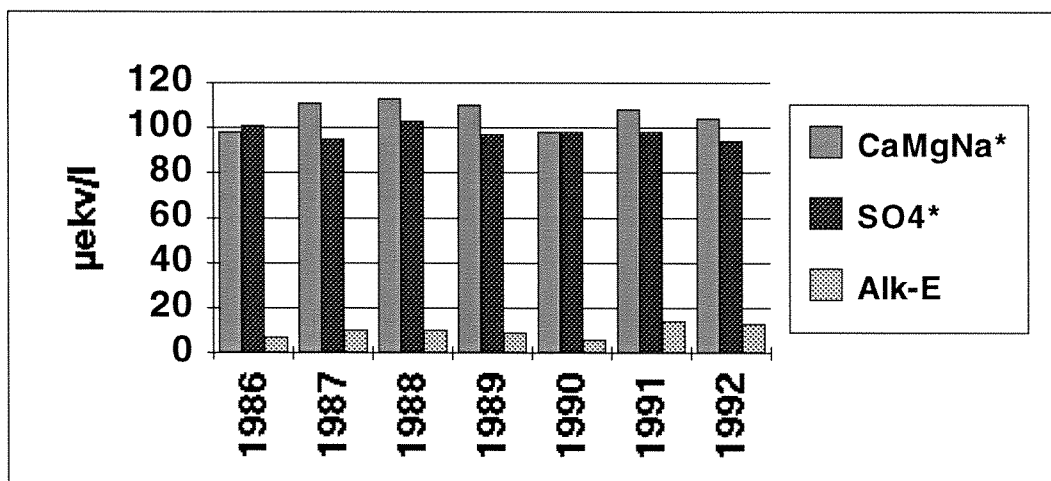
Figur 2.2 Konsentrasjoner av sjøsalt-korrigert sulfat i innsjøer i grenseområdene. (Fra Traaen m.fl. 1991).

Kjemiske analyseresultater fra 1986 til 1992 er vist i vedlegg. Tabell 2.1 og 2.2 viser de viktigste forsøringsparametrene for innsjøer hhv. øst og vest for Kirkenes som har vært prøvetatt siden 1986. Tabell 2.3 viser tilsvarende data for småvann på Jarfjordfjellet. Under tabellene er pH, sjøsaltkorrigerede basekationer, sjøsalt-korrigert sulfat og alkalitet også vist som diagrammer.

Tabell 2.1. Forsøringsparametre for "100"-sjøene i Sør-Varanger øst for Kirkenes for perioden 1986 til 1992.

Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigerede verdier.

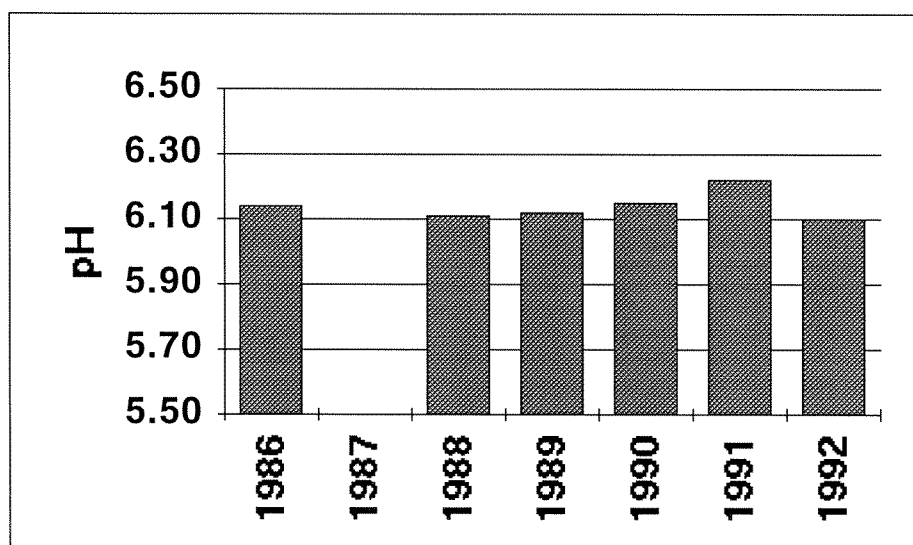
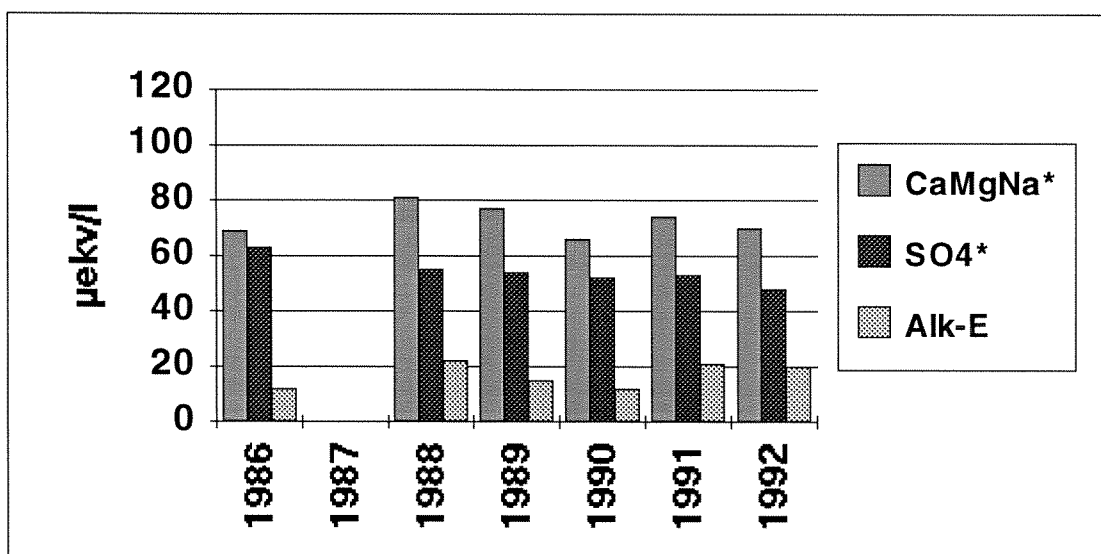
	År	pH	CaMgNa* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Alk-E µekv/l	TOC mg/l	LAL µg/l
Innsjøer øst for Kirkenes n=4	1986	5.67	98	101	7	1.4	11
	1987	5.61	111	95	10	1.7	15
	1988	5.65	113	103	10	1.6	14
	1989	5.59	110	97	9	1.7	12
	1990	5.60	98	98	6	1.8	9
	1991	5.66	108	98	14	1.7	10
	1992	5.74	104	94	13	1.7	11



Tabell 2.2 Forsuringsparametre for "100"-sjøene i Sør-Varanger vest for Kirkenes for perioden 1986 til 1992.

Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigererte verdier.

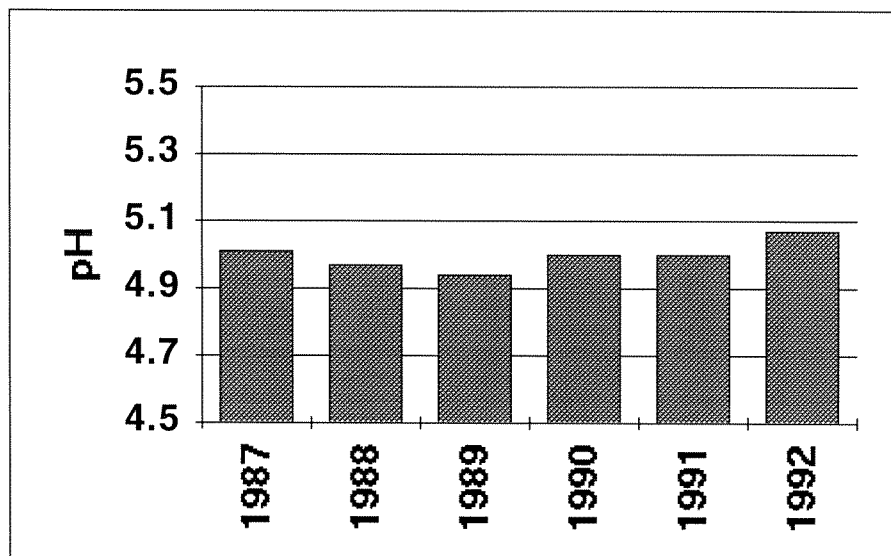
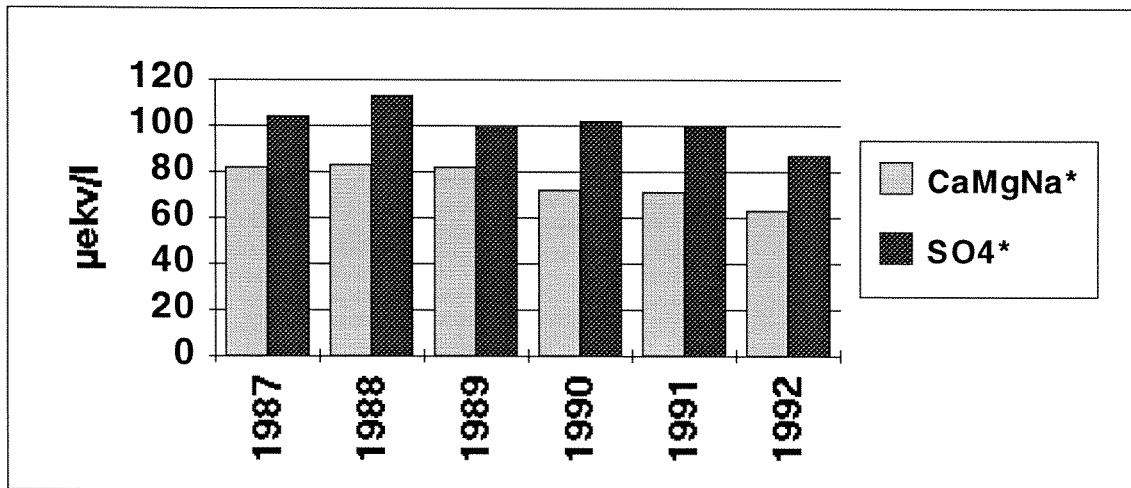
	År	pH	CaMgNa* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Alk-E µekv/l	TOC mg/l	LAL µg/l
Innsjøer vest for Kirkenes n=6	1986	6.14	69	63	12	1.4	4
	1987						
	1988	6.11	81	55	22	1.6	3
	1989	6.12	77	54	15	1.5	2
	1990	6.15	66	52	12	1.6	2
	1991	6.22	74	53	21	1.5	0
	1992	6.10	70	48	20	1.6	3



Tabell 2.3. Forsuringsparametre for 6 småvann på Jarfjordfjellet i 1987-1992.

Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigererte verdier.

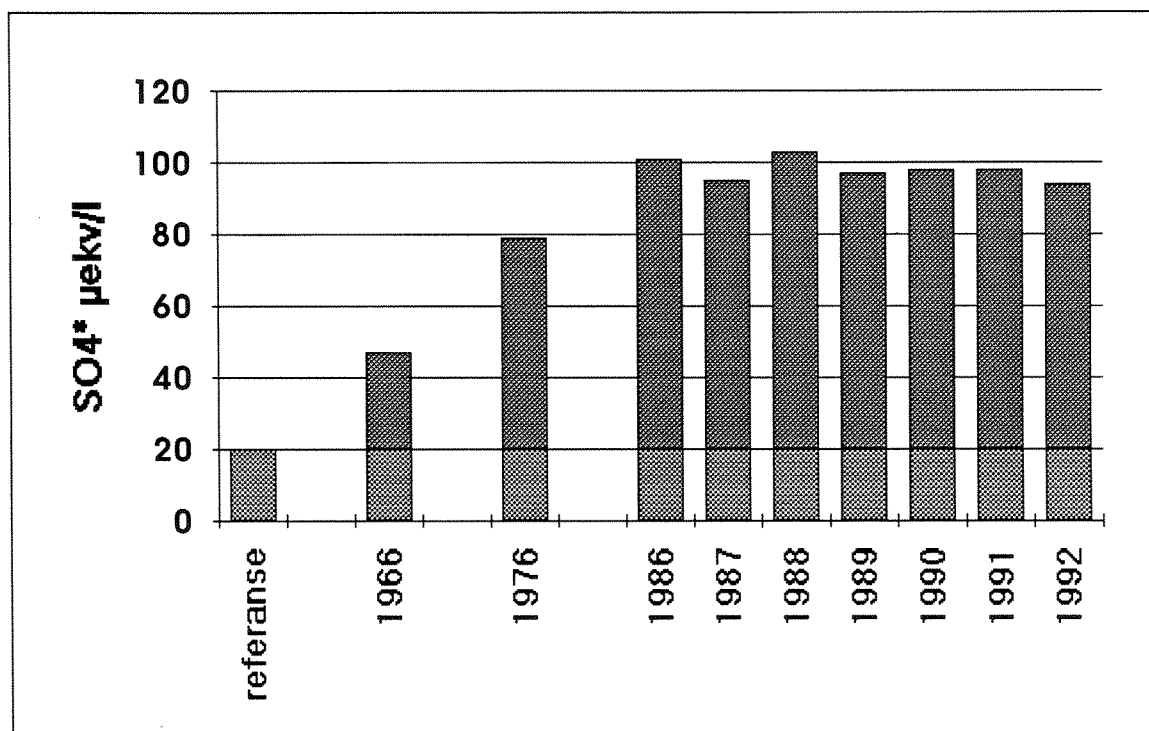
Innsjøgr.	År	pH	CaMgNa* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Alk-ekv µekv/l	TOC mg/l	LAL µg/l
Jarfjord- fjellet n=6	1987	5.01	82	104	0	0.8	68
	1988	4.97	83	113	0	0.8	75
	1989	4.94	82	99	0	0.8	70
	1990	5.00	72	102	0	1.0	51
	1991	5.00	71	100	0	0.9	80
	1992	5.07	63	87	0	0.8	65



Det fremgår av Tabell 2.1 og 2.2 at vannkjemien har endret seg lite i perioden 1986 til 1992. Målinger i 6 småvann i det mest utsatte området på Jarfjordfjellet (Tabell 2.3) viser også en relativt stabil situasjon i perioden 1987 til 1992. De siste tre årene er det imidlertid en tendens til synkende konsentrasjoner av både basekationer og sulfat. Dette skyldes trolig hydrologiske forhold. Spesielt i 1992 var det uvanlig store nedbørmengder i området, noe som medførte fortynning av de vannkjemiske komponentene.

Selv om de vannkjemiske forhold har vært relativt stabile de siste syv årene, er det allikevel tvilsomt at dette vil vedvare hvis svoveldeposisjonen fortsetter på dagens nivå. Modellberegninger av den fremtidige vannkvaliteten i Dalelva (Wright og Traaen 1992) har sannsynliggjort at forurensningen sakte men sikkert vil øke hvis svoveldeposisjonen fortsetter på dagens nivå. Årsaken til dette er at forurensningen ikke har pågått lenge nok til at det er blitt likevekt mellom deposisjonen og de kjemiske forholdene i jord og vann. Man må forvente at jordsmonnets evne til å nøytralisere surt vann vil bli dårligere med tiden, slik at konsentrasjonene av basekationer vil bli redusert. Tiden for å oppnå likevekt er beregnet til flere tiår.

Figur 2.3 illustrerer utviklingen av konsentrasjonen av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøer øst for Kirkenes fra 1966 til 1992. Nedgangen fra 1991 til 1992 skyldes trolig fortynning på grunn av store nedbørmengder. Hovedinntrykket er at belastningen av svovel har endret seg lite fra 1986 til 1992.



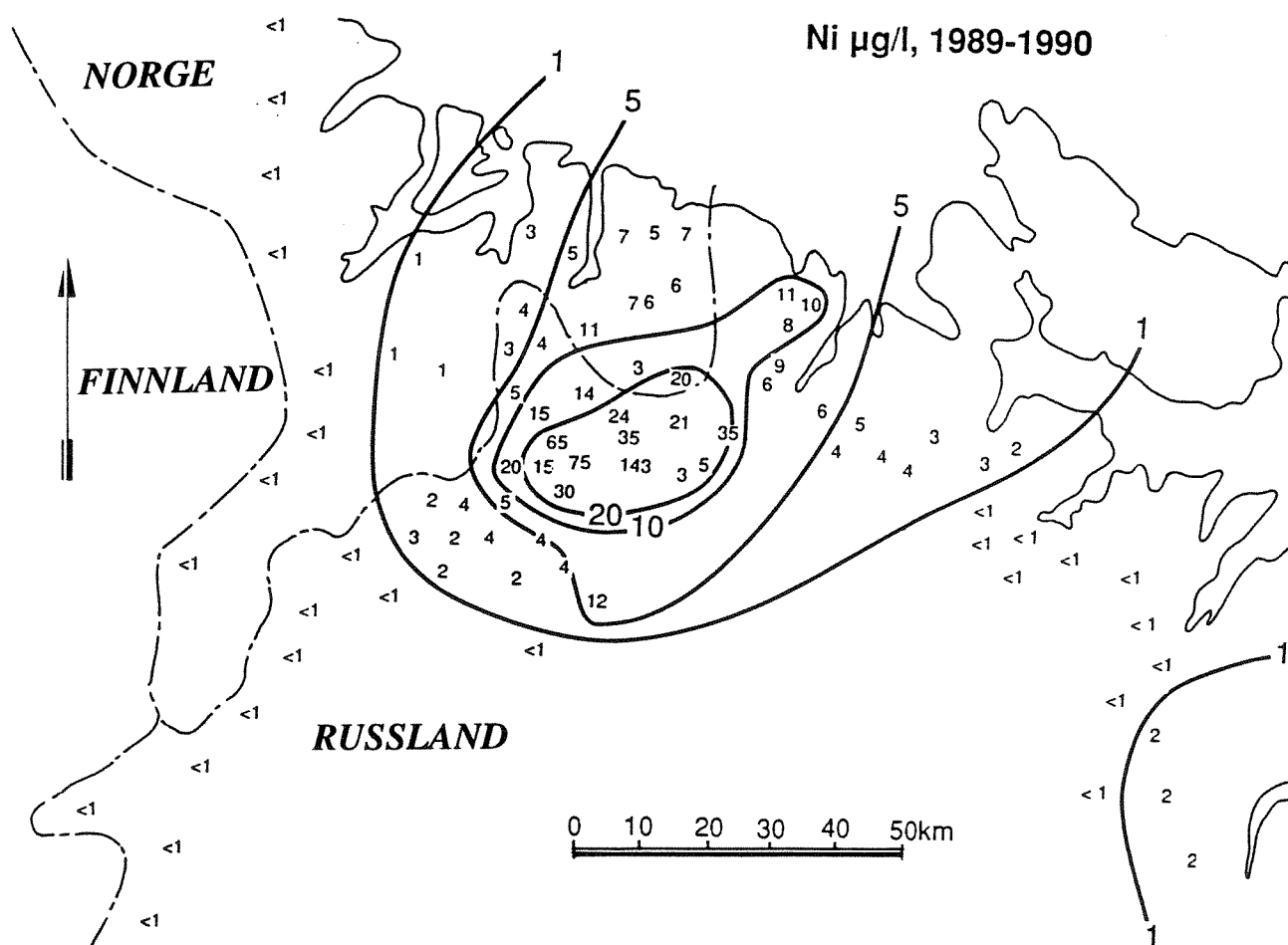
Figur 2.3. Tidsutviklingen av konsentrasjoner av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøer i Sør-Varanger øst for Kirkenes.

Middelverdier basert på data fra 5 innsjøer i 1966 og 1976. Fra 1986 er brukt data fra 4 overvåkingsjøer ("100"-sjøer).

2.2 Tungmetaller.

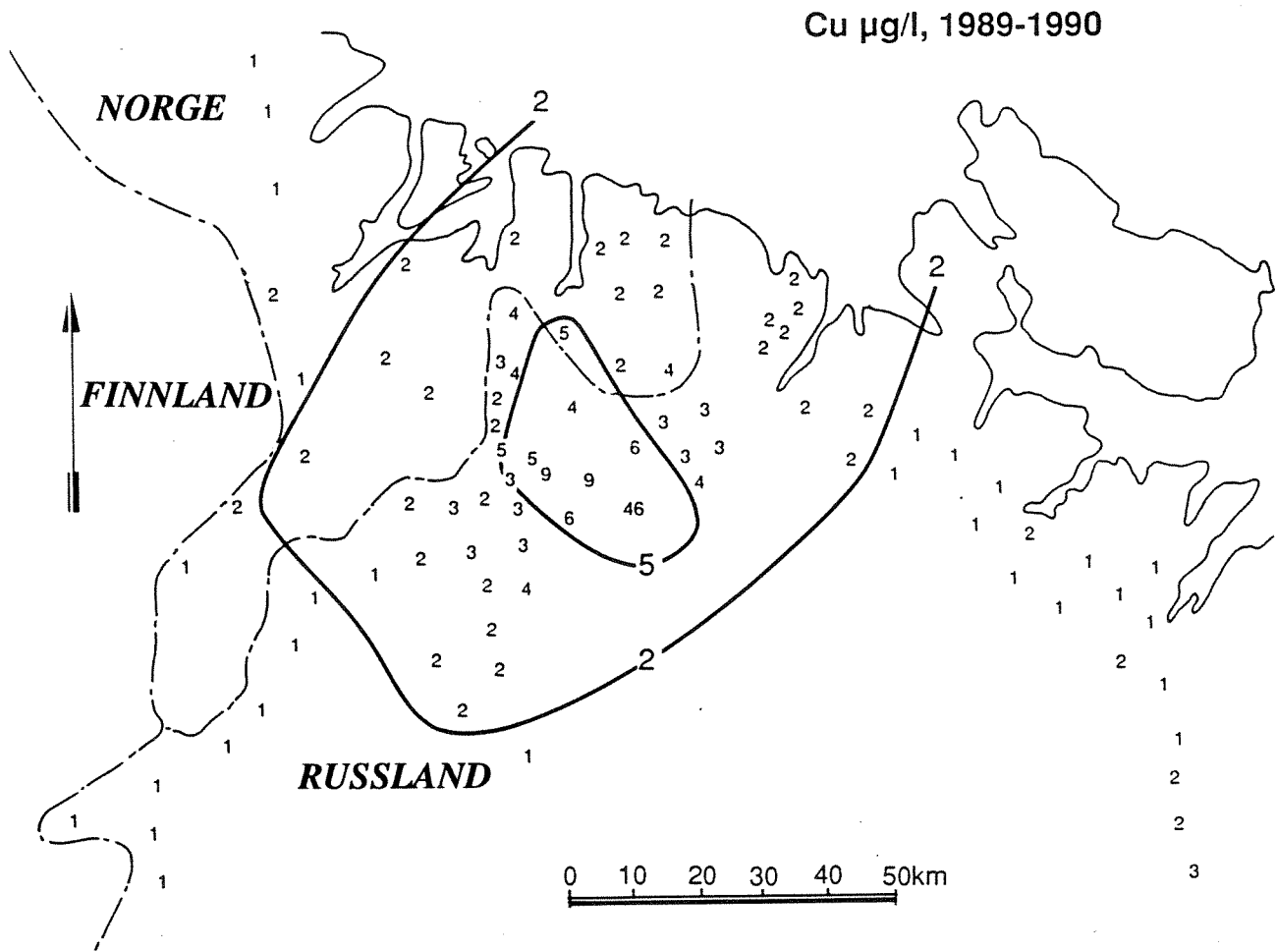
I 1989 ble det analysert på kopper, nikkel, sink, bly og kvikksølv i overvåkingsjøene. Av disse metallene var det bare nikkel og kobber som hadde konsentrasjoner over vanlige bakgrunnsnivåer. Fra 1990 ble derfor bare kobber og nikkel analysert. Analyseresultatene er vist i vedlegg.

På grunnlag av de felles norsk-russiske undersøkelsene i 1989/1990 (Traaen m.fl. 1991) ble det laget kart over den geografiske utbredelsen av nikkel- og kobberkonsentrasjoner i innsjøer i grenseområdene. Utbredelsen av tungmetallforurensningen fulgte det samme mønsteret som sulfat, men konsentrasjonene av nikkel og kobber avtok raskere fra utslippskildene (figur 2.4 og 2.5). Konsentrasjonene var nede på bakgrunnsnivåer når avstanden var over ca 50 km fra utlippene. De høyeste konsentrasjonene på norsk område ble funnet mellom Kirkenes og Grense-Jakobselva. I vann nær grensen ble det registrert opp til 20 µg Ni/l og 5 µg Cu/l.



Figur 2.4. Utbredelse av nikkelskonsentrasjoner i innsjøer i grenseområdene.

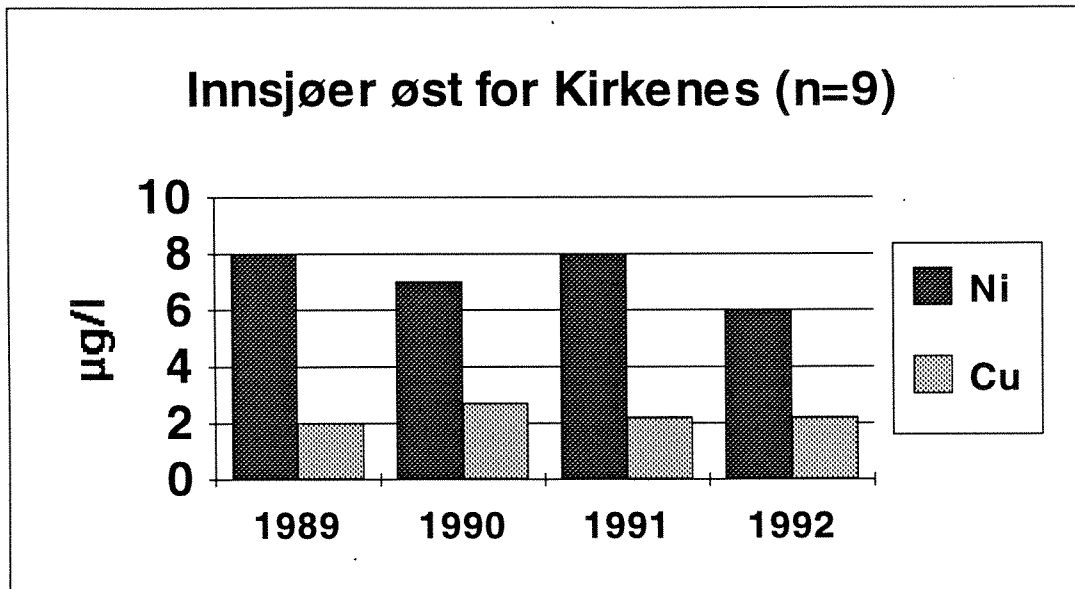
Prøvene er tatt sent i september 1989 og 1990. Figuren er fra Traaen, Moiseenko, Dauvalter, Rognerud, Henriksen og Kudravseva 1991.



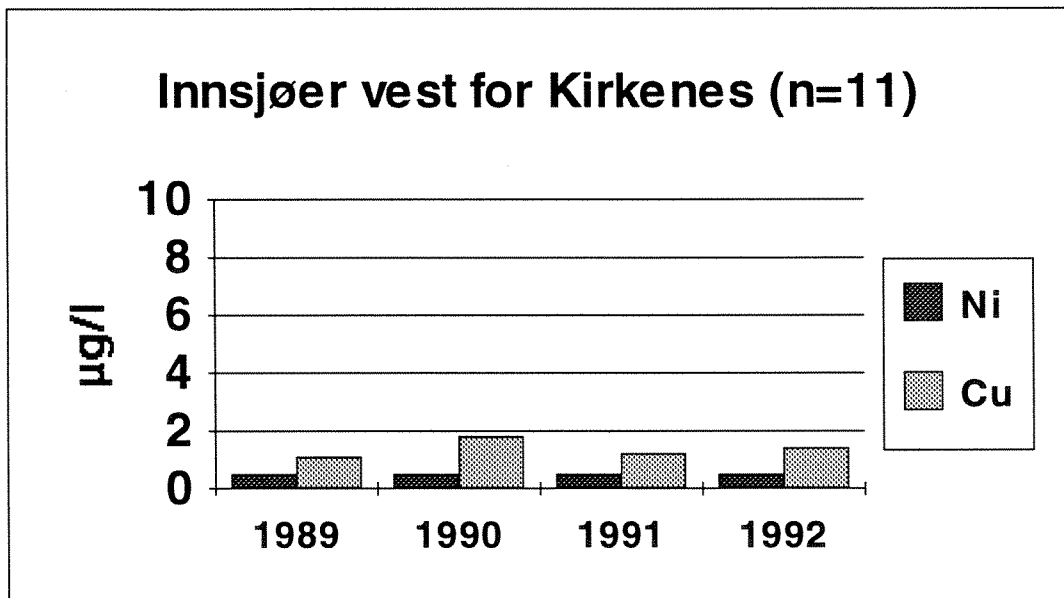
Figur 2.5. Utbredelse av kobberkonsentrasjoner i innsjøer i grenseområdene.

Prøvene er tatt sent i september 1989 og 1990. Figuren er fra Traaen, Moiseenko, Dauvalter, Rognerud, Henriksen og Kudravseva 1991.

Analyser av tungmetaller i innsjøene startet i 1989. Middelkonsentrasjoner for nikkel og kobber for perioden 1989 til 1992 er vist i figur 2.6 og 2.7 for innsjøer beliggende hhv. øst og vest for Kirkenes.



Figur 2.6. Konsentrasjoner av nikkell og kobber i innsjøer øst for Kirkenes.



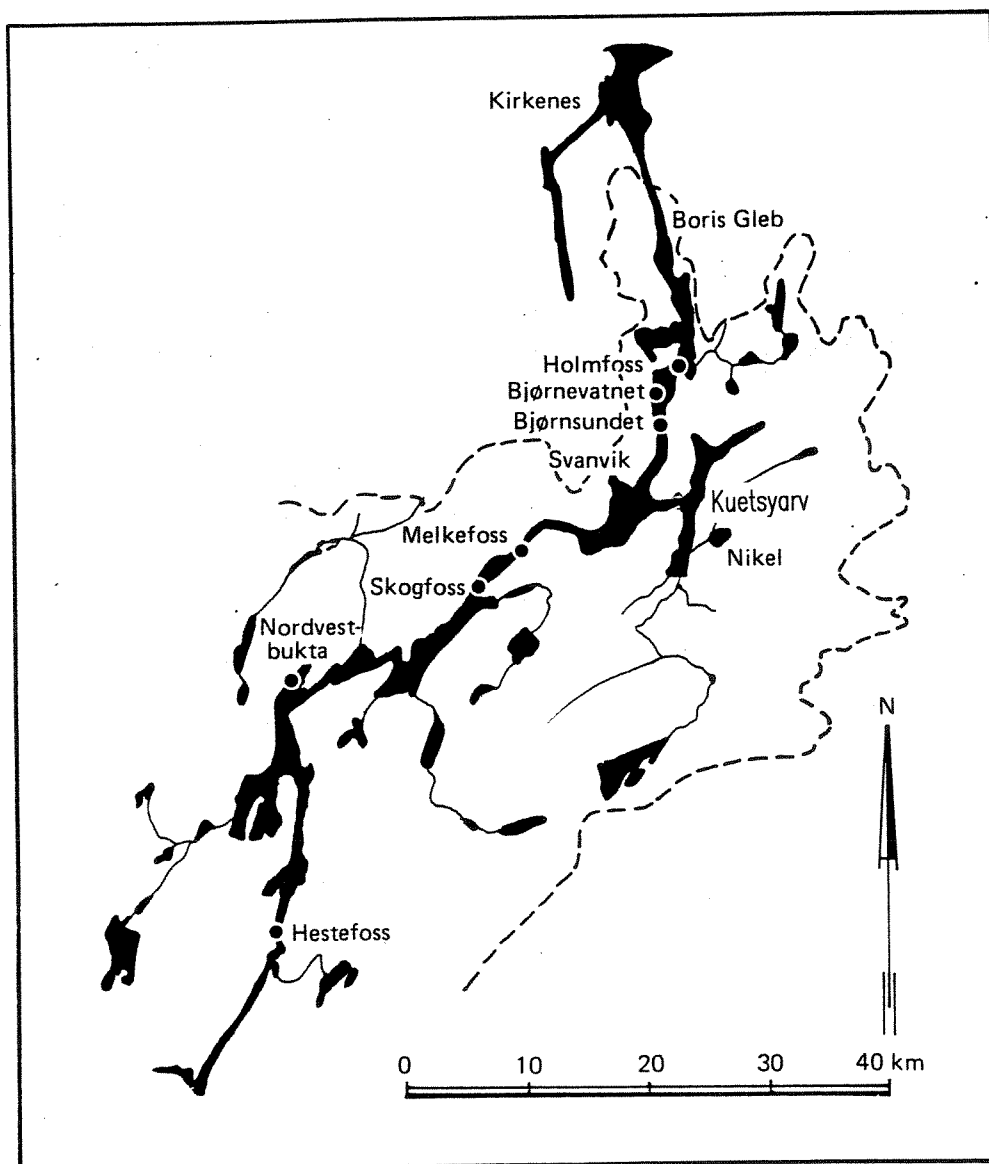
Figur 2.7. Konsentrasjoner av nikkell og kobber i innsjøer vest for Kirkenes.

Nikkelkonsentrasjonene i innsjøene øst for Kirkenes var noe lavere i 1992 enn i 1991 (hhv. 6 og 8 µg/l). Dette skyldes trolig fortykning på grunn av store nedbørmengder i 1992. Konsentrasjonene av nikkell i innsjøer vest for Kirkenes lå gjennomgående under deteksjonsgrensen på 1µg/l. Kobberkonsentrasjonene var noe høyere øst for Kirkenes enn vest for Kirkenes, men var gjennomgående lave (ca 2µg/l) i begge områdene.

Etter bare 4 års observasjoner er det for tidlig å si om det er noen endringer på gang i konsentrasjonene av nikkell og kobber. Utslippsdata fra Pechenganickel tyder imidlertid på at nikkellutslippene økte i siste halvdel av 80-årene. Det er derfor viktig å følge med i utviklingen.

3. OVERVÅKING AV PASVIKELVA OG GRENSE-JAKOBSELVA.

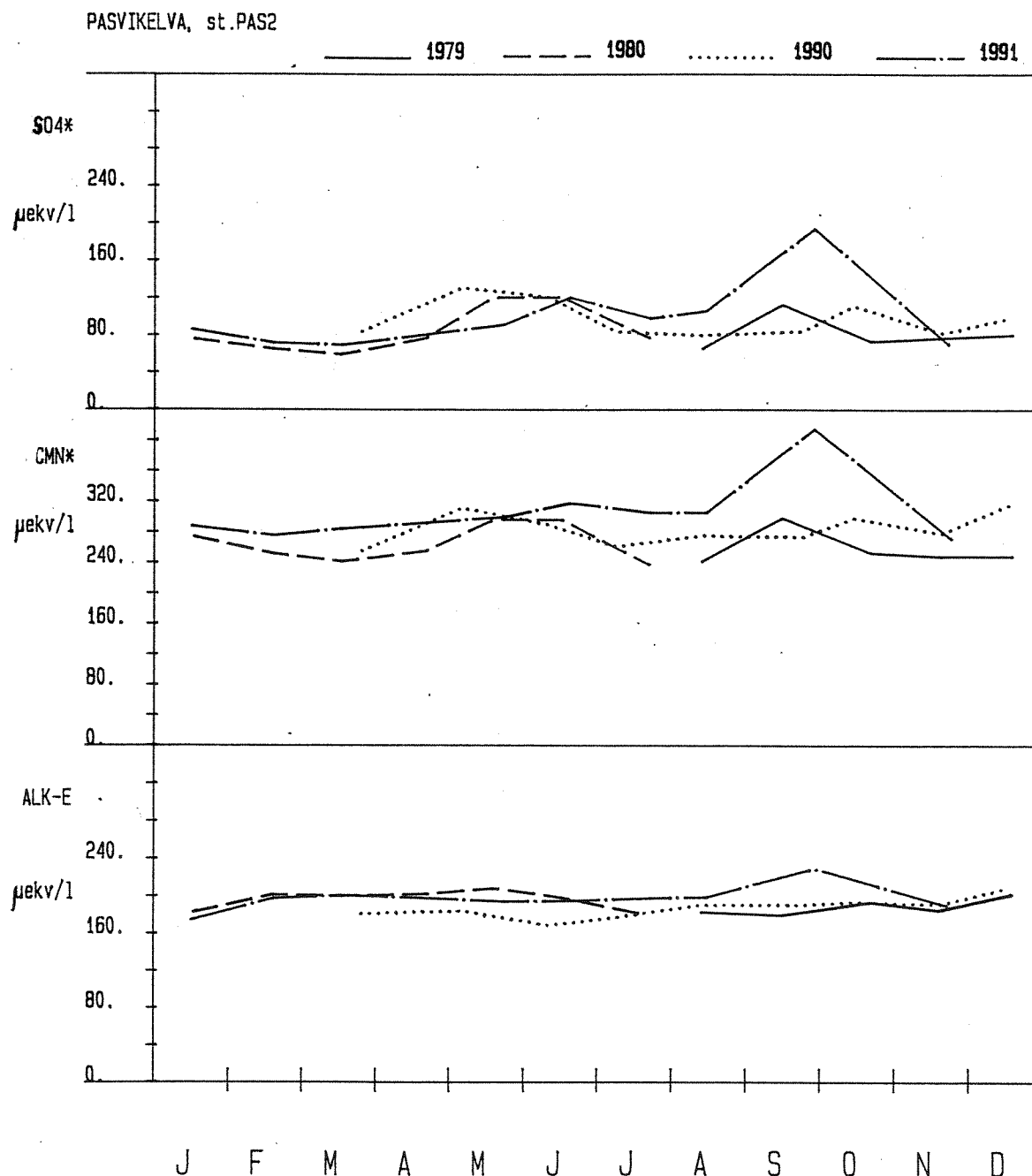
I mars 1990 startet en vannkjemisk og bakteriologisk overvåking på 2 stasjoner i Pasvikelva og 1 stasjon i Grense-Jakobselva. I Pasvikelva er øverste stasjon lagt ved Skogfoss (stasjonsbetegnelse PAS1) og nederste stasjon ved Bjørnsundet (PAS2) nedstrøms samløpet med Kuetsyarv som er resipient for Nikel. I Grense-Jakobselva er prøvene tatt ca 5km fra elvas utløp i havet. Prøver blir tatt 1 gang i måneden. Overvåkingen fortsatte i 1991. I Pasvikelva ble det foretatt en tilsvarende overvåking på de samme stasjonene fra august 1979 til juli 1980 (Traaen 1980). Figur.3.1 viser en kartskisse av Pasvikelva. Analyseresultatene er vist i vedlegg.



Figur 3.1. Kartskisse av Pasvikelva.

3.1 Forsuring.

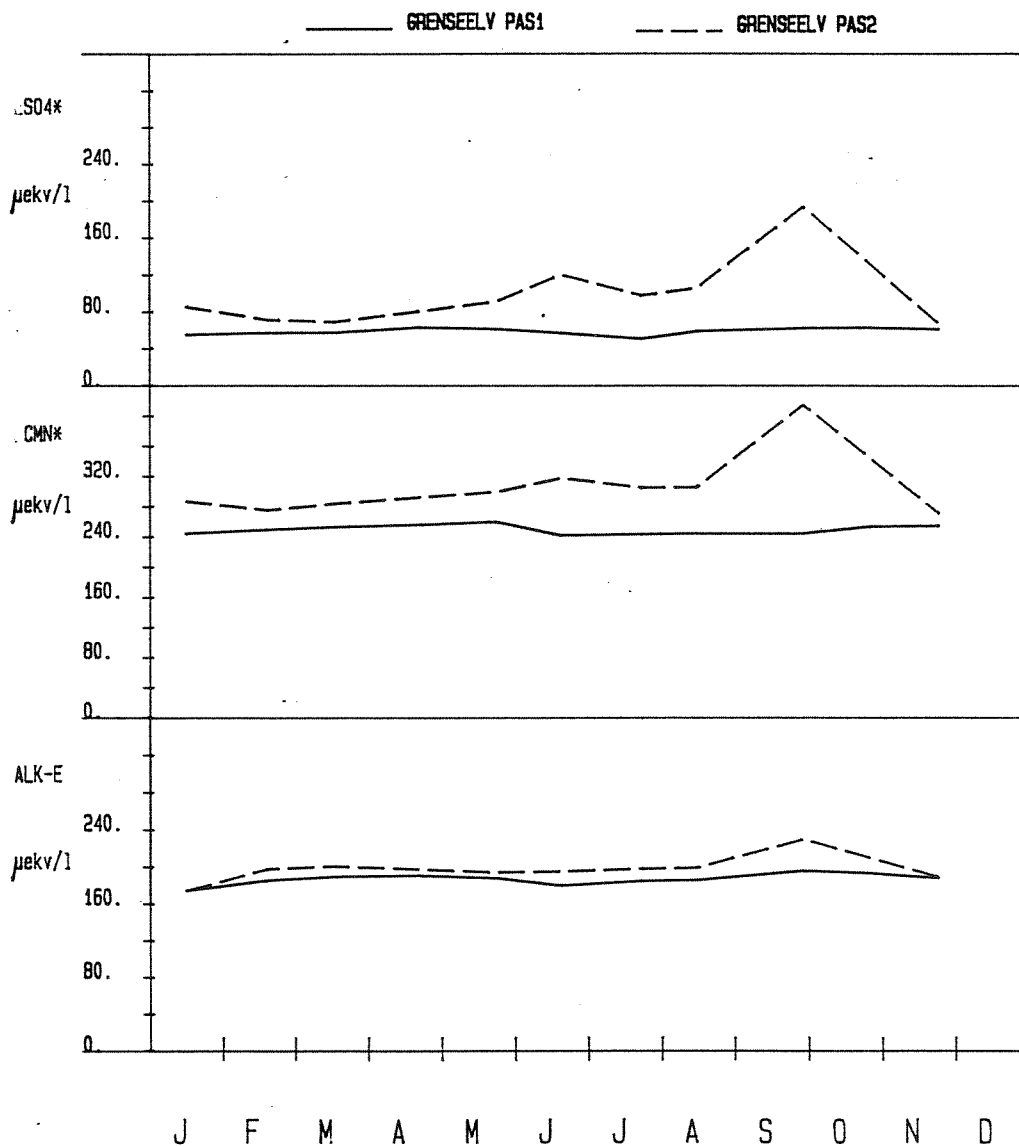
Figur 3.2 viser konsentrasjonene av sjøsaltkorrigert sulfat, sjøsaltkorrigerede basekationer og alkalitet ved Bjørnsundet (st.PAS2) i 1979/80, 1990 og 1991. Vannkjemien er meget stabil over året. Årsaken til dette er at Enaresjøen virker utjevnende på vannkvaliteten. Dette forsterkes ved at innsjøen er regulert slik at vannføringen er uvanlig stabil over året. Det synes ikke å være noen markerte endringer i vannkjemien fra 1979/80 til 1990/91.



Figur 3.2. Vannkjemi i Pasvikelva ved Bjørnsundet i 1979/80, 1990 og 1991.

SO₄*: sjøsaltkorrigert sulfat. CMN*: sjøsaltkorrigerede basekationer og ALK-E: alkalitet.

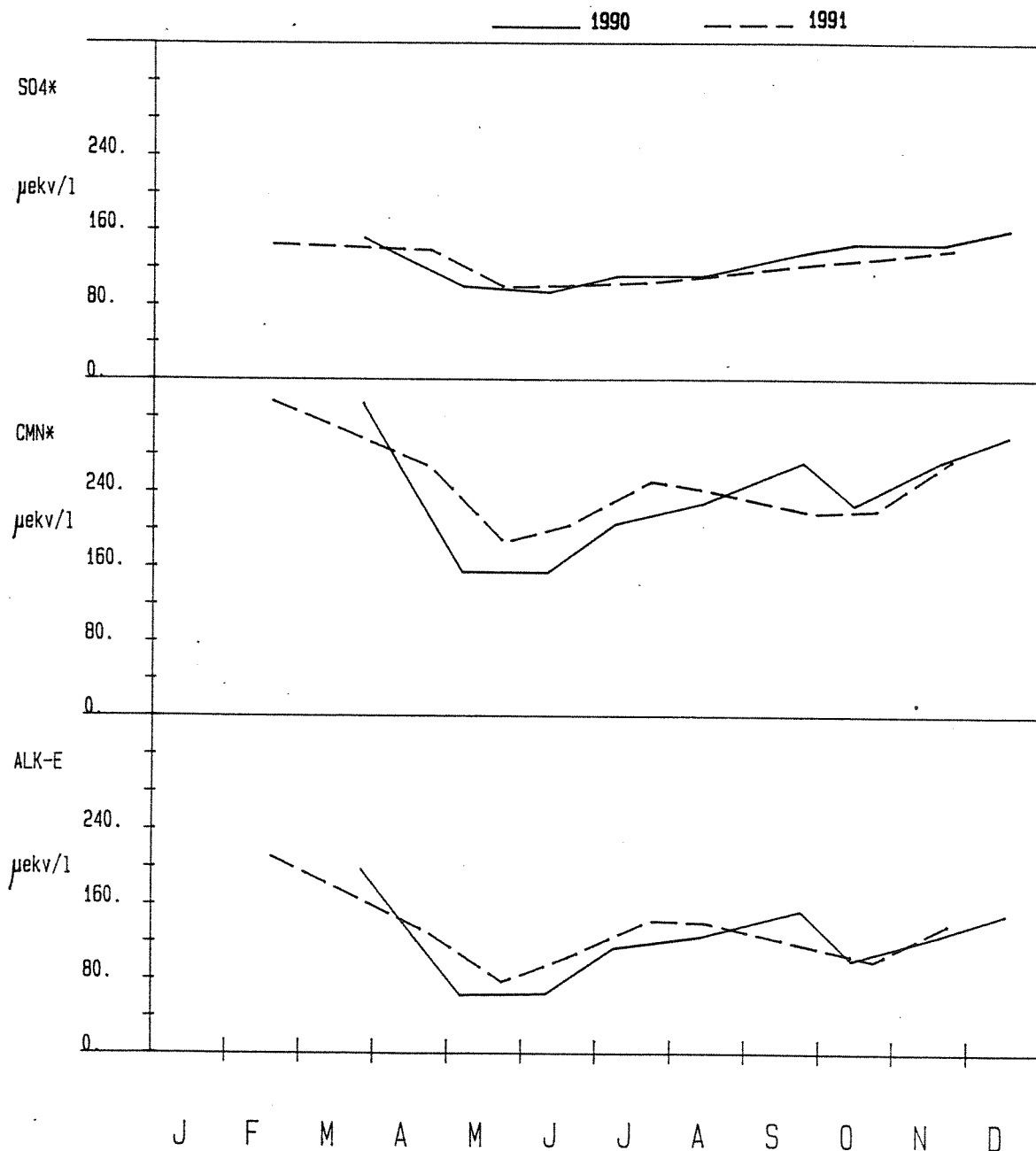
Endringene i forsureningsparametrene fra Skogfoss (PAS1) til Bjørnsundet (PAS2) i 1991 er vist i figur 3.3. Konsentrasjonene av både sulfat og basekationer øker markert fra Skogfoss til Bjørnsundet. Basekationene øker noe mer enn sulfat. Dette resulterer i en liten økning i alkaliteten. Denne økningen ble også registret i 1990. Innblanding av vann fra Kuetsyarv som drenerer Nikel-området fører altså ikke til noen forsurening av Pasvikelva, men til økt alkalitet. Dette er i overensstemmelse med data fra den felles norsk-russiske rapporten som viser at Kuetsyarv har omlag dobbelt så høy alkalitet som Pasvikelva. I 1979/80 ble det ikke registrert noen økning i alkalitetsverdiene fra Skogfoss til Bjørnsundet. Det er derfor sannsynlig at alkaliteten i Kuetsyarv har økt siden 1979/80. Alkaliteten ved Skogfoss i 1990 var noe lavere enn i 1979/80. I 1991 var imidlertid alkalitetsverdiene tilnærmet de samme som i 1979/80. Målingene tyder derfor ikke på at det er skjedd noen vesentlig endring i alkaliteten det siste tiåret. Finske undersøkelser i Enaresjøen (Kinnunen pers. medd.) har imidlertid vist en tendens til nedgang i alkalitet de siste årene. En eventuell reduksjon av alkaliteten i Pasvikelva er i alle fall så liten at den er uten betydning for vannkvaliteten. Alkaliteten er betryggende høy i hele Pasvikelva.



Figur 3.3. Endringer i vannkjemi fra Skogfoss (PAS1) til Bjørnsundet (PAS2) i 1991.

SO₄*: sjøsalktkorrigert sulfat. CMN*: sjøsalktkorrigerte basekationer og ALK-E: alkalitet.

Vannkjemien i Grense-Jakobselva (figur 3.4) viser større variasjoner over året enn Pasvikelva. Årsaken til dette er at elva er uregulert og ikke har store innsjøer ved kildene. Det ble registrert et markert fall i konsentrasjonene av basekationer og alkalitet under vårmeltingen. Påvirkningen av sur nedbør er betydelig større i Grense-Jakobselva enn i Pasvikelva. Konsentrasjonene av basekationer er omtrent like i de to elvene, men fordi sulfatkonsentrasjonene er omtrent dobbelt så høye i Grense-Jakobselva, blir alkaliteten markert lavere. Restalkaliteten om våren var imidlertid høy nok til at man ikke kan forvente forsurende skader.



Figur 3.4. Vannkjemi i Grense-Jakobselva (st.GJA1) i 1990 og 1991.

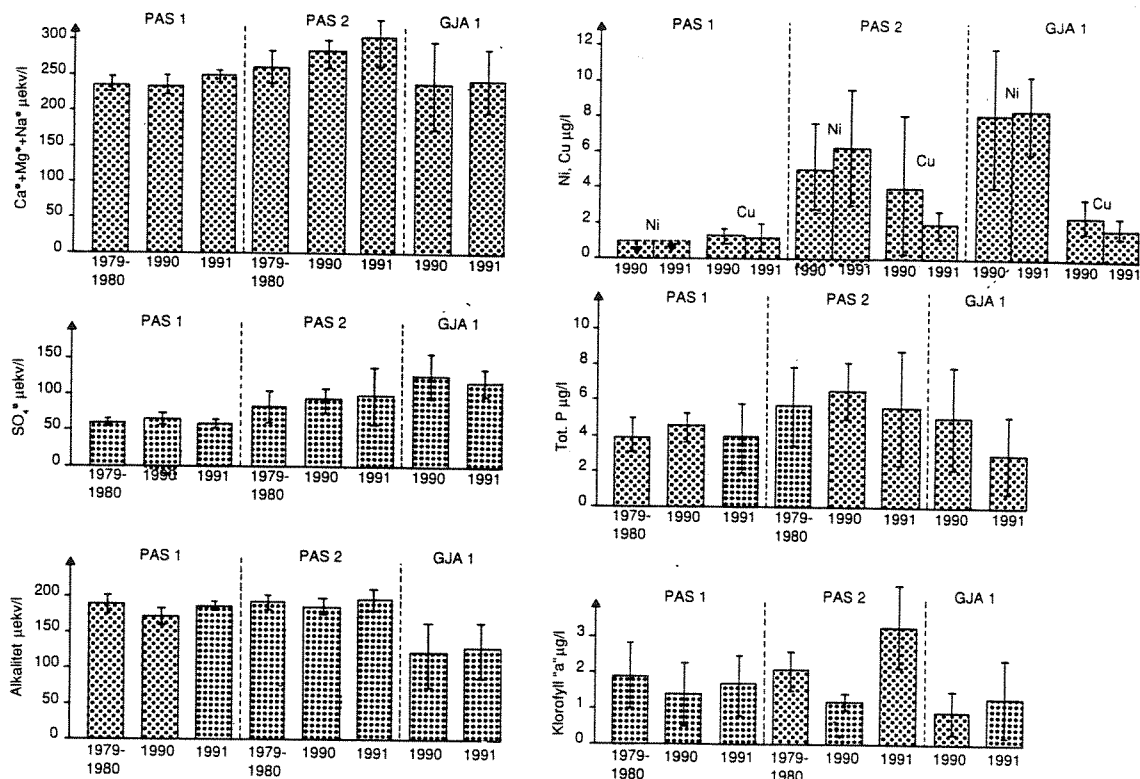
SO₄*: sjøsaltkorrigert sulfat. CMN*: sjøsaltkorrigerede basekationer og ALK-E: alkalitet.

3.2 Tungmetaller.

3.2.1 Målinger på elvestasjonene.

Middelverdiene av nikkelskonsentrasjonene i 1990 og 1991 økte fra mindre enn 1 $\mu\text{g/l}$ ved Skogfoss (PAS1) til hhv 5 og 6 $\mu\text{g/l}$ ved Bjørnsundet (PAS2). Middelverdien for kobber økte fra 1 $\mu\text{g/l}$ til hhv 4 og 2 $\mu\text{g/l}$ (figur 3.5). Påvirkningen av samløpet med Kuetsyarv er følgelig markert. Konsentrasjonene av nikkel og kobber kan imidlertid ikke forventes å ha direkte toksisk virkning på fisk. I følge SFT's vannkvalitetskriterier vil Skogfoss komme i klasse 1 (lite/ubetydelig påvirket), mens Bjørnsundet vil komme i klasse 2 (moderat påvirket). Sedimentundersøkelser i Bjørnevattn (Rognerud 1990) viste imidlertid stor forurensning av nikkel og markert forurensning av kobber. Det pågår undersøkelser for å klarlegge anrikning av tungmetaller i næringskjeden. Akkumulering av tungmetaller i fisk blir undersøkt av INEP og NINA. Man kan ikke utelukke at tungmetallene kan ha toksiske virkninger på andre organismer enn fisk.

Middelverdien av nikkel i Grense-Jakobselva var 8 $\mu\text{g/l}$ både i 1990 og 1991. Maksimalverdien på 12 $\mu\text{g/l}$ ble registrert i 1990. Årsaken til at verdiene var høyere enn i Pasvikelva er trolig at en større del av nedbørfeltet til Grense-Jakobselva ligger i det mest utsatte området for nedfall fra smelteverkene. Nikkelskonsentrasjonene i Grense-Jakobselva er allikevel lavere enn det som er antatt å kunne gi skadelige effekter på fisk. I følge SFT's vannkvalitetskriterier vil Grense-Jakobselva ligge i klasse 2 (moderat påvirket). Det er usikkert om nikkel i disse konsentrasjonene kan gi skader på andre komponenter i økosystemet. Midlere kobberkonsentrasjon i Grense-Jakobselva var bare 2 $\mu\text{g/l}$, og må antas å være uten skadevirkninger.



Figur 3.5. Vannkjemi i Pasvikelva (PAS1 og PAS2) og Grense-Jakobselva (GJA1). Middelverdier og standardavvik for 1979/80, 1990 og 1991 er vist.

3.2.2 Toksisitetstester av nikkel på planktonalger.

I 1990 og 1991 ble det registrert en økning i konsentrasjonene av fosforkomponenter i Pasvikelva på ca 2µg/l fra Skogfoss til Bjørnsundet. I 1990 var det imidlertid ikke registrert noen tilsvarende økning i klorofyllverdiene. Dette kunne tolkes som en indikasjon på giftvirkninger for planktonalger. I 1991 var det imidlertid en økning i midlere klorofyll-verdier fra Skogfoss til ved Bjørnsundet. For å klarlegge eventuelle giftvirkninger for planktonalger i Pasvikelva ble det i 1992 utført toksisitetstester på nikkelholdig vann fra utløpet av Kuetsyarv. Resultater av kjemiske analyser av vannprøven fremgår av tabell 3.1.

Tabell 3.1. Kjemiske analyser av vann fra Kuetsyarv.

Prøve	pH	kond. mS/m	Ca mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	TOC mg/l
Ufiltrert	7.33	12.3	10.5	83.5	7.8	4.1
Filtrert				76.5	7.4	

Vannprøven ble filtrert gjennom membranfilter med porestørrelse 0.45 µm og tilsatt plantenæringsstoffer tilsvarende 10% konsentrasjon av algevekstmediet Z8. Den organiske chelatoren EDTA ble utelatt fra vekstmediet for å unngå at tilgjengeligheten av metaller ble redusert ved kompleksering.

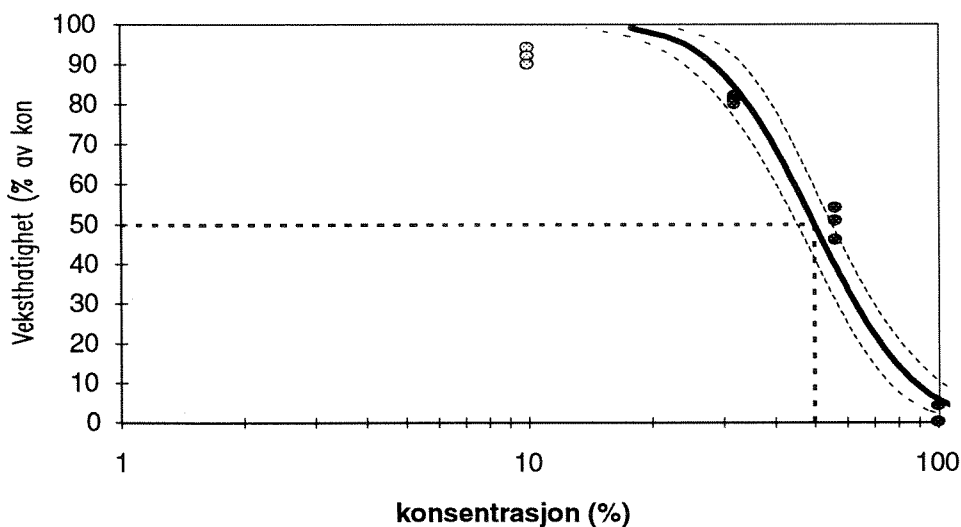
Kuetsyarv-vannet tilsatt algevekstmedium ble fortynt med destillert vann tilsatt samme konsentrasjon av vekstmedium (10% Z8, Källqvist 1984) til en konsentrasjonsserie fra 10-100%. Blandingene ble tilsatt alger fra laboratoriekulturer som var i eksponensiell vekst. Testen ble utført med to forskjellige alger; grønnalgen *Selenastrum capricornutum* og blågrønnalgen *Oscillatoria limosa*. Hver konsentrasjon ble fordelt i tre parallelle kulturer i glasskolber som ble inkubert på et ristebord med kontinuerlig belysning fra lysstoffør. Lysmengden var 70 µE m⁻²s⁻¹ for *Selenastrum* og 30 µE m⁻²s⁻¹ for *Oscillatoria*. Temperaturen ble holdt ved 20 °C. Kulturene ble inkubert i 3 døgn (*Selenastrum*) eller 6 døgn (*Oscillatoria*).

Algenes vekst ble registrert ved måling av celletall av *Selenastrum* og klorofyll fluorescens for *Oscillatoria*. På grunnlag av målingene ble veksthastigheten beregnet for hver kultur. Veksthastighetene ble så regnet om til % av veksthastigheten i kontrollkulturer i destillert vann med 10% Z8.

I et annet forsøk ble effekten av nikkel på veksten av *Selenastrum* i vekstmediet 10% Z8 uten EDTA i destillert vann og i naturlig innsjøvann fra Maridalsvann i Oslo undersøkt. Forskjellige konsentrasjoner av Ni ble tilsatt som NiCl₂. Testene ble utført som beskrevet for vannprøven fra Kuetsyarv.

Algetesten med grønnalgen *Selenastrum* i vann fra Kuetsyarv viste en svak men signifikant hemming av veksten (10%) i forhold til kontrollkulturene i destillert vann med vekstmedium. På blågrønnalgen *Oscillatoria* ble det registrert en betydelig sterkere veksthemming. Fig 3.6 viser veksthastigheten av *Oscillatoria* ved ulike konsentrasjoner av vann fra Kuetsyarv. I ufortynnet vann var veksthemmingen i det nærmeste fullstendig, og selv ved 10% konsentrasjon var hemmingen signifikant. Konsentrasjonen som ga 50%

hemming (EC_{50}) ble beregnet til 50%. Nikkelkonsentrasjonen ved denne fortyning var 39 $\mu\text{g/l}$.



Figur 3.6. Vekst av *Oscillatoria limosa* i forskjellige konsentrasjoner av vann fra Kuetsyarv, fortennet i et ionefattig uorganisk vekstmedium (10% Z8).

Nikkelkonsentrasjonen ved 100% konsentrasjon var 77 $\mu\text{g/l}$. Responskurven er beregnet ved regresjonsanalyse og er vist med 95% konfidensintervall. EC_{50} -verdien er avmerket med stiptet linje.

Toksisitetstesten med *Selenastrum* av nikkel i rent vekstmedium (10% Z8 uten EDTA) viste begynnende veksthemming allerede ved konsentrasjonen 10 $\mu\text{g/l}$ (Se fig. 3.7). EC_{50} -verdien var 24 $\mu\text{g/l}$. I Maridalsvann var effekten av nikkel svakere og EC_{50} -verdien 106 $\mu\text{g/l}$.

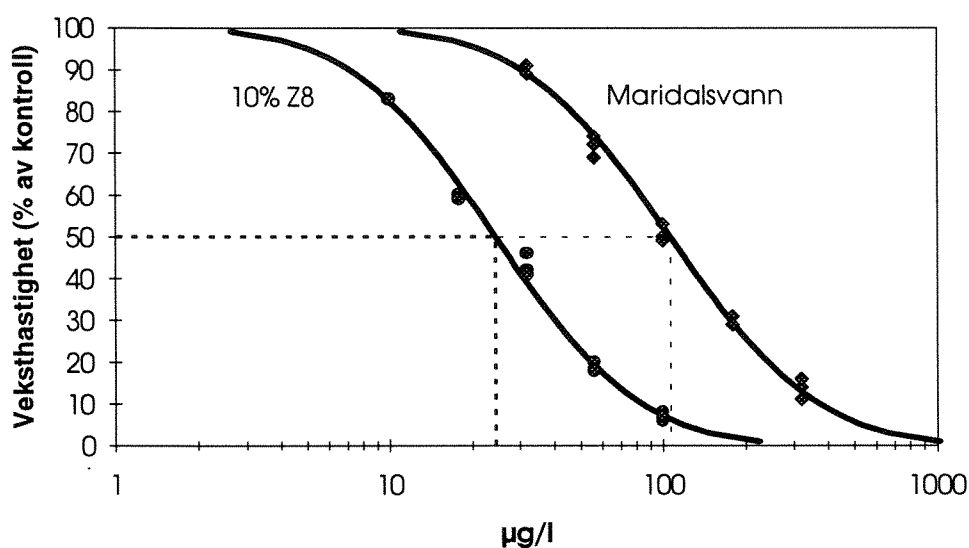


Fig 3.7 Effekten av Ni^{2+} på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum* i ionefattig uorganisk vekstmedium (10% Z8) og i Maridalsvann.

Det synes klart at den registrerte veksthemmingen av alger dyrket i vann fra Kuetsyarv skyldes den høye konsentrasjonen av nikkel. Kopper er også meget giftig for alger, men den konsentrasjon av kopper som ble funnet i prøven kan ikke forklare den observerte giftvirkningen.

Resultatene fra toksisitetstestene med alger viser at effekten av nikkel er avhengig av vannkvaliteten. Den nikkelkonsentrasjon som ble funnet i Kuetsyarv (77 µg/l) hemmet veksten av *Selenastrum* med ca. 90% i et ionefattig uorganisk vekstmedium, mens veksthemmingen i Kuetsyarv bare var 10%. Den viktigste årsaken til forskjellen i gifteffekt er trolig kalsium-konsentrasjonen som var 10.5 mg/l i Kuetsyarv mot 1.0 mg/l i vekstmediet. I tillegg kan innholdet av humusstoffer i det naturlige innsjøvannet ha bidratt til å redusere tilgjengeligheten av nikkel. I Maridalsvann hvor kalsium-innholdet er ca. 2.6 mg/l var effekten av nikkel intermediær i forhold til Kuetsyarv og det ionefattige vekstmediet. Innholdet av organisk karbon er omtrent lik i Kuetsyarv og Maridalsvann.

Til tross for at vannkvaliteten i Kuetsyarv i noen grad demper giftvirkningen av nikkel er konsentrasjonen høy nok til å hemme veksten av alger. Ved at følsomheten for nikkel varierer mellom ulike alger er det overveiende sannsynlig at nikkelbelastningen i Kuetsyarv påvirker artssammensetningen av planktonalger i vassdraget mot dominans av nikkel-tolerante arter. Nikkel-forurensningen kan også tenkes innvirke negativt på plankton-samfunnets produksjon.

Pasvikelva nedstrøms Kuetsyarv har et kalsium-innhold på ca 3 mg/l, og en TOC på ca 3 mg/l. Vannet er derfor trolig omtrent like følsomt for nikkelforurensning som Maridalsvann og mindre følsomt enn det ionefattige uorganiske vekstmediet som ble benyttet i testene. Utløpsvannet fra Kuetsyarv blir fortynnet omtrent 1: 10 i Pasvikelva. Ut fra giftighetstestene ligger konsentrasjonene i Pasvikelva på grensen til at man kan forvente giftvirkninger på planktonalger. Effekten må imidlertid antas å være liten til moderat. I grense-områdene mellom Kirkenes og Grense-Jakobselva er det imidlertid mange innsjøer som har lavere innhold av kalsium og TOC enn Pasvikelva, og høyere innhold av nikkel (opp til 20µg/l). Her er det sannsynlig at nikkel gir effekter på planteplanktonet.

3.3 Eutrofiering og vannhygiene.

Kuetsyarv er resipient for byen Nikel med ca 50,000 innbyggere. På norsk side bor det bare ca 300 innbyggere, de fleste i Svanvikområdet.

Konsentrasjonen av totalfosfor øker fra ca 4 til 6 µg/l fra Skogfoss (PAS1) til Bjørnsundet (PAS2), jfr figur 3.5. I 1991 medførte dette en markert økning i klorofyllverdiene fra 1.7µg/l ved Skogfoss til 3.3µg/l ved Bjørnsundet. En slik økning ble ikke registrert i 1990, noe som kunne indikere at planteplanktonet var hemmet av tungmetaller. Toksisitetstestene som ble utført i 1992 på vann fra Kuetsyarv tydet imidlertid ikke på noen stor giftvirkning på planktonalger i Pasvikelva. Det er derfor sannsynlig at variasjoner fra et år til et annet skyldes klimatiske forhold. I gjennomsnitt bidrar Kuetsyarv til en liten økning av eutrofieringen i Pasvikelva, men bidraget medfører trolig ingen vesentlige problemer for vannkvaliteten.

Pøvetakingsstasjonen i Grense-Jakobselva ligger mange km nedstrøms nærmeste innsjø i hovedvassdraget, Jakobsvatnet. Det er derfor sannsynlig at algene i vannmassene domineres

av løsrevet begroing og ikke planktonalger. Dette medfører at mengden av alger i vannmassene vil variere med vannføringen. På stigende vannføring vil man få økt løsrivning.

Middelkonsentrasjonen av totalfosfor i Grense-Jakobselva for toårsperioden 90/91 var 4 µg/l. Dette er trolig hovedsaklig elvas naturgitte fosforinnhold. Bøssettingen består bare av små spredte militære grenseposter. Klorofyllverdiene var gjennomgående lavere enn i Pasvikelva. Målingene tyder ikke på noen påvirkning av eutrofiering. Man kan imidlertid ikke utelukke at vegetasjonen i elva kan være hemmet av tungmetaller.

Ut fra SFT's vannkvalitetskriterier for eutrofiering lå de undersøkte stasjonene i Pasvikelva og Grense-Jakobselva i 1990 i klasse 1 (lite/ubetydelig påvirket). I 1991 gikk Bjørnsundet (PAS2) opp i klasse 2 (moderat påvirket) grunnet økte klorofyllverdier.

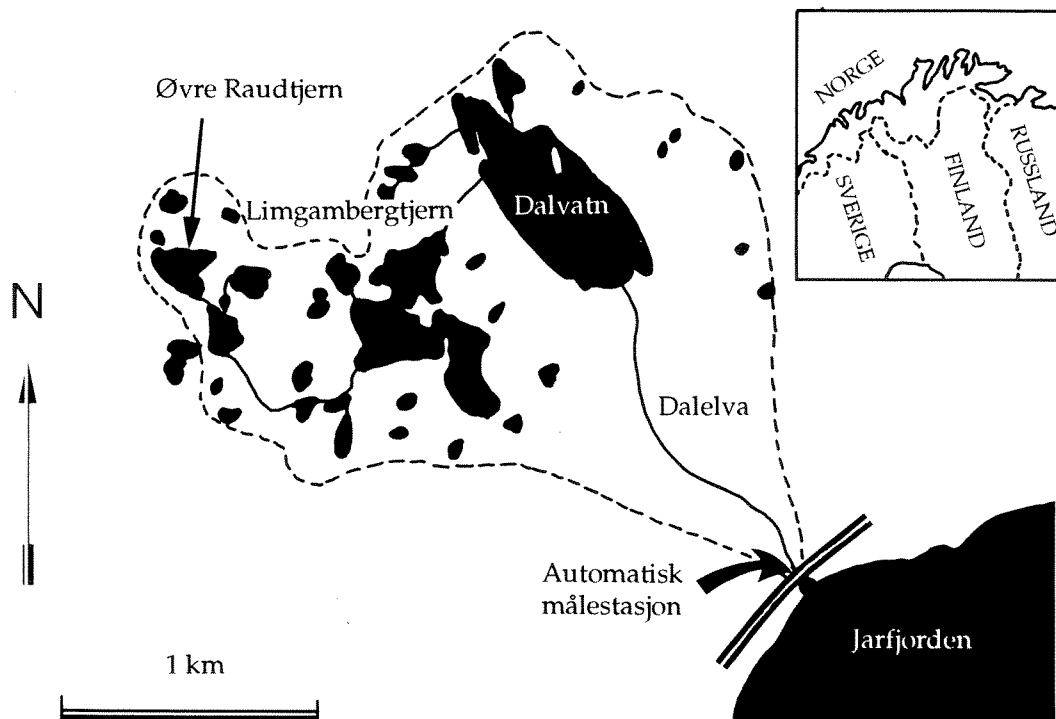
Det var lave konsentrasjoner av koliforme bakterier både i Pasvikelva og Grense-Jakobselva. De høyeste verdiene av termotabile koliforme ble som ventet observert ved Bjørnsundet (PAS2). En registrert maksimalverdi på 8 termotabile koliforme pr. 100 ml. og medianverdi på 1 er allikevel lavere enn man skulle forvente når det ligger en by på ca 50,000 innbyggere oppstrøms. Hovedårsaken til de lave verdiene er at det kommunale avløpsvannet fra Nikel blir klorert. Oppholdstiden i Kuetsyarv vil også redusere bakterieantallet før vannet renner ut i Pasvikelva. Ved Skogfoss (PAS1) og Grense-Jakobselva (GJA1) var registrerte maksimalverdier for termotabile koliforme hhv 3 og 2 pr.100 ml. I SFT's vannkvalitetskriterier er grenseverdien for klasse 1 (lite/ubetydelig forurenset) satt til 5 termotabile koliforme pr. 100 ml (vurdert ut fra 90-persentilen). Tilsvarende grenseverdi for klasse 2 (moderat påvirket) er 50 pr. 100 ml. Ut fra dette vil både Pasvikelva ved Skogfoss og Grense-Jakobselva være i klasse 1, mens Pasvikelva ved Bjørnsundet vil være i klasse 2.

4. DALELVA FELTFORSKNINGSOMRÅDE

Dalelva (fig.4.1) i Sør-Varanger kommune renner ut på vestsiden av Jarfjorden mellom Haga og Kjerrisneset. Nedbørfeltet er 3.2 km². Gjennomsnittlig avrenning er ca 17 l/s.km². Høyeste punkt i nedbørfeltet er 241 m.o.h. på Raudfjellet. Vegetasjonen er dominert av tett bjørkeskog opp til ca 150 m.o.h. Høyere opp i nedbørfeltet er det en blanding av spredt bjørkeskog, myr, tundra og fjell.

Det er 2 innsjøer i nedbørfeltet: Limgambergtjern (158 da, 172 m.o.h.) og Dalvatn (250 da, 132 m.o.h.). Videre er der et titalls mindre tjern. Av spesiell interesse er småtjernene på Raudfjellet; øvre Raudtjern (22 da, ca 230 m.o.h.) og nedre Raudtjern (13 da, ca 225 m.o.h.). Regner man med alle småtjernene i nedbørfeltet, er det en samlet vannoverflate på 0.49 km², noe som gir en innsjøprosent på 15%. Berggrunnen er dominert av glimmerskifer og glimmergneis. Fra Dalvatn og ned til fjorden er der betydelige løsavsetninger.

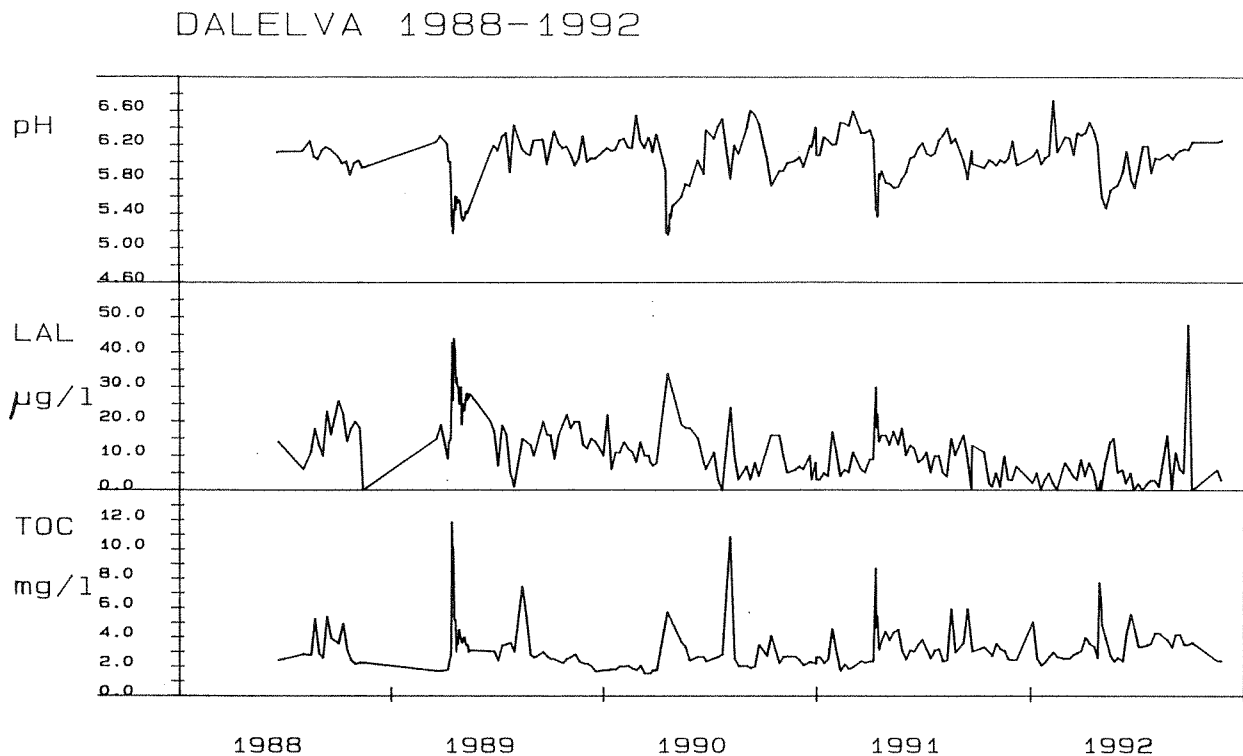
Nedbørfeltet ligger i en utsatt sektor for nedfall fra smelteverket i Nikel. I luftlinje ligger Dalelva ca 32 km nord for Nikel.



Figur 4.1. Dalelva feltforskningsområde.

4.1 Dalelva

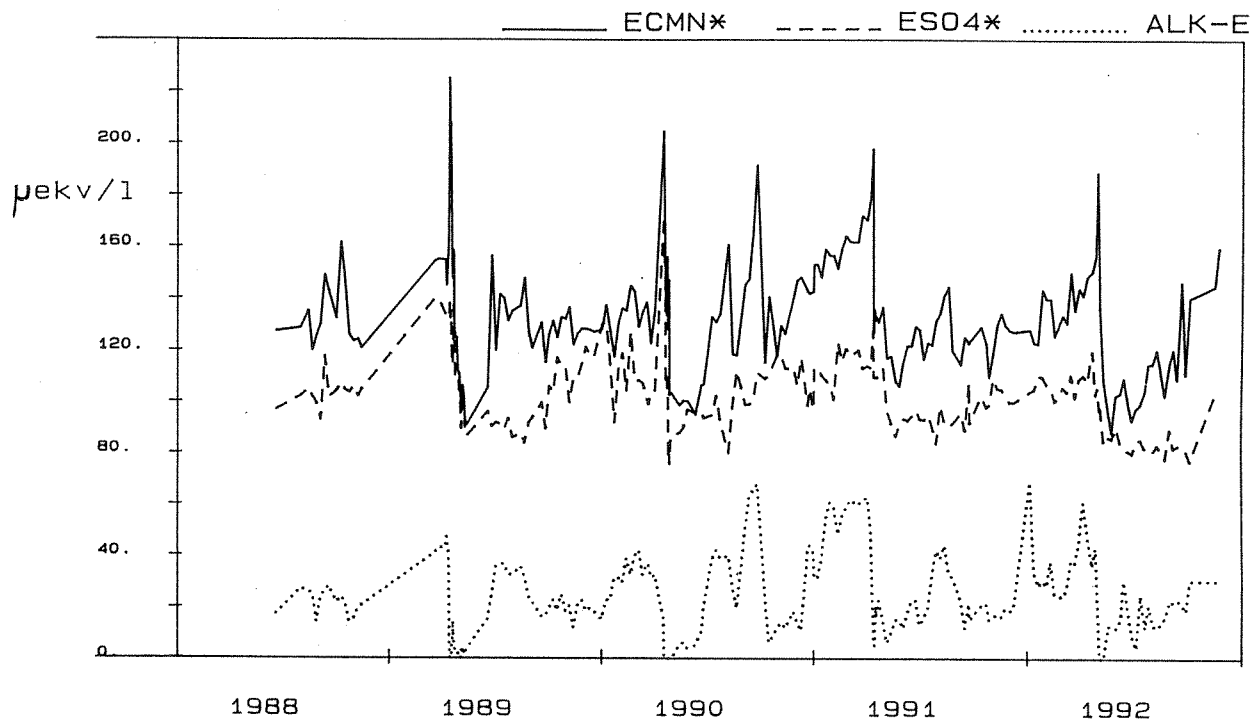
I juli 1988 ble det satt i gang kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne, vannføring og lufttemperatur nederst i Dalelva. Videre ble det satt igang ukentlig prøvetaking for vannkjemiske analyser. Vannkjemiske resultater fra den ukentlige prøvetakingen for perioden 1988-1992 er vist i figur 4.2 og 4.3.



Figur 4.2. pH, labilt aluminium (LAL) og total organisk karbon (TOC) i Dalelva.

pH-kurven viser et markert minimum i begynnelsen av vårsmeltingen. Årsaken til dette er en kombinasjon av flere endringer i vannkjemien: 1) større fortykning av basekationer enn av sulfat 2) en topp i utvasking av organiske syrer 3) høy konsentrasjon av natriumklorid i smeltevannet, noe som blant annet medfører ionebytting mellom natrium- og hydroniumioner (sjøsalteffekten) og 4) overmetning av karbondioksid. Den sistnevnte effekten er årsaken til at laboratoriemålingene kan vise flere tiendedeler høyere pH enn de kontinuerlige målingene direkte i elva. Overmetningen av karbondioksid gjør seg spesielt gjeldene på ettervinteren og under begynnende vårsmelting fordi is og snødekke hindrer vannet i komme i likevekt med luftens innhold av karbondioksid. Selv om sure episodene har flere årsaker, er det definitivt det høye antropogene svovelledfallet som er årsaken til dagens forsurningsnivå. Uten denne belastningen ville pH-svingningene vært mindre og ligget på et betydelig høyere nivå.

Labilt aluminium (LAL) viser årlige maksimumsverdier i vårsmeltingen fra 30 til 50 µg/l. Reaktivt aluminium har maksimumsverdier opp til 150µg/l. Årsaken til at konsentrasjonene av labilt aluminium ikke blir høyere er at det samtidig er en topp i konsentrasjonen av organisk karbon (TOC), slik at man får organisk bundet aluminium. Dette hindrer at labilt aluminium kommer opp i giftige konsentrasjoner.

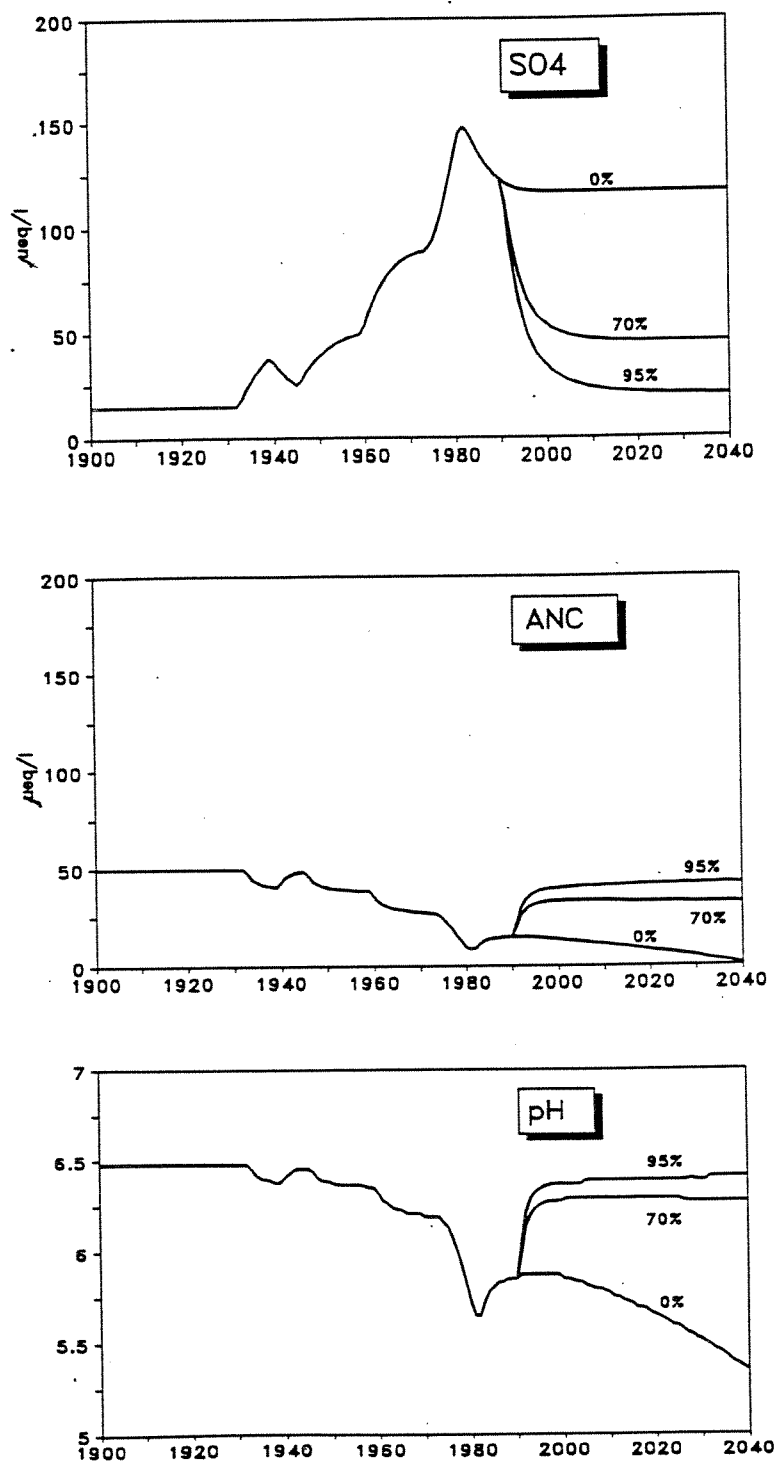


Figur 4.3. Ikke-marine basekationer (ECMN*), ikke-marin sulfat (ESO4*) og alkalitet (ALK-E) i Dalelva.

Analysene viser at Dalelva er betydelig forsuret. Konsentrasjonene av sjøsaltkorrigert sulfat ligger i perioder over 100 $\mu\text{ekv/l}$. Konsentrasjonen av basekationer ligger vanligvis høyere enn sulfatkonsentrasjonen. Dette fører til at elva vanligvis har en positiv alkalitet. Unntaket er episodene i forbindelse med snøsmeltingen. Da er konsentrasjonene av basekationer og sulfat omtrent like, slik at alkaliteten blir null. I tillegg bidrar også den tidligere omtalte sjøsalteffekten til redusert alkalitet. Etter vårmeltingen i april/mai stiger alkaliteten langsomt mot et sommermaksimum i juli/august. Deretter følger ofte et minimum under regnværperioder om høsten. I løpet av vinteren øker alkaliteten mot et maksimum like før vårmeltingen begynner.

Under dagens kortvarige episoder i Dalelva med pH-verdier rundt 5 og ingen alkalitet har man som regel også høye verdier av organisk stoff. Dette medvirker til å redusere giftigheten for organismene i elva. Det er imidlertid sannsynlig at man vil få en tiltagende forsuring i Dalelva hvis ikke svoveldeposisjonen reduseres betydelig. MAGIC, en prosessorientert modell for forsuring av jord og vann, ble brukt til å rekonstruere forsuringshistorien til Dalelva og til å forutsi fremtidig forsuring ved 3 ulike scenarier for fremtidig sulfatdeposisjon i området (Wright og Traaen 1992). Hvis dagens svoveldeposisjon fortsetter vil Dalelva bli kronisk sur i løpet av 50 år, med medfølgende skader på fisk og annet akvatisk liv. Årsaken til økt forsuring er at basemetningsgraden i jorda forventes å synke ved vedvarende svovelbelastning, noe som vil medføre nedgang i vannets innhold av basekationer. En gjennomføring av den planlagte utslippsreduksjonen på 95% vil imidlertid raskt kunne gjenopprette en vannkvalitet som vil være tilnærmet upåvirket av antropogen forsuring. Resultater fra bruk av MAGIC-modellen er vist i figur 4.4.

Tålegrenser for svoveldeposisjon i Dalelva er 64 $\text{mekv/m}^2/\text{år}$ (vann, $\text{ANC}_{\text{limit}} = 0 \mu\text{ekv/l}$), 42 $\text{mekv/m}^2/\text{år}$ (vann, $\text{ANC}_{\text{limit}} = 20 \mu\text{ekv/l}$), og 104 $\text{mekv/m}^2/\text{år}$ (jord, $\text{Ca/Al} = 1 \text{ mol/mol}$). Dagens svoveldeposisjon i Dalelvas nedbørfelt er på ca 63 $\text{mekv/m}^2/\text{år}$ SO_4 .

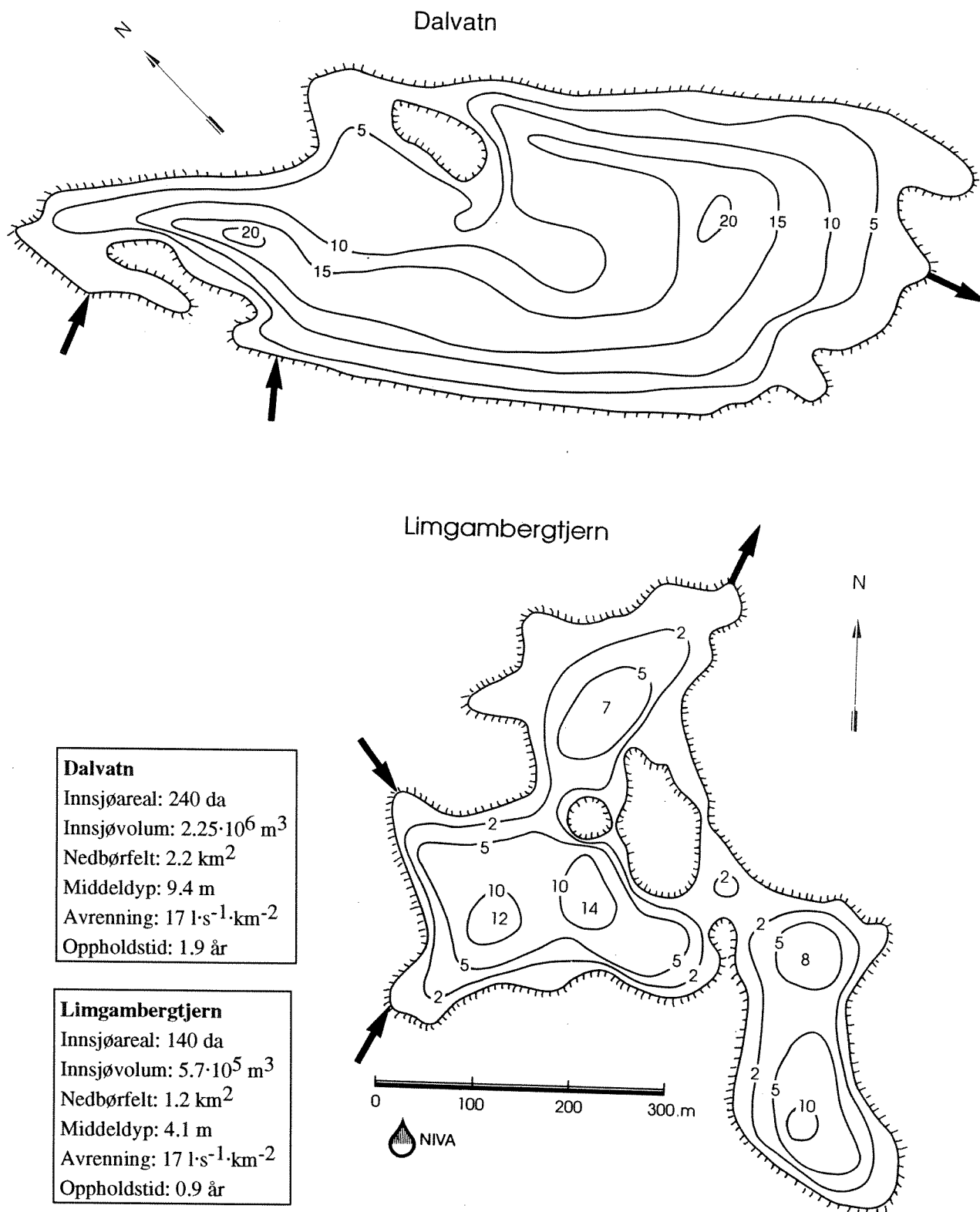


Figur 4.4. SO_4 , ANC og pH i Dalelva simulert med MAGIC-modellen for de foregående 90 år og de fremtidige 50 år ved 0, 70 og 95% reduksjon av svoveldeposisjonen (fra Wright og Traaen 1992).

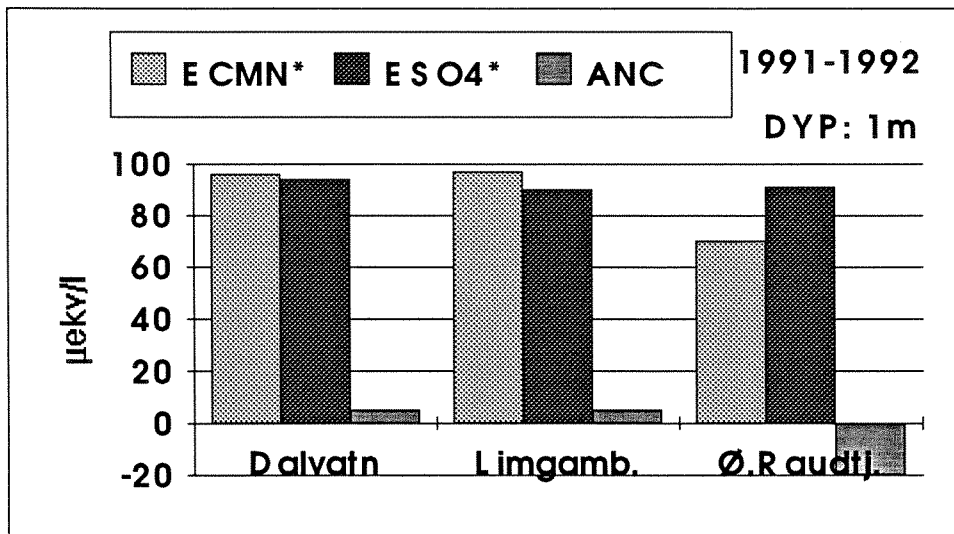
4.2 Innsjøene i feltforskningsområdet Dalelva.

I 1991 og 1992 ble innsjøene Dalvatn, Limgambergstjern og Øvre Raudtjern prøvetatt på ettervinteren, sommeren og høsten. Prøver ble tatt på følgende dyp: Dalvatn: 1, 5 10 og 15m,

Limgambergtjern: 1, 5 og 10m, Øvre Raudtjern: 1 eller 0.1m. Dybdekart for Dalvatn og Limgambergtjern er vist i figur 4.5. Største registrerte dyp i Ø.Raudtjern var ca 5m. Kjemiske analyseresultater er vist i vedlegg. Gjennomsnittsverdier av basekationer, sulfat, syrenøytraliserende kapasitet (ANC), pH og tungmetallene nikkel og kobber for perioden 1991-92 er vist i figurene 4.6 - 4.8.

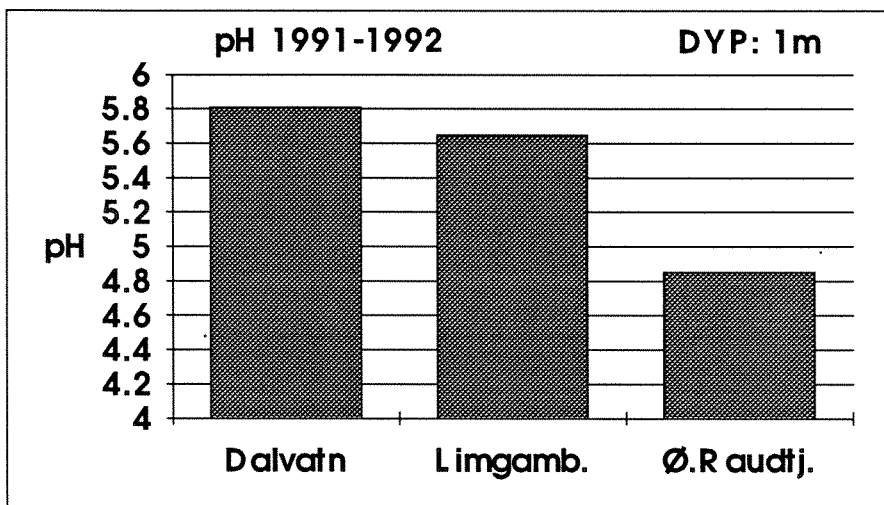


Figur 4.5 Dybdekart for Dalvatn og Limgambergtjern.



Figur 4.6. Basekationer (ECMN*), sulfat (ESO4*) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i Dalvatn, Limgambertjern og Øvre Raudtjern.

* angir sjøsaltkorrigererte verdier. Middelerdier for perioden 1991-1992.



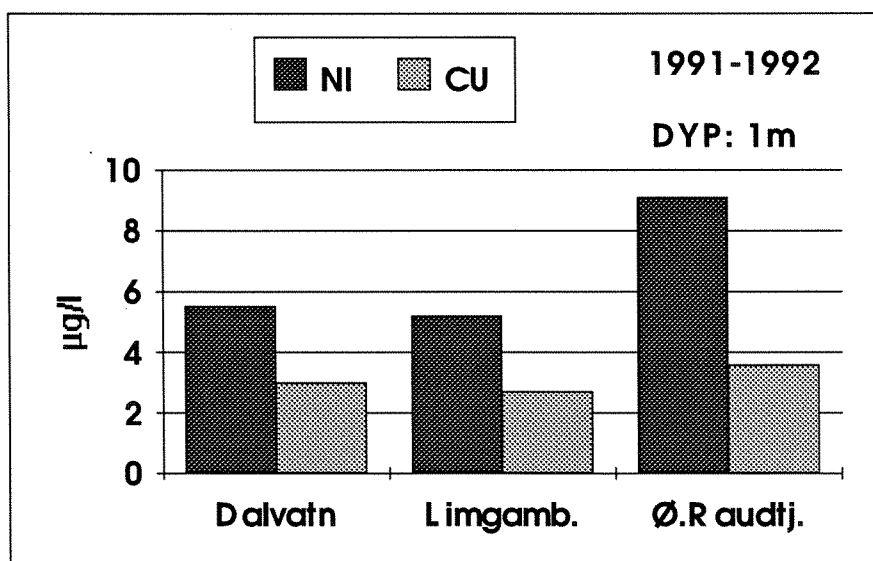
Figur 4.7. pH i Dalvatn, Limgambertjern og Øvre Raudtjern.

Middelerdier for perioden 1991-1992.

Vannkjemien var svært lik i Dalvatn og Limgambertjern. Konsentrasjonen av basekationer var litt høyere enn konsentrasjonen av sulfat, noe som medfører en liten, men positiv ANC. Tålegrensen basert på $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{ekv/l}$ er imidlertid overskredet i begge innsjøene. Innsjøene ligger derfor i en kategori hvor man kan forvente fiskeskader. I Øvre Raudtjern var konsentrasjonen av sulfat betydelig høyere enn konsentrasjonen av basekationer. Dette fører til at ANC blir negativ og pH lavere enn 5.0. Ø.Raudtjern har også toksiske konsentrasjoner av labilt aluminium.

Det var vanligvis liten forskjell i vannkjemien på de ulike dypene. Store deler av vannene er så grunne at de sirkulerer store deler av den isfrie perioden. I løpet av den islagte perioden er det en liten, men markert oppbygging av alkalitet i vannmassene nær bunnen. Stort sett er det imidlertid små sesongvariasjoner i vannkjemien.

Konsentrasjonene av nikkel var markert høyere i Øvre Raudtjern enn i innsjøene nedstrøms (figur 4.8). Kobberverdien var også noe høyere. Dette er i overensstemmelse med det generelle bildet fra tidligere undersøkelser i småvassdrag i Finnmark (Traaen, Rognerud og Henriksen 1990) som viste at konsentrasjonene av nikkel og kobber vanligvis var høyest øverst i vassdragene. Det var ingen markerte endringer i konsentrasjonene av tungmetaller som funksjon av dyp eller årstid. En eventuell utlekking av tungmetaller fra sedimentene synes derfor ikke å være så stor at den i vesentlig grad påvirker konsentrasjonene i hovedvannmassene. Man kan imidlertid forvente en økt utlekking av tungmetaller hvis forureningen skulle tilta.



Figur 4.8. Nikkel og kobber i Dalvatn, Limgambergtjern og Øvre Raudtjern.
Middelverdier for perioden 1991-1992.

Konklusjonen fra undersøkelsene i innsjøene må bli at vassdraget er markert forurenset av nikkel og moderat forurenset av kobber. Det er imidlertid forureningen, og ikke tungmetallene, som utgjør den alvorligste forurensningen for vassdragets organismer.

5. TÅLEGRENSENER I GRENSEOMRÅDENE NORGE/RUSSLAND

5.1 Innledning

Det norske arbeide med tålegrenser for sur nedbør må ses i sammenheng med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og de pågående aktivitetene under Konvensjonen for Langtransporterte 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 utslippsreduksjoner av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

Det norske arbeide med tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann har foregått i nært samarbeide med "Task Force on Mapping", opprettet av Geneve-konvensjonen, og med Effektgruppen under Nordisk Ministerråd.

Denne rapporten omhandler tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for det norsk-russiske grenseområdet. Det er utarbeidet fargekart av resultatene. Videre er det utarbeidet prognoser for overskridelser av tålegrensene ved ulike reduksjoner i svoveldeposisjonen. For å gi en bakgrunn for tålegrensearbeidet har vi nedenfor og på de neste 2 sidene gjengitt noen definisjoner, beregningsmetoder og kjemisk/biologiske kriterier for beregninger av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser (Henriksen et al. 1992).

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).

TÅLEGRENSEBEREGNING

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:

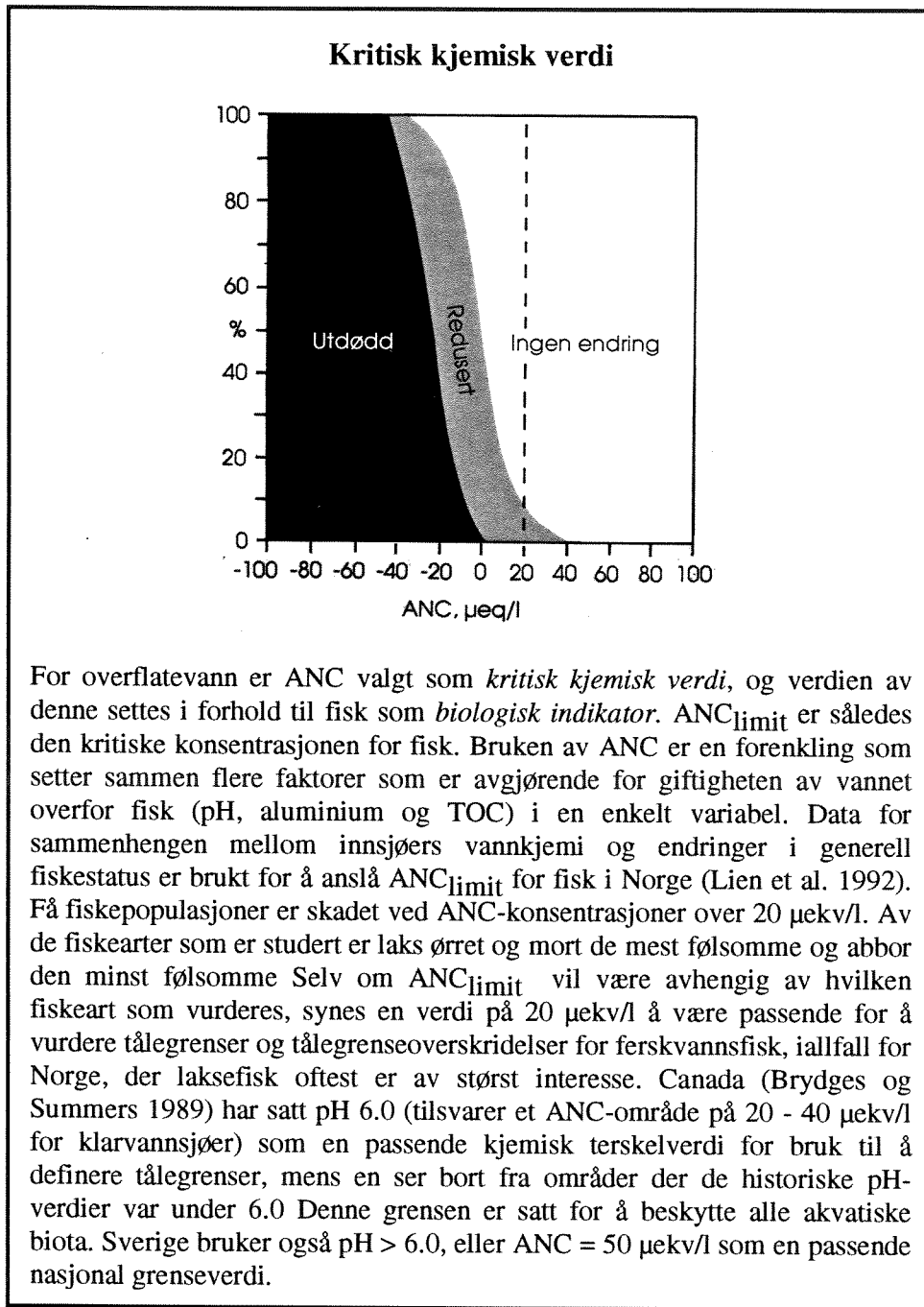
$$\text{CL}(\text{Ac}) = ([\text{BC}]_0^* - [\text{ANC}_{\text{limit}}]) \cdot Q - \text{BC}_d^* \quad (2)$$

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, $\text{SO}_4^*_d$.

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

For å bestemme tålegrenser for overflatevann må en sette en kritisk kjemisk verdi for en biologisk indikator (se boks 3). For de beregningene i denne rapporten er $ANC_{\text{limit}} = 20 \mu\text{ekv/l}$ benyttet.



5.2 Resultater

Det er nylig utarbeidet oppdaterte tålegrensekart for Norge (Henriksen et al.1992). For tålegrenseberegninger i det norsk-russiske grenseområdet har vi på norsk side brukt de samme data som ble benyttet for tålegrensekartet for Norge. På russisk side har Institute of North Industrial Ecology Problems, INEP, samlet inn og analysert vannprøver. En stor del av prøvene er også analysert ved NIVA.

På russisk side er data for svoveldeposisjoner hentet fra isolinjekart utarbeidet av NILU (Sivertsen et al. 1991 og Sivertsen et al. 1992). På norsk side er også NILUs isolinjekart benyttet for de nærmeste grenseområdene. For de mer fjerntliggende områdene har vi benyttet NILUs beregninger av svoveldeposisjonen i de såkalte NILU-rutene (50x50km). I formelen for tålegrenseberegninger (se kap.5.1) inngår også deposisjonen av ikke-marine basekationer (BC^*_d). Slike data har vi ikke for russiske områder. BC^*_d er derfor ikke tatt med i beregningene. Vanligvis er imidlertid BC^*_d så lav at den ikke influerer i vesentlig grad på tålegrensen. Unntaket kan være de nærmeste km fra Nikel hvor man i tillegg til svovelnedfallet også har nedfall av basiske støvpartikler. Her kan de beregnede tålegrenser være noe for høye. Fordi BC^*_d skal trekkes fra svoveldeposisjonen ved beregning av overskridelser blir verdiene for overskridelser ikke påvirket av BC^*_d .

I de etterfølgende beregninger av overskridelser er belastningen basert på svoveldeposisjonen. Nitratavrenningen i området er så lav at den er uten betydning for beregning av overskridelser (jfr. overskridelseskart i Henriksen et al. 1992).

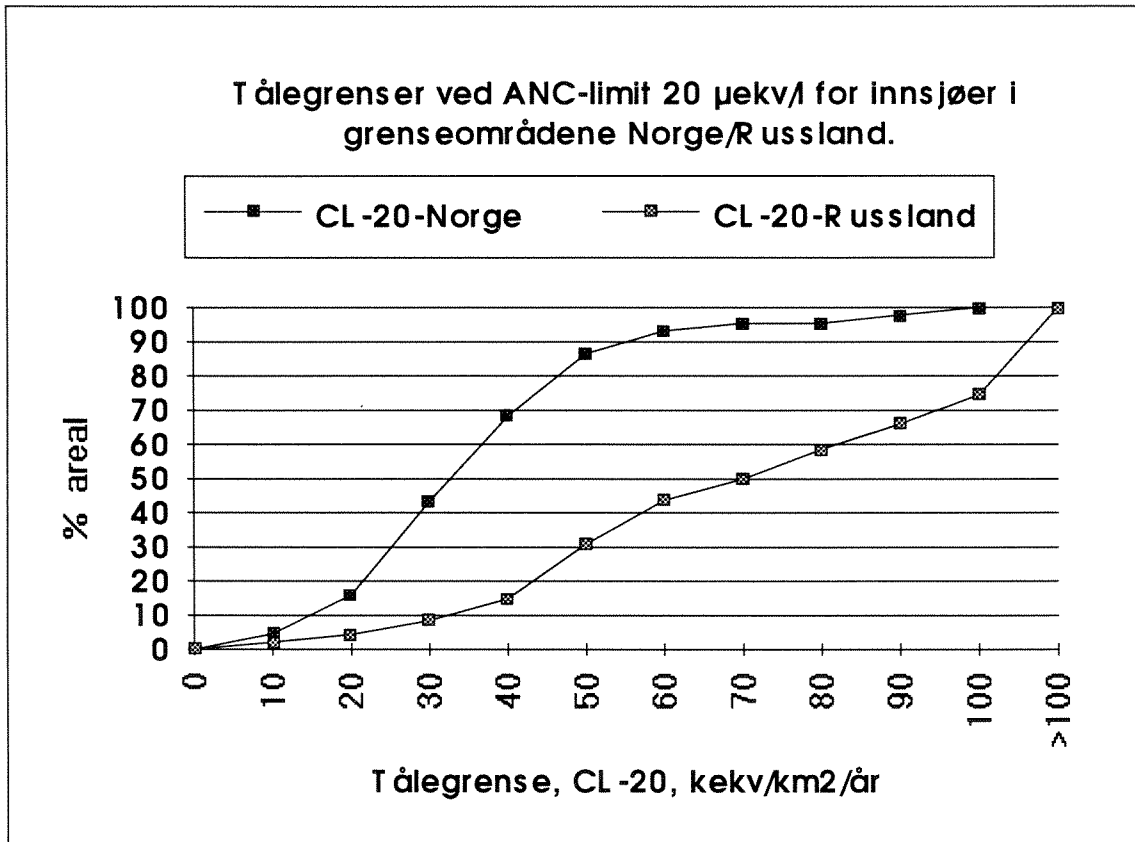
I kartfremstillingen har vi brukt den samme oppløsning som ble benyttet for de norske tålegrensekartene. Hver rute på 0.5 breddegrad og 1.00 lengdegrad er delt opp i 16 underruter. Disse rutene representerer ca 14x14 km lengst sør i Norge og ca 14x10 km i Sør-Varanger.

For beregninger av overskridelser har vi benyttet en kritisk kjemisk grenseverdi for ANC på $20\mu\text{ekv/l}$ ($ANC_{\text{limit}}=20$). Dette innebærer at man ikke nødvendigvis har fiskeskader eller fiskedød i et område hvor tålegrensen er overskredet. Men forsuringen ligger på et nivå hvor risikoen for skader er til stede. Risikoen for skader og fiskedød øker selvsagt ved økende overskridelse (jfr. fiskeskadepkurven i kap.5.1).

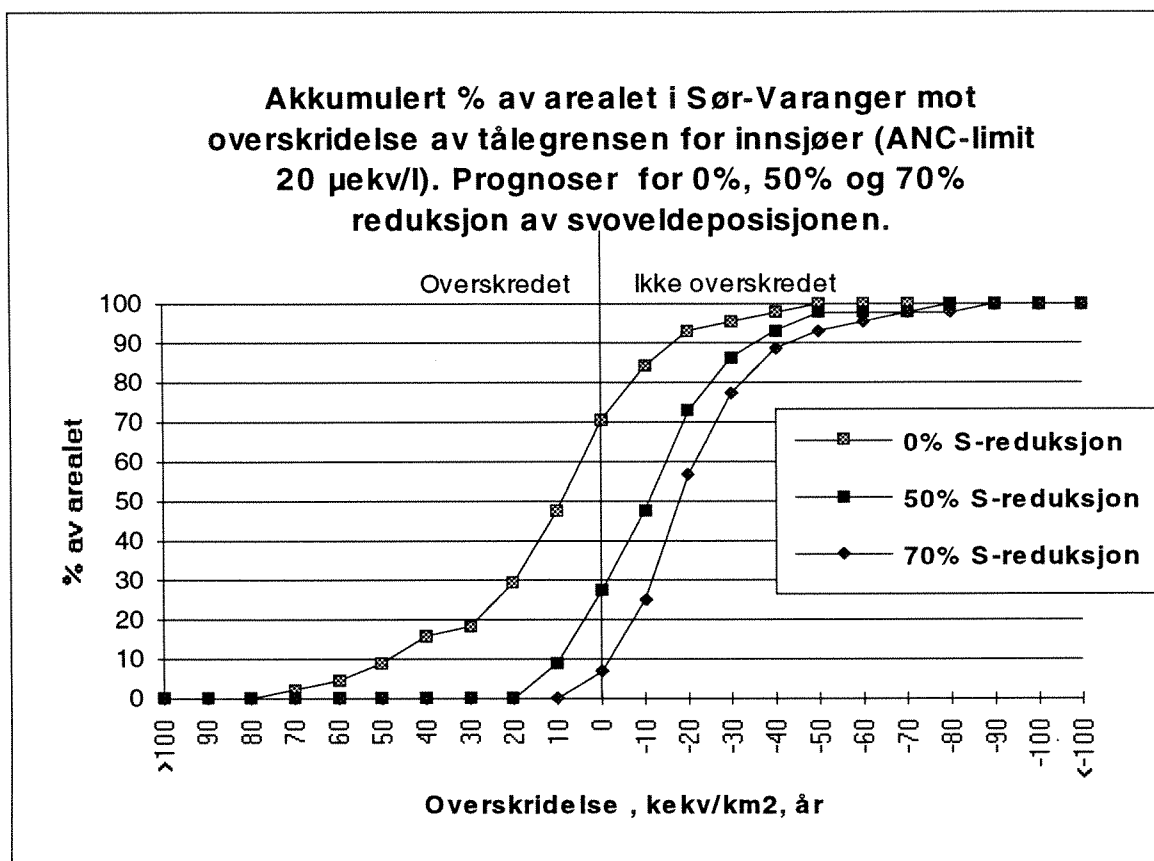
Figur 5.1 viser fordelingen av tålegrenser for overflatevann i smårutene i de norske og russiske grenseområdene. Kurvene viser hvor stor prosent av arealet som har tålegrenser under en gitt verdi. Det fremgår av kurvene at områdene på norsk side er betydelig mer følsomme for sur nedbør enn de russiske områdene. Eksempelvis har nær 90% av arealet i Sør-Varanger tålegrenser lavere enn $50\text{ kekv}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$. På russisk området er tilsvarende prosenttall 30%. På russisk side er også tålegrensene relativt jevnt fordelt over hele skalaen, mens arealene på norsk side er konsentrert i den følsomme enden av skalaen.

Kombinasjonen av høye svovelbelastninger og lave tålegrensene på norsk side fører til at tålegrensen er overskredet for 70% av Sør-Varangers areal (figur 5.2). Ved å redusere svoveldeposisjonen med 50% vil overskredet areal reduseres til 27%, og ved 70% svovelreduksjon til 7%.

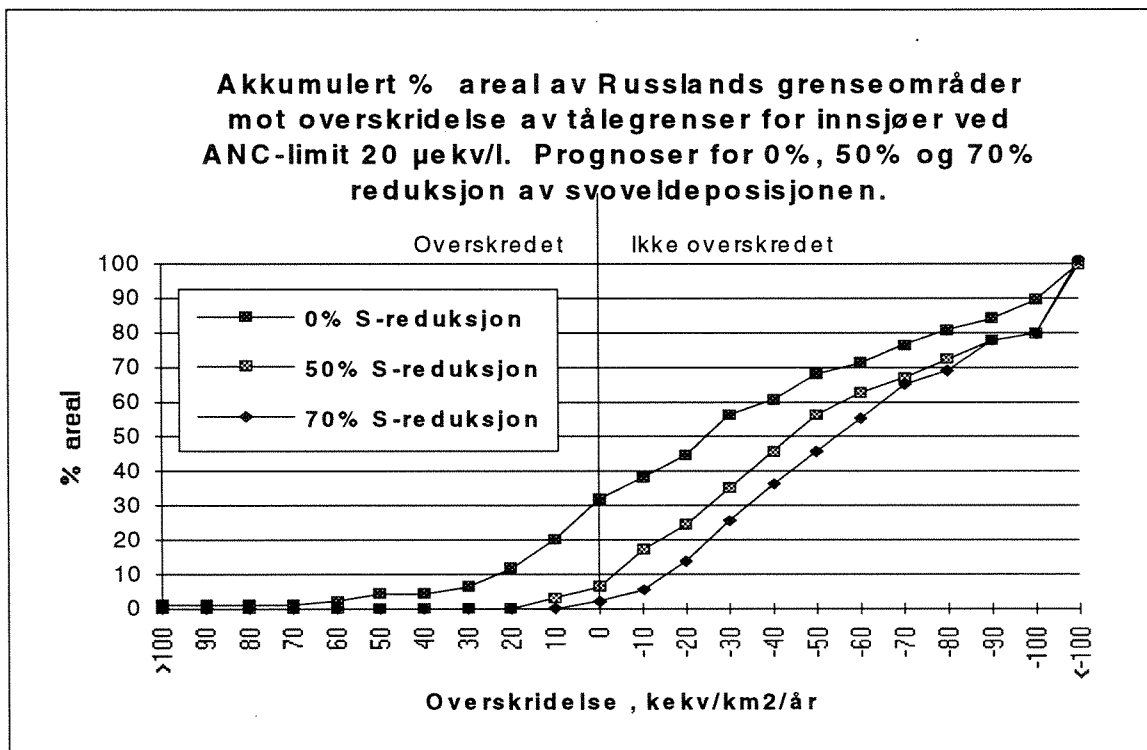
På russisk side av grensen (figur 5.3) er ca 30% av arealet overskredet under dagens forhold. Reduksjoner av svoveldeposisjonen på 50 og 70% vil redusere overskredet areal til hhv. 6 og 2%.



Figur 5.1 Arealfordeling av tålegrenser i de norsk-russiske grenseområdene.



Figur 5.2 Overskridelse av tålegrenser i Sør-Varanger ved ulike svoveldeposisjoner.



Figur 5.3 Overskridelse av tålegrenser på russisk område ved ulike svoveldeposisjoner.

Fargekart for tålegrenser og overskridelse av tålegrenser er vist på de 2 neste sidene. Kartutsnittet er valgt slik at resultatene for hele Finnmark kommer med.

Nesten hele Sør-Varanger areal må betegnes som følsomt overfor sur nedbør. I andre områder av Finnmark er det også spredte arealer som er meget følsomme. På russisk side er de følsomme arealene stort sett konsentrert nord mot Barentshavet. Dette er i god overensstemmelse med at man her har en bergrunnsgeologi dominert av granitt og gneiss, slik man også har på norsk side av grensen.

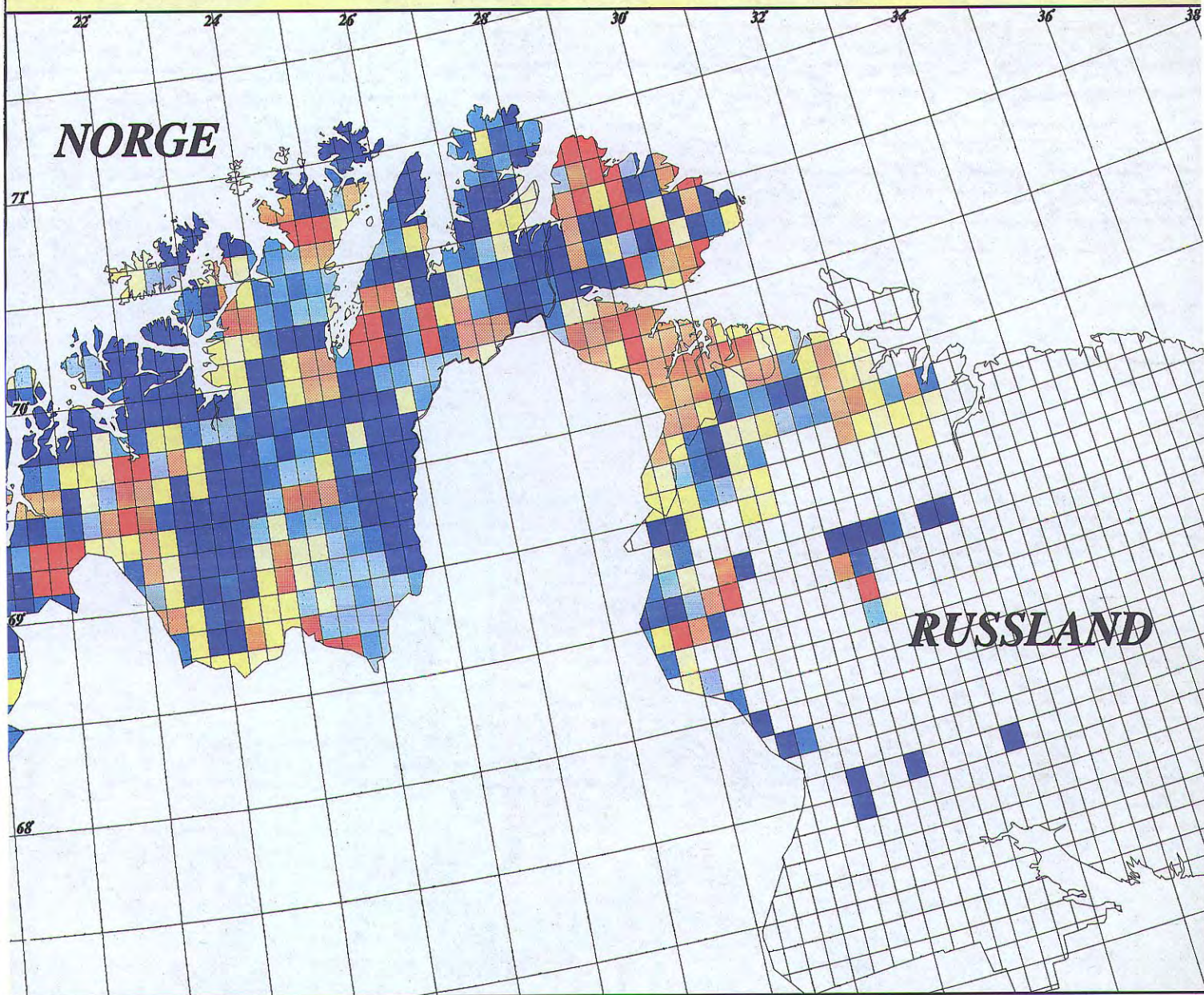
Tålegrensen er overskredet i de fleste områdene av Sør-Varanger. Bare i øvre deler av Pasvik, samt lengst vest i kommunen og rundt nedre del av Grense-Jakobselva finner vi områder hvor tålegrensen ikke er overskredet. I øvrige deler av Finnmark finner vi også spredte områder hvor tålegrensen er overskredet. De sistnevnte områdene har svært lave tålegrenser (tildels 0), slik at selv en liten til moderat svovelbelastning vil føre til overskridelse av tålegrensen.

På russisk side ligger de fleste arealene med overskredet tålegrense rundt Nikel/Zapoljarnyy og de nordligste deler av undersøkelsesområdet. Disse områdene har høy svoveldeposisjon og til dels lave tålegrenser.

Undersøkelsen av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser viser at betydelige reduksjoner av svoveldeposisjonen i området er høyst påkrevet. Modellberegninger viser også at forsuringen vil øke ved en vedvarende belastning på dagens nivå. For å unngå omfattende forsuringsskader i området må derfor forurensningbegrensende tiltak iverksettes i løpet av de nærmeste årene.

Tålegrenser - overflatevann

ANC_{limit} = 20 uekv · l⁻¹



kekv · km⁻² · år⁻¹

gS · m⁻² · år⁻¹

100 km

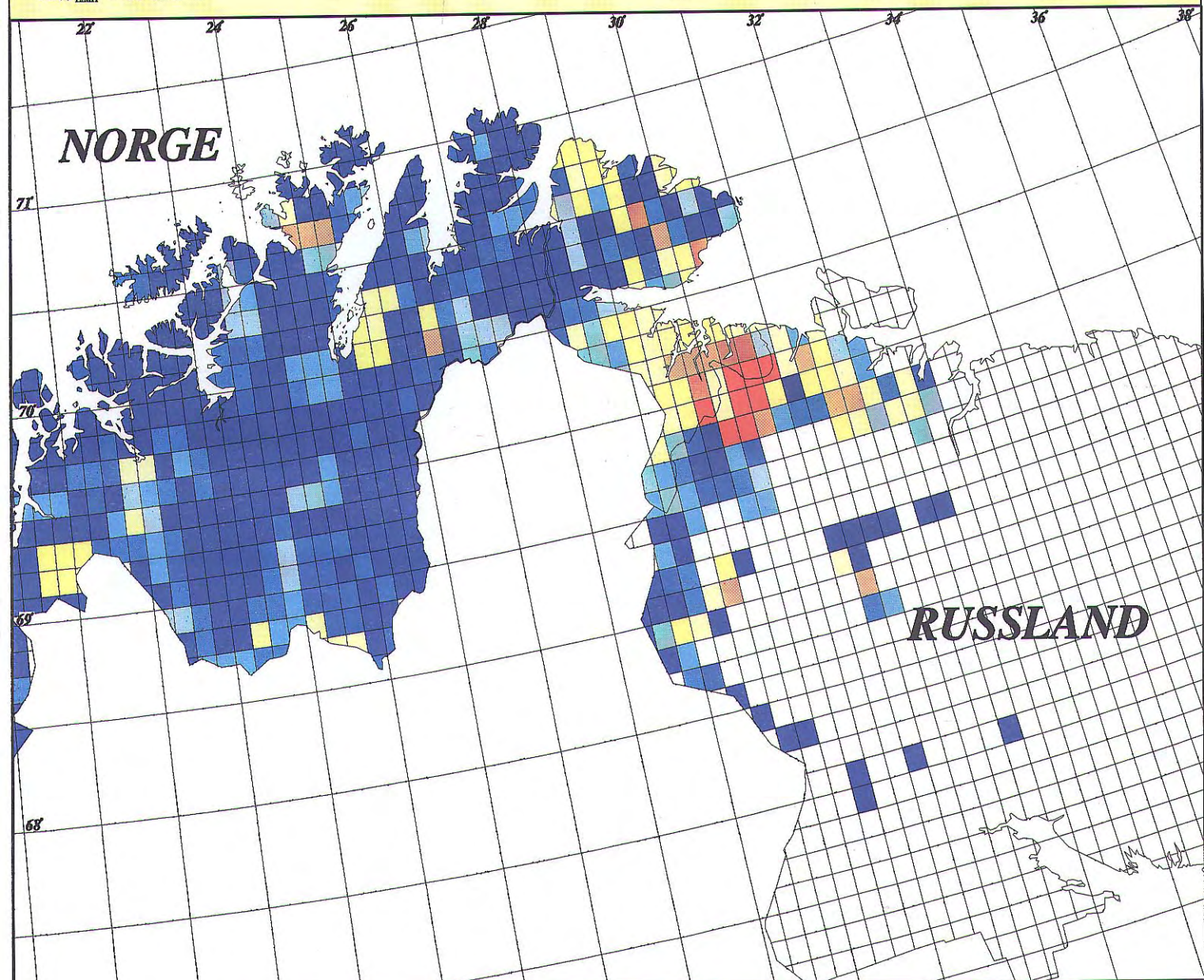
0 - 12.5	0 - 0.19
12.5 - 25.0	0.20 - 0.39
25.0 - 37.5	0.40 - 0.59
37.5 - 50.0	0.60 - 0.79
50.0 - 62.5	0.80 - 0.99
62.5 - 75.0	1.00 - 1.19
75.0 - 87.5	1.20 - 1.39
87.5 - 100.0	1.40 - 1.59
100.0 - 112.5	1.60 - 1.79
> 112.5	> 1.80



Overskridelser av tålegrenser - overflatevann

Verdier for svovel











$ANC_{limt} = 20 \text{ uekv} \cdot l^{-1}$



$\text{kekv} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$

$\text{gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$

100 km

	> 50	> 0.80
	50.0 - 37.5	0.79 - 0.60
	37.5 - 25.0	0.59 - 0.40
	25.0 - 12.5	0.39 - 0.20
	12.5 - 0	0.19 - 0.00
	0 - -12.5	-0.00 - -0.19
	-12.5 - -25.0	-0.20 - -0.39
	-25.0 - -37.5	-0.40 - -0.59
	-37.5 - -50.0	-0.60 - -0.79
	< -50	< -0.80



LITTERATUR.

- Henriksen, A., L.Lien og T.Traaen 1990a. Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Naturens tålegrenser, Fagrapport nr.2.
- Henriksen, A., J.Kämäri, M.Posch, G.Løvblad, M.Forsius og A.Wilander, 1990b. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. Nordic Council of Ministers. Miljørapport 1990:124.
- Henriksen, A, L.Lien, T.S.Traaen og S.Taubøll 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Naturens tålegrenser, fagrapport nr.34. NIVA-rapport, løpenr.2819.
- Källqvist, T. 1984. Biotester. I Vennerød, K. (red.) Vassdragsundersøkelser - En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget s. 252-267.
- Rognerud, S. 1990. Sedimentundersøkelser i Pasvikelva høsten 1989. Statlig Program for Forurensningsovervåking. SFT-rapport 401/90.
- Rognerud, S og E. Fjeld 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjø sedimenter og kvikksølv i fisk.-Statlig Program for Forurensningsovervåking. SFT-rapport 426/90, TA 714/1990.
- Sivertsen, B., L.O.Hagen, O.Hellevik og J.F.Henriksen 1991. Luftforurensninger i grenseområdene Norge/Sovjetunionen januar 1990 - mars 1991. NILU OR:69/91.
- Traaen, T.S. 1987. Forsuring av innsjøer i Finnmark.- Statlig Program for Forurensnings overvåking. SFT-rapport 299/87.
- Traaen, T.S., S. Rognerud og A. Henriksen 1990. Forsuring og tungmetallforurensning i små vassdrag i Sør-Varanger. Undersøkelser i 1989.- Statlig Program for Forurensningsovervåking. SFT-rapport 402/90.
- Traaen, T.S., T. Moiseenko, V. Dauvalter, S. Rognerud, A. Henriksen and L. Kudravseva 1991. Acidification of Surface Waters. Nickel and Copper in Water and Lake Sediments in the Soviet-Norwegian border areas.- Working group for water and environmental problems under the Norwegian-Soviet environmental commission. Oslo and Apatity.
- Traaen, T.S. 1991. Forsuring og tungmetallforurensning i Sør-Varanger. Fremdriftsrapport for 1990. Statlig Program for Forurensningsovervåking. SFT-rapport 481/92.
- Wright, R.F. and T.Traaen 1992. Dalelva, Finnmark, northernmost Norway: prediction of future acidification using the MAGIC model. Statlig program for forurensnings-overvåking. SFT-rapport 486/92. TA-835/1992. NIVA-rapport løpenr: 2728.

VEDLEGG

	Side
Kjemiske analyseresultater fra overvåkingssjøene 1986 -1992	41
Kjemiske og bakteriologiske analyseresultater fra Pasvikelva og Grense-Jakobselva i 1979/80, 1990 og 1991	44
Kjemiske analyseresultater fra Dalvatn, Limgambergtjern og Ø.Raudtjern	47

Kjemiske analyseresultater fra overvåkingsjøene 1986 - 1992.

KOMM	VANN	ÅR	DATO	PH	K25	CA	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	ALK-E	TOC	LAL	KI MYG/L	CU
2030	501	1986	0925	6.41	2.19	1.13	.45	1.66	.16	3.1	3.8	M 1.	14.2	1.96	2		
2030	501	1987	0922	6.31	3.45	1.16	.45	1.64	.20	3.1	3.9	1.	20.7	2.05	0		
2030	501	1988	0929	6.21	2.12	1.19	.46	1.63	.24	2.7	3.1	4	28.2	2.18	2		
2030	501	1989	0920	6.36	2.22	1.07	0.46	1.79	0.17	2.8	3.2	M 1	20.7	1.94	0	1.9	1.4
2030	501	1990	0920	6.43	2.38	1.07	0.41	1.78	0.20	3.0	2.9	1	21.8	2.00	0	1	1.6
2030	501	1991	0921	6.39	2.42	1.19	.47	1.99	.21	3.3	3.0	3	32.5	2.01	0	1	1.3
2030	501	1992	0922	6.17	2.30	1.16	.45	1.93	.24	3.2	2.8	5	24.0	2.6	3	1.1	1.2
2030	502	1986	0925	6.33	2.32	1.32	.46	1.69	.16	3.	3.8	9.	17.5	1.46	18		
2030	502	1989	0920	6.26	2.29	1.22	.47	1.81	0.20	2.9	3.3	9	26.1	1.64	24	1.0	1.4
2030	502	1990	0920	6.40	2.55	1.26	0.43	1.83	0.21	3.0	3.3	3	26.1	1.84	12	1	2.2
2030	502	1991	0921	6.32	2.50	1.34	.47	1.78	.20	3.2	3.2	4	30.4	1.29	17	m 1	1.7
2030	502	1992	0922	6.29	2.35	1.33	.46	1.90	.16	3.0	2.9	5	34.6	1.6	20	m 1	.7
2030	503	1986	0926	5.94	1.78	.62	.33	1.52	.11	2.7	2.3	26.	2.9	.65	4		
2030	503	1987	0925	5.87	3.1	.63	.33	1.56	.12	2.7	2.3	28	5.3	.80	0		
2030	503	1988	1009	5.83	1.74	.64	.33	1.6	.13	2.6	2.3	34	6.4	.91	3		
2030	503	1989	0920	5.88	1.76	0.61	0.34	1.58	0.12	2.6	2.2	24	1.6	0.83	3	M 1	.8
2030	503	1990	0920	5.88	1.92	0.63	0.30	1.57	0.14	2.7	2.3	27	4.1	1.41	0	M 1	1.3
2030	503	1991	0921	6.02	1.83	.66	.33	1.68	.13	2.9	2.3	27	5.3	.71	0	m 1	1.1
2030	503	1992	0922	5.90	1.83	.66	.33	1.67	.12	3.2	2.2	31	6.7	.78	3	m 1	3.7
2030	504	1986	0926	5.91	1.88	.68	.35	1.62	.15	2.9	2.6	18.	5.3	.78	3		
2030	504	1987	0924	5.89	2.73	.72	.36	1.65	.14	2.8	2.6	21.	5.3	.66	0		
2030	504	1988	0929	5.87	1.84	.76	.37	1.67	.13	2.7	2.7	29	5.3	.58	0		
2030	504	1989	0920	5.91	1.86	0.68	0.36	1.67	0.14	2.7	2.5	12	4.1	0.92	0	M 1	.7
2030	504	1990	0920	5.96	1.96	0.67	0.31	1.61	0.15	2.7	2.5	9	6.4	1.16	0	M 1	1.1
2030	504	1991	0921	6.04	1.93	.71	.35	1.74	.15	3.0	2.6	9	5.3	.96	0	m 1	2.2
2030	504	1992	0922	5.87	1.94	.75	.35	1.71	.13	3.1	2.5	14	9.8	.92	0	m 1	1.2
2030	601	1986	0926	6.75	2.27	1.49	.6	1.51	.2	2.	2.3	2.	78.5	1.96	9		
2030	602	1986	0925	6.89	3.04	2.58	1.24	2.91	.31	4.2	7.1	M 1.	96.1	2.5	-1		
2030	603	1986	0925	6.08	3.28	1.51	.84	2.24	.21	3.7	6.1	M 1.	12.0	2.18	0		
2030	603	1987	0924	6.08	2.92	1.36	.73	2.05	.17	2.7	5.4	M 1.	17.5	2.64	4		
2030	603	1988	0929	5.86	2.9	1.44	.78	1.99	.18	2.7	6.5	M1	9.8	2.33	5		
2030	603	1989	0921	6.11	3.34	1.26	0.74	2.80	0.29	4.4	5.0	29	15.3	1.25	3	17.7	3.2
2030	603	1990	0920	6.09	3.15	1.27	0.74	2.14	0.20	3.1	5.7	M 1	13.1	2.48	0	21	4.0
2030	603	1991	0921	6.14	3.14	1.37	.79	2.42	.20	3.5	5.6	3	20.7	2.74	0	14	3.8
2030	603	1992	0922	6.16	3.09	1.42	.82	2.34	.19	3.5	5.9	4	13.1	2.5	0	16.6	4.0
2030	604	1986	0925	6.71	4.24	1.88	.83	2.5	.29	3.7	5.1	M 1.	70.2	1.44	0		
2030	605	1986	0925	6.9	4.	2.25	1.14	3.06	.29	4.7	5.7	M 1.	93.0	2.49	0		
2030	606	1986	0925	6.65	3.55	1.68	.89	2.78	.28	4.8	5.3	M 1.	45.1	1.41	0		
2030	607	1986	0925	6.29	3.16	1.29	.74	2.65	.29	5.2	4.6	31.	14.2	1.07	2		
2030	607	1987	0926	6.24	3.27	1.28	.71	2.77	.28	4.2	5.	33.	15.3	1.39	0		
2030	607	1988	1008	6.15	3.12	1.31	.74	2.94	.32	4.3	5.1	37	19.7	1.44	2		
2030	607	1989	0921	5.92	3.14	1.28	0.80	2.23	0.19	3.2	5.8	1	13.1	2.55	0	5.4	1.6
2030	607	1990	0920	6.28	3.50	1.30	0.73	2.69	0.31	4.5	5.1	19	20.7	1.38	0	5	1.9
2030	607	1991	0921	6.27	3.52	1.38	.77	3.03	.31	4.9	5.4	29	21.8	1.23	0	6	2.5
2030	607	1992	0922	6.30	3.33	1.40	.76	2.97	.27	4.8	5.0	24	27.2	1.19	3	4.7	1.6
2030	608	1986	0925	6.6	4.09	1.93	1.02	3.39	.33	6.2	5.7	M 1.	48.3	1.69	5		
2030	609	1986	0925	6.48	4.23	2.09	.89	3.37	.34	6.2	6.8	46.	21.8	.75	0		
2030	610	1986	0926	6.52	4.16	2.12	.84	3.29	.32	6.1	6.4	48.	28.2	.85	0		
2030	611	1986	0926	6.43	3.85	1.96	.92	2.75	.31	5.	6.4	6.	26.1	1.4	4		
2030	612	1986	0926	5.22	3.24	1.03	.71	2.65	.24	4.9	5.7	14.		.39	31		
2030	612	1987	0925	5.17	4.11	1.02	.67	2.78	.23	4.5	5.4	10.		.52	40		
2030	612	1988	0929	5.27	3.46	1.12	.71	2.79	.31	4.7	5.5	14		.62	30		
2030	612	1989	0920	5.17	3.45	1.01	0.70	2.88	0.23	4.6	5.5	3	0.0	0.53	26	7.1	1.7
2030	612	1990	0920	5.14	3.65	1.01	0.66	2.67	0.25	4.7	5.6	2		0.89	27	7	2.4
2030	612	1991	0921	5.21	3.56	1.07	.69	2.98	.24	5.0	5.6	3	0.0	.66	33	8	2.0
2030	612	1992	0922	5.31	3.39	1.08	.68	2.90	.21	5.2	5.2	5	0.0	.59	31	6.2	1.7
2030	613	1986	0925	7.	4.17	3.03	1.01	2.69	.51	3.6	6.7	M 1.	112.7	2.14	0		
2030	614	1986	0926	5.93	3.2	1.31	.78	3.18	.22	5.6	5.7	9.	2.9	2.	11		
2030	614	1987	0922	5.76	3.37	1.31	.76	2.81	.22	4.7	4.7	8.	7.6	2.37	15		
2030	614	1988	0929	5.8	3.09	1.31	.78	2.72	.24	4.8	5	7	9.8	2.05	18		

forts. Kjemiske analyseresultater fra overvåkingsjøene 1986 -1992.

KOMM	VAHN	ÅR	DATO	PH	K25	CA	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	ALK-E	TOC	LAL	NI MYG/L	CU
2030	614	1989	0920	5.63	3.42	1.26	0.80	2.99	0.23	4.9	5.2	5	6.4	2.33	20	2.9	1.4
2030	614	1990	0920	5.91	3.57	1.27	0.75	2.81	0.25	5.1	4.8	1	10.9	2.42	10	2	1.8
2030	614	1991	0921	5.87	3.61	1.34	.78	3.19	.24	5.5	4.9	7	12.0	2.07	8	4	1.9
2030	614	1992	0922	5.91	3.44	1.33	.76	3.10	.19	5.5	4.6	5	12.0	2.5	9	2.4	1.6
2030	615	1986	0925	6.97	3.22	2.61	.85	1.86	.56	1.4	2.9	8.	150.7	5.29	-1		
2030	616	1986	0925	6.92	2.56	1.96	.61	1.33	.41	1.3	3.1	2.	99.2	4.09	0		
2030	617	1986	0925	6.86	2.88	2.33	.73	1.59	.55	1.3	3.4	12.	116.8	6.6	3		
2030	618	1986	0925	6.75	2.43	1.77	.57	1.55	.31	1.5	3.5	8.	73.3	5.2	2		
2030	619	1986	0925	6.52	1.87	1.4	.42	1.06	.22	1.4	4.	4.	28.2	1.84	0		
2030	619	1987	0921	6.40	2.38	1.35	.42	1.06	.24	1.2	3.2	5	31.4	2.60	0		
2030	619	1988	0929	6.33	1.75	1.27	.41	1.07	.26	1.3	3.3	6	35.7	2.14	0		
2030	619	1989	0919	6.45	1.79	1.20	0.40	1.12	0.24	1.3	3.3	3	32.5	2.10	0	M 1	1.1
2030	619	1990	0920	6.44	1.92	1.16	0.35	1.13	0.25	1.3	3.2	1	34.6	2.23	0	M 1	1.1
2030	619	1991	0921	6.38	1.91	1.22	.40	1.19	.26	1.3	3.3	3	37.8	2.09	0	m 1	1.3
2030	619	1992	0922	6.44	1.83	1.25	.39	1.16	.22	1.4	3.0	5	37.8	2.1	0	m 1	1.7
2030	620	1986	0925	6.73	2.47	2.08	.5	1.22	.34	1.2	4.7	1.	74.4	1.91	0		
2030	621	1986	0925	6.53	1.65	1.09	.45	1.1	.27	1.3	3.7	2.	30.4	2.11	0		
2030	621	1989	0928	6.60	1.92	.98	.43	1.14	.30	1.3	2.9	2	42.0	2.43	0	M 1	1.8
2030	621	1990	0920	6.49	1.93	0.98	0.40	1.27	0.35	1.7	2.6	2	34.6	2.52	0	M 1	2.7
2030	621	1991	0921	6.56	1.94	1.09	.46	1.16	.34	1.6	2.9	4	44.1	2.24	0	m 1	.9
2030	621	1992	0922	6.56	1.76	1.09	.42	1.19	.28	1.4	2.4	5	44.1	2.7	0	m 1	1.3
2030	622	1986	0925	6.57	2.1	1.41	.45	1.3	.24	1.8	3.7	M 1.	39.9	2.89	4		
2030	622	1989	0927	6.63	2.14	1.29	.43	1.56	.26	1.6	2.3	1	77.5	1.01	0	M 1	1.2
2030	622	1990	0920	6.65	2.27	1.35	0.41	1.48	0.30	2.1	2.6	1	57.7	2.77	0	M 1	2.7
2030	622	1991	0921	6.65	2.29	1.44	.47	1.45	.30	2.3	2.8	2	58.7	2.47	0	m 1	1.2
2030	622	1992	0922	6.51	1.91	1.29	.42	1.41	.21	1.9	2.3	5	47.2	3.3	0	m 1	1.4
2030	623	1986	0925	6.68	2.64	1.63	.53	1.85	.25	2.6	4.2	M 1.	52.5	2.31	0		
2030	624	1986	0925	6.13	1.92	1.08	.38	1.21	.16	2.2	3.9	M 1.	6.4	1.6	10		
2030	624	1987	0921	6.27	2.67	1.69	.38	1.20	.20	2.0	3.3	M 1.	9.6	1.64	0		
2030	624	1988	0929	6.39	1.82	1.10	.38	1.19	.24	1.8	3.4	1	15.3	1.68	9		
2030	624	1989	0920	6.15	1.90	1.01	0.39	1.31	0.19	1.9	3.2	M 1	13.1	1.80	5	M 1	1.2
2030	624	1990	0920	6.35	2.02	1.05	0.34	1.35	0.20	2.1	3.0	1	19.7	1.76	0	M 1	1.6
2030	624	1991	0921	6.26	1.98	1.10	.38	1.43	.20	2.1	3.0	1	19.7	1.58	0	1	1.1
2030	624	1992	0922	6.24	1.85	1.05	.36	1.37	.16	2.1	2.7	5	18.6	1.8	10	m 1	1.1
2030	625	1986	0925	6.3	2.68	1.2	.51	2.37	.19	4.5	3.8	25.	14.2	1.33	7		
2030	625	1987	0923	6.40	2.76	1.30	.53	2.06	.20	3.1	3.1	9.	29.3	2.05	5		
2030	625	1988	0929	6.46	2.55	1.52	.51	2.03	.22	3.3	3.1	2	40.9	2.02	2		
2030	625	1989	0920	6.31	2.69	1.08	0.52	2.43	0.22	3.8	3.1	13	19.7	1.30	3	1.1	1.1
2030	625	1990	0920	6.33	2.74	1.17	0.46	2.26	0.23	3.9	3.3	6	20.7	1.59	0	M 1	1.9
2030	625	1991	0921	6.28	2.71	1.14	.50	2.48	.23	4.1	3.3	14	22.9	1.37	0	2	1.0
2030	625	1992	0922	6.28	2.62	1.17	.50	2.34	.21	4.0	3.1	14	19.7	1.5	0	1.2	.8
2030	626	1986	0926	6.38	3.87	1.94	.82	3.07	.32	5.9	6.2	24.	20.7	1.14	6		
2030	627	1986	0926	6.32	3.81	1.62	.88	3.54	.33	6.5	5.1	40.	28.2	1.67	0		
2030	628	1986	0926	6.64	3.49	1.7	.75	3.21	.28	6.	4.	25.	42.0	1.83	6		
2030	629	1986	0926	6.82	2.73	1.54	.58	2.42	.25	4.2	3.	61.	59.8	1.12	0		
2030	630	1986	0925	6.6	2.61	1.6	.58	1.82	.21	2.8	4.4	6.	48.3	1.99	8		
2030	630	1989	0920	6.63	2.57	1.53	.60	1.87	.24	2.5	3.5	5	57.7	2.29	3	M 1	.9
2030	630	1990	0920	6.63	2.73	1.56	0.56	1.83	0.25	2.7	3.6	2	57.7	2.43	0	M 1	2.2
2030	630	1991	0921	6.73	2.75	1.63	.60	1.76	.25	2.9	3.6	4	61.9	1.79	0	m 1	1.1
2030	630	1992	0922	6.56	2.55	1.59	.57	1.84	.21	2.7	3.3	5	55.6	2.3	7	m 1	1.0
2030	701	1989	0920	6.14	3.67	1.62	.78	2.71	.37	3.9	7.6	2	13.1	1.52	0	11.0	3.9
2030	701	1990	0920	6.12	3.88	1.85	.76	2.54	.53	4.0	7.4	1	17.5	1.65	0	10	5.1
2030	701	1991	0921	6.24	3.66	1.92	.80	2.52	.38	4.3	7.4	3	14.2	1.08	0	13	3.4
2030	701	1992	0922	6.15	3.76	1.96	.78	2.64	.35	4.5	7.6	5	12.0	1.4	0		
2030	702	1989	0920	6.90	3.85	2.09	0.99	2.95	.34	3.6	5.8	1	114.7	1.15	0	3.9	1.8
2030	702	1990	0920	6.96	4.10	2.26	1.01	2.70	.37	3.7	5.0	1	117.8	1.35	0	2	2.8
2030	702	1991	0921	6.92	4.03	2.27	1.00	2.68	.36	4.0	4.7	4	127.1	1.07	0	3	1.6
2030	702	1992	0922	6.90	3.84	2.29	.99	2.84	.33	4.0	5.2	5	121.9	1.06	0	2.9	1.8
2030	703	1989	0920	5.89	3.13	1.11	.68	2.72	.24	4.1	5.0	6	4.1	1.19	0	7.6	1.7
2030	703	1990	0920	6.01	3.19	1.12	.63	2.52	.23	4.3	5.1	1	10.9	1.30	0	6	2.4

forts. Kjemiske analyseresultater fra overvåkingssjøene 1986 -1992.

KOMM	VANN	ÅR	DATO	PH	K25	CA	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	ALK-E	TOC	LAL	HI MYG/L	CU
2030	703	1991	0921	6.06	3.29	1.20	.68	2.56	.23	4.6	5.2	4	7.6	.99	0	7	1.7
2030	703	1992	0922	6.06	3.19	1.23	.68	2.79	.19	4.8	5.0	5	7.6	1.12	0	5.4	2.0
2030	704	1989	0920	6.24	3.33	1.37	.75	2.76	.20	3.9	5.4	M 1	17.5	1.71	0	6.5	1.5
2030	704	1990	0920	6.34	3.33	1.43	.70	2.51	.22	3.9	5.2	1	22.9	1.66	0	5	1.7
2030	704	1991	0921	6.22	3.59	1.52	.79	2.73	.23	4.8	5.4	2	21.8	1.42	4	7	1.6
2030	704	1992	0922	6.26	3.28	1.48	.74	2.83	.20	4.5	5.0	5	20.7	1.6	7	4.6	1.7
2030	705	1989	0920	5.22	3.37	.90	.69	2.97	.21	4.8	4.9	M 1	0.0	.78	24	7.1	1.6
2030	705	1990	0920	5.21	3.58	.94	.65	2.73	.24	4.9	5.0	33	0.0	.81	27	7	1.9
2030	705	1991	0921	5.30	3.60	.97	.70	2.79	.22	5.3	5.1	3	0.0	.66	27	8	1.7
2030	705	1992	0922	5.34	3.39	.96	.70	2.98	.20	5.7	4.8	4	0.0	.95	25	5.5	1.5
2030	706	1989	0920	6.52	2.23	1.27	.45	1.72	.20	2.7	2.7	19	37.6	1.78	0	M 1	.9
2030	706	1990	0920	6.54	2.34	1.28	.40	1.70	.22	2.8	2.8	11	36.7	1.93	0	M 1	1.0
2030	706	1991	0921	6.44	2.36	1.36	.45	1.62	.21	3.0	2.9	19	42.0	1.29	0	m 1	.8
2030	706	1992	0922	6.54	2.16	1.33	.44	1.71	.19	3.0	2.4	17	49.3	1.8	3	m 1	1.4
2030	707	1990	0920	6.71	3.67	1.72	.84	2.71	.32	3.6	5.2	1	66.0	2.16	0	3	3.5
2030	JAR-01	1987	0926	6.45	3.82	1.73	0.92	3.08	.2	4.6	5.9	M 1	35.7	2.09	5		
2030	JAR-02	1987	0925	5.25	3.32	1.13	0.66	2.61	0.21	4.1	5.6	1		1.16	42		
2030	JAR-03	1987	0925	5.38	3.23	1.03	0.64	2.64	.26	4.3	5.1	M 1	0.0	1.06	13		
2030	JAR-04	1987	0929	5.43	3.22	1.09	0.71	2.59	.23	4.1	5.5	M 1	0.0	1.15	20		
2030	JAR-05	1987	0929	5.09	2.96	.9	.57	2.27	.19	3.8	5.2	M 1		.86	45		
2030	JAR-05	1988	0929	5.13	2.97	1.05	.62	2.16	.21	3.6	5.7	1		1.12	40		
2030	JAR-05	1989	0920	5.06	3.13	0.83	0.58	2.45	0.15	3.8	4.9	M 1		0.88	39		
2030	JAR-05	1990	0920	5.03	3.33	.86	.56	2.37	.17	4.1	5.1	1		.97	29	8	2.7
2030	JAR-05	1991	0921	5.15	3.31	.93	.61	2.43	.16	4.6	5.1	3		.88	59	9	2.1
2030	JAR-05	1992	0922	5.21	3.00	.83	.55	2.46	.15	4.6	4.5	5	0.0	1.06	47	6.0	2.5
2030	JAR-06	1987	0929	4.74	3.28	.7	.52	2.26	.16	3.7	5.2	M 1		.73	100		
2030	JAR-06	1988	0929	4.68	3.43	.77	.55	2.2	.18	4.1	5.7	1		.81	122		
2030	JAR-06	1989	0920	4.68	3.46	0.66	0.54	2.49	0.14	4.1	4.9	M 1		0.72	112		
2030	JAR-06	1990	0920	4.68	3.72	.65	.50	2.36	.15	4.3	4.9	1		.87	103	11	3.3
2030	JAR-06	1991	0921	4.74	3.72	.72	.55	2.38	.17	4.6	5.1	3		1.03	131	12	2.9
2030	JAR-06	1992	0922	4.78	3.34	.64	.51	2.45	.13	4.6	4.3	3	0.0	.90	119	6.7	3.1
2030	JAR-07	1987	0927	5.26	3.07	1.09	.58	2.36	.2	3.8	5.5	1		.84	25		
2030	JAR-07	1988	0929	5.25	3.14	1.29	.66	2.25	.17	4	6.1	2		.87	44		
2030	JAR-07	1989	0920	5.17	3.11	1.02	0.59	2.48	0.16	3.9	5.0	1		0.77	35		
2030	JAR-07	1990	0920	5.45	3.29	1.20	.58	2.45	.15	4.3	5.3	3	0.0	.95	8	7	1.9
2030	JAR-07	1991	0921	5.20	3.37	1.14	.62	2.45	.15	4.5	5.3	3		.85	42	8	1.5
2030	JAR-07	1992	0922	5.43	3.00	1.05	.56	2.54	.17	4.7	4.6	5	0.0	.80	21	6.5	1.5
2030	JAR-08	1987	0926	5.04	3.4	1.12	.61	2.47	.22	4.2	5.9	13		.47	67		
2030	JAR-08	1988	1008	5.02	3.26	1.13	.62	2.63	.25	4.2	5.8	13		.63	63		
2030	JAR-08	1989	0920	5.00	3.47	1.05	0.61	2.60	0.23	4.3	5.6	6		0.46	73		
2030	JAR-08	1990	0920	5.01	3.64	1.06	.58	2.46	.25	4.4	5.7	7		.60	71	11	2.7
2030	JAR-08	1991	0921	5.06	3.64	1.13	.62	2.49	.24	4.7	5.8	5		.44	79	13	2.2
2030	JAR-08	1992	0922	5.09	3.40	1.06	.59	2.55	.22	4.7	5.3	10	0.0	.27	71	10.1	2.2
2030	JAR-09	1987	0926	5.95	3.37	1.51	.7	2.66	.23	4	6.3	M 1	7.6	1.13	9		
2030	JAR-10	1987	0926	6.58	4.19	2.22	.93	3.28	.3	4.9	6.3	1	64.0	1.71	6		
2030	JAR-11	1987	0926	5.69	3.52	1.32	.76	2.85	.3	4.3	6.3	4	0.0	1.03	4		
2030	JAR-12	1987	0926	4.65	3.27	.79	.53	2.35	.17	3.9	5.2	M 1		.75	102		
2030	JAR-12	1988	0929	4.75	3.4	.87	.54	2.2	.18	4.2	5.7	1		.6	128		
2030	JAR-12	1989	0920	4.74	3.52	0.78	0.55	2.53	0.18	4.2	5.2	1		0.72	133		
2030	JAR-12	1990	0920	4.86	3.66	.80	.60	2.50	.22	4.4	5.5	6		1.27	91	14	3.5
2030	JAR-12	1991	0921	4.60	3.75	.83	.57	2.41	.18	4.7	5.4	3		.74	133	15	2.8
2030	JAR-12	1992	0922	4.83	3.42	.77	.53	2.52	.16	4.7	4.9	5	0.0	.76	122	11.4	2.9
2030	JAR-13	1987	0926	5.52	3.19	1.4	.67	2.36	.19	3.5	6.2	M 1	0.0	1.06	21		
2030	JAR-13	1988	0929	5.45	3.16	1.48	.72	2.3	.2	3.8	7	1	0.0	1.01	34		
2030	JAR-13	1989	0920	5.42	3.38	1.34	0.71	2.60	0.18	3.9	6.2	3	0.0	1.37	27		
2030	JAR-13	1990	0920	5.63	3.45	1.46	.66	2.37	.19	4.1	6.4	1	0.0	1.24	5	9	2.4
2030	JAR-13	1991	0921	5.42	3.55	1.36	.71	2.54	.19	4.7	6.0	2	0.0	1.25	37	10	1.9
2030	JAR-13	1992	0922	5.63	3.23	1.31	.65	2.58	.18	4.6	5.5	4	1.6	1.3	12	7.7	2.0

forts. Kjemiske og bakteriologiske analyseresultater fra Pasvikelva og Grense-Jakobselva i 1979/80, 1990 og 1991

GJA1: Grense-Jakobselva. PAS1: Pasvikelva, Skogfoss. PAS2: Bjørnsundet.

STNUM	AR	DATO	TOTP	P04P	KLOROF MG/L	TURB	COLI-37COLI-44	NI MYG/L	CU	ZN	CD	PB
GJA1	1990	0328	3.0	1.5		.20		4.5	1.9	M 10	M .1	1.3
GJA1	1990	0508	5.0	2.0		.6	9	13.4	3.9	M 10	M .1	.7
GJA1	1990	0612	6.0	M 1.0	1.75	.38	2	7.8	2.4	M 10	M .1	M .5
GJA1	1990	0710	12.0	M 1.0	.33	.4	9	16	1.7	10	M .1	M .5
GJA1	1990	0814	3.0	1	.97	.48	16	6	2.0	M 10	M .1	M .5
GJA1	1990	0924	2.0	M 1	.55	.5	34	6	2.3	M 10	M .1	M .5
GJA1	1990	1015	5.0	2.0		2.0		7	2.5	M 10	M .1	M .5
GJA1	1990	1120	5.0	M 1.0		.48	0	7	1.5	M 10	M .1	M .5
GJA1	1990	1217	5.0	M 1.0		.3	0	6	2.9	10	M .1	M .5
GJA1	1991	0219	2.0	M 1		.23		5	1.0			
GJA1	1991	0425	2.0	M 1		.31		10	2.0			
GJA1	1991	0525	7.0	3.0		2.12		10	2.8			
GJA1	1991	0621	2.0	M 1	.50	.63		6	1.6			
GJA1	1991	0724	6.0	1.0	1.0	.5		12	1.4			
GJA1	1991	0816	M 1		2.91	.31		8	1.7			
GJA1	1991	0928	4	2	.68	.3		8	1.8			
GJA1	1991	1024	2	M 1		.27		9	2.0			
GJA1	1991	1124	1	M 1		.17		7	1.4			
PAS1	1979	0814	6.0	1.0	2.96	.42	0	M 5	2.5	44		M .5
PAS1	1979	0916	4.0	1.0	1.41	.52	35	6.7	3.5	10		3.5
PAS1	1979	1022	5.0	2.5		.65	2	5	9	11		1
PAS1	1979	1119	3.0	.5		.67	3	5	8.5	M 10		1.5
PAS1	1979	1218	3.0	M .5		.24	2	M 5	2.8	M 10		3.9
PAS1	1980	0117	3.0	M .5		.16	4	M 5	3.0	M 10		.95
PAS1	1980	0219	3.0	1.0		.20	10	M 5	2.7	M 10		1.5
PAS1	1980	0318	3.5	1.0		.13	0	M 5	6.9	22		2.5
PAS1	1980	0422	4.5	M .5		.2	0		10.0	41		1.1
PAS1	1980	0520	3.5	1.5		1.7	0	M 5	12.5	M 5		M .1
PAS1	1980	0617	4.5	.5	2.40	.63	0	M 5	3.0	M 10		M .1
PAS1	1980	0723	4.0	.5	.88	.35	15	8.5	2.7	M 10		M 1
PAS1	1990	0327	4.0	.5		.11		M 1	2.1	M 10	M .1	M .5
PAS1	1990	0508	4.0	.5		.4	3	M 1	1.2	M 10	M .1	.5
PAS1	1990	0612	6.0	M 1.0	2.45	.42	1	M 1	1.3	M 10	M .1	M .5
PAS1	1990	0710	4.0	M 1.0	1.63	.4	1	M 1	.9	M 10	M .1	1.2
PAS1	1990	0814	6.0	M 1.0	.29	.51	0	M 1	1.3	M 10	M .1	M .5
PAS1	1990	0924	4.0	M 1.0	1.30	.3	3	M 1	1.6	M 10	M .1	M .5
PAS1	1990	1015	4.0	M 1.0		.33		M 1	1.0	M 10	M .1	M .5
PAS1	1990	1120	5.0	M 1.0		.48	2	M 1	1.3	M 10	M .1	.5
PAS1	1990	1218	4.0	M 1.0		.2	5	M 1	.8	M 10	M .1	1.4
PAS1	1991	0116	2.0	M 1		.1		M 1	1.0			
PAS1	1991	0219	3.0	M 1		.20		M 1	.8			
PAS1	1991	0319	3.0	M 1		.08		M 1	.8			
PAS1	1991	0424	3.0	1.0		.18		M 1	.8			
PAS1	1991	0525	3.0	M 1		.81		M 1	1.7			
PAS1	1991	0621	3.0	M 1	2.85	.50		M 1	.9			
PAS1	1991	0724	9.0	1.0	1.48	.7		3	.5			
PAS1	1991	0816	3.0		.89	.23		M 1	3.4			
PAS1	1991	0929	6	M 1	1.38	.5		M 1	.9			
PAS1	1991	1027	5	M 1		.40		M 1	1.2			
PAS1	1991	1124	3	M 1		.19		M 1	.9			
PAS2	1979	0814	6.0	.5	1.86	.54	0	6.5	7.0			M .5
PAS2	1979	0916	5.5	.5	2.47	.85	380	9.5	7.0	7.0		2.0
PAS2	1979	1022	5.0	3.0		.78	46	6.0	11	7		.5
PAS2	1979	1119	5.0	2.5		.80	27	11	20	5	M 10	2.0
PAS2	1979	1219	3.5	M .5		.32	17	9	10.5	2.8	M 10	.6
PAS2	1980	0117	3.5	1.0		.20	17	9	35	5.4	M 10	1.4
PAS2	1980	0219	6.0	4.5		.22	13	0	M 5	2.7	M 10	1.55
PAS2	1980	0318	3.5	1.5		.17	5	4	M 5	2.4	7	.95
PAS2	1980	0422	3.5	M .5		.30	0	1	10.0	43		1.70
PAS2	1980	0520	9.5	2.0		2.1	12	3	M 5	5.6	M 10	.95

forts. Kjemiske og bakteriologiske analyseresultater fra Pasvikelva og Grense-Jakobselva i 1979/80, 1990 og 1991

GJA1: Grense-Jakobselva. PAS1: Pasvikelva, Skogfoss. PAS2: Bjørnsundet.

STNUM	AR	DATO	PH	COND	CA	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	NH4N	ALK-E	TOC	PERM	RAL	ILAL	LAL	TOTN
PAS2	1980	0617	7.16	3.77	3.60	1.16	1.97	.57	2.1	6.1	15		197.9		5.99				160
PAS2	1980	0723	7.30	3.11	2.79	.92	1.51	.46	1.4	3.9	M 10		179.4		3.5				260
PAS2	1990	0327	6.86	3.38	2.98	.94	1.45	.42	1.1	4.2	77	13	180.5	2.72		M 10	M 10	0	174
PAS2	1990	0508	7.12	3.97	3.61	1.13	1.88	.49	1.4	6.5	55	8	183.5	3.05		10	M 10	0	191
PAS2	1990	0612	6.96	4.19	3.16	1.15	1.84	.48	1.4	6.0	8	27	168.2	3.43		M 10	M 10	0	167
PAS2	1990	0710	7.15	3.58	2.96	.98	1.67	.45	1.3	4.2	2	10	177.4	3.39		10	M 10	0	102
PAS2	1990	0814	7.07	3.87	3.10	1.02	1.70	.45	1.2	4.0	M 1	28	190.7	3.47		10	M 10	0	159
PAS2	1990	0924	7.16	3.74	3.08	1.03	1.59	.46	1.1	4.2	1	9	190.7	2.85		M 10	M 10	0	188
PAS2	1990	1015	6.81	3.92	3.35	1.11	1.69	.45	1.1	5.5	9	13	193.8	2.83		M 10	M 10	0	162
PAS2	1990	1120	7.01	3.60	3.12	1.05	1.61	.45	1.1	4.1	24	21	191.7	2.74		M 10	M 10	0	195
PAS2	1990	1218	7.07	4.00	3.47	1.19	1.82	.46	1.1	4.9	41	21	209.1	2.76		M 10	M 10	0	180
PAS2	1991	0116	6.87	3.64	3.25	1.08	1.68	.44	1.2	4.3	51	15	174.3	2.43					173
PAS2	1991	0219	6.93	3.62	3.19	1.03	1.57	.43	1.2	3.6	57	10	197.9	2.60					177
PAS2	1991	0319	6.84	3.75	3.23	1.09	1.62	.40	1.2	3.5	64	14	201.0	2.65					191
PAS2	1991	0525	7.05	4.05	3.41	1.11	1.67	.48	1.4	4.6	15	18	193.8	3.56					192
PAS2	1991	0621	7.16	4.31	3.59	1.19	1.94	.52	1.4	6.0	M 1	11	194.8	2.96					159
PAS2	1991	0724	7.22	3.97	3.46	1.12	1.85	.44	1.3	4.9	1	17	197.9	3.29					197
PAS2	1991	0816	7.05	4.11	3.47	1.14	1.88	.45	1.4	5.3	1	17	198.9	3.40					213
PAS2	1991	0929	7.30	5.72	4.71	1.53	2.73	.62	2.1	9.6	3	12	229.6	3.01					174
PAS2	1991	1124	6.96	3.54	3.05	1.05	1.53	.44	1.1	3.4	29	17	188.7	3.33					189

STNUM	AR	DATO	TOTP	PO4P	KLOROF	TURB	COLI-37	COLI-44	NI	CU	ZN	CD	PB
					MG/L			MYG/L					
PAS2	1980	0617	9.5	2.0	2.56	.89	4	1	M 5	5.8	M 10		.95
PAS2	1980	0723	8.0	2.0	1.33	1.3	35	4	8.0	4.3	M 10		M 1
PAS2	1990	0327	4.0	1.5		.20			3.3	12.9	60	M .1	2.1
PAS2	1990	0508	8.0	1.5		.7	3	0	10.1	2.3	M 10	M .1	1.9
PAS2	1990	0612	8.0	M 1.0	1.27	.72	0	0	7.3	2.5	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	0710	8.0	M 1.0	1.50	.7	7	4	5	1.0	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	0814	8.0	M 1.0	.96	.86	20	1	4	3.5	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	0924	7.0	1.0	1.06	.8	3	1	2	5.7	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	1015	5.0	M 1.0		.76			5	1.7	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	1120	6.0	1.0		.46	9	6	2	.9	M 10	M .1	M .5
PAS2	1990	1218	5.0	1.0		.25	16	8	6	6.8	20	M .1	.9
PAS2	1991	0116	3.0	M 1		.2			4	3.1			
PAS2	1991	0219	3.0	M 1		.31			8	3.0			
PAS2	1991	0319	6.0	2.0		.13			10	2.5			
PAS2	1991	0525	5.0	1.0		.94			5	1.6			
PAS2	1991	0621	4.0	M 1	3.69	1.3			4	1.1			
PAS2	1991	0724	11.0	2.0	3.05	1.2			9	1.4			
PAS2	1991	0816	4.0		1.84	.54			5	1.3			
PAS2	1991	0929	11	3	4.71	.8			11	2.1			
PAS2	1991	1124	4	M 1		.31			M 1	1.3			

Kjemiske analyseresultater fra Dalvatn, Limgambergtjern og Ø.Raudtjern.

Innsjøer i Dalelva-vassdraget.
LOK 2: Dalvatn. LOK 3: Limgambergtjern. LOK 4: Øvre Raudtjern.

LOK	AR	DATO	DYP	PH	K25	CA	MG	NA	K	CL	SULF	NO3N	ALK-E	TOC	LAL	NI MYG/L	CU
2	1991	0503	1	5.46	4.03	1.27	.83	3.48	.28	6.4	5.5	33	1.6	1.69	20		
2	1991	0503	5	5.70	3.96	1.45	.87	3.27	.27	5.8	5.8	6	7.6	1.70	16		
2	1991	0503	10	5.69	4.04	1.44	.87	3.29	.30	5.7	5.7	8	7.6	1.99	20		
2	1991	0503	15	5.61	4.46	1.65	.96	3.69	.34	6.4	5.8	115	21.8	1.50	19		
2	1991	0622	1	5.89	3.62	1.36	.82	2.88	.24	5.2	5.2	4	9.8	1.44	15	6	3.5
2	1991	0622	5	5.90	3.65	1.37	.82	2.88	.25	5.2	5.1	3	10.9	1.69	10	5	3.7
2	1991	0622	10	5.86	3.64	1.38	.83	2.85	.25	5.1	5.0	3	10.9	1.76	12	6	4.5
2	1991	0622	15	5.77	3.69	1.38	.83	2.85	.25	5.1	5.0	4	10.9	2.00	16	6	3.0
2	1991	0814	1	5.93	3.53	1.32	.79	2.96	.21	5.3	5.2	1	6.4	1.72	6	6	2.2
2	1991	0814	5	5.95	3.52	1.31	.78	2.97	.21	5.2	5.2	1	6.4	1.93	8	6	2.3
2	1991	0814	10	5.81	3.54	1.31	.79	2.96	.22	5.2	5.1	2	6.4	1.72	10	7	2.5
2	1991	0814	15	5.82	3.64	1.33	.79	3.01	.25	5.3	5.4	12	13.1	1.77	12	9	3.0
2	1991	1002	1	5.82	3.62	1.30	.77	3.04	.24	5.3	5.3	4	8.7	1.80	10	6	2.8
2	1991	1002	5	5.87	3.63	1.30	.76	3.05	.24	5.4	5.4	4	7.6	1.82	8	5	2.2
2	1991	1002	10	5.83	3.63	1.31	.76	3.04	.24	5.3	5.1	3	7.6	1.79	7	5	1.9
2	1991	1002	15	5.82	3.60	1.30	.77	3.03	.24	5.3	5.4	3	7.6	1.91	10	5	3.8
2	1992	0504	1	5.88	4.16	1.48	.97	3.69	.29	7.0	6.0	29	0.0	2.13	9	6	4.46
2	1992	0504	5	5.81	3.68	1.35	.85	3.04	.24	5.4	5.3	9	1.6	1.65	6	5	3.17
2	1992	0504	10	5.70	3.39	1.36	.86	3.03	.25	5.4	5.2	32	5.3	1.49	8	5	3.10
2	1992	0504	15	5.55	4.00	1.49	.92	3.20	.28	5.6	5.4	100	9.8	1.59	15	7	4.01
2	1992	0722	1	5.79	3.53	1.23	.73	3.07	.21	5.5	5.0	4	12.0	2.6	6	5	2.7
2	1992	0722	5	5.84	3.53	1.23	.73	3.07	.20	5.4	5.1	4	12.0	2.5	11	4	2.4
2	1992	0722	10	5.81	3.62	1.26	.75	3.21	.22	5.6	5.1	11	13.1	2.4	8	5	3.3
2	1992	0722	15	5.73	3.62	1.25	.75	3.12	.23	5.6	4.9	18	12.0	2.2	8	5	3.3
2	1992	0917	1	5.89	3.40	1.29	.75	3.06	.20	5.3	4.9	5	1.6	2.1	9	4.2	2.5
2	1992	0917	5	5.87	3.41	1.29	.76	3.10	.20	5.5	5.1	5	1.6	2.1	7	4.2	2.5
2	1992	0917	10	5.86	3.38	1.28	.75	3.07	.20	5.4	4.9	10	0.0	2.1	7	4.3	3.5
2	1992	0917	15	5.69	3.54	1.34	.78	3.12	.23	5.5	4.9	56	4.1	1.8	8	4.7	2.0
3	1991	0503	1	5.48	4.45	1.57	.93	3.63	.29	6.4	6.0	12	7.6	2.62	32		
3	1991	0503	5	5.66	4.43	1.78	.95	3.52	.28	6.0	6.1	1	22.9	2.31	19		
3	1991	0503	6	5.66	4.51	1.84	.96	3.56	.29	6.2	5.9	1	34.6	2.00	18		
3	1991	0622	1	5.86	3.54	1.34	.77	2.78	.26	4.9	4.8	1	10.9	2.48	10	5	2.9
3	1991	0622	5	5.85	3.52	1.36	.76	2.75	.24	4.9	4.6	1	9.8	2.31	8	6	4.4
3	1991	0622	10	5.89	3.52	1.32	.75	2.78	.25	4.9	4.8	1	10.9	2.41	10	8	5.0
3	1991	0814	1	5.77	3.41	1.27	.73	2.83	.19	4.9	5.1	2	2.9	2.10	12	6	2.0
3	1991	0814	5	5.74	3.43	1.27	.73	2.81	.19	5.0	5.2	2	2.9	2.13	12	7	3.0
3	1991	0814	10	5.66	3.46	1.27	.73	2.84	.19	5.0	5.1	1	2.9	2.07	9	6	2.5
3	1991	1002	1	5.60	3.53	1.26	.72	2.93	.20	5.1	4.9	2	1.6	2.36	16	5	1.7
3	1991	1002	5	5.59	3.52	1.26	.72	2.94	.21	5.1	5.0	2	2.9	2.76	13	6	3.8
3	1991	1002	10	5.68	3.57	1.28	.73	2.97	.22	5.3	5.2	2	4.1	2.52	14	6	3.7
3	1992	0504	1	5.42	4.41	1.48	.96	3.75	.28	6.7	5.8	21	0.0	2.87	14	6	3.29
3	1992	0504	5	5.50	3.71	1.47	.85	3.05	.23	5.3	5.2	12	7.6	2.32	10	6	3.68
3	1992	0504	10	5.49	4.03	1.60	.90	3.25	.29	5.5	5.2	26	19.7	2.62	15	8	4.0
3	1992	0722	1	5.73	3.34	1.15	.66	2.93	.17	5.2	4.5	6	8.7	3.3	13	4	2.6
3	1992	0722	5	5.68	3.31	1.13	.66	2.89	.18	5.2	4.4	2	7.6	3.1	13	4	2.8
3	1992	0722	10	5.67	3.37	1.17	.68	2.96	.19	5.3	4.6	6	9.8	2.9	6	5	2.5
3	1992	0917	1	5.71	3.08	1.16	.67	2.93	.17	5.0	4.6	5	0.0	2.6	9	4.9	4.0
3	1992	0917	5	5.70	3.19	1.17	.67	2.92	.17	4.9	4.7	5	0.0	2.7	6	4.3	2.9
3	1992	0917	10	5.70	3.17	1.19	.68	2.92	.18	5.0	4.6	5	0.0	2.7	10	4.6	2.1
4	1991	0503	1	4.80	4.81	1.13	.90	3.55	.29	6.5	6.3	15	0.0	2.27	100		
4	1991	0503	5	4.84	4.80	1.10	.92	3.65	.33	6.6	6.3	18	0.0	2.65	90		
4	1991	0622	0.1	5.00	3.36	.86	.64	2.41	.20	4.6	4.4	1	0.0	1.68	56	7	2.0
4	1991	0814	0.1	4.79	3.59	.79	.66	2.53	.16	4.7	4.9	2	0.0	1.97	87	10	2.6
4	1991	1003	0.1	4.79	3.74	.87	.68	2.6	.16	4.8	5.2	17	0.0	2.55	74	11	2.8
4	1992	0504	1	4.72	5.34	1.22	1.05	4.06	.29	7.4	6.6	90	0.0	3.14	120	13	6.35
4	1992	0722	0.1	4.94	3.23	.72	.56	2.59	.18	4.8	4.1	3	0.0	2.3	58	7	4.3
4	1992	0917	0.1	4.89	3.21	.73	.61	2.56	.15	4.5	4.4	4	0.0	2.1	70	6.6	3.3

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2252-9