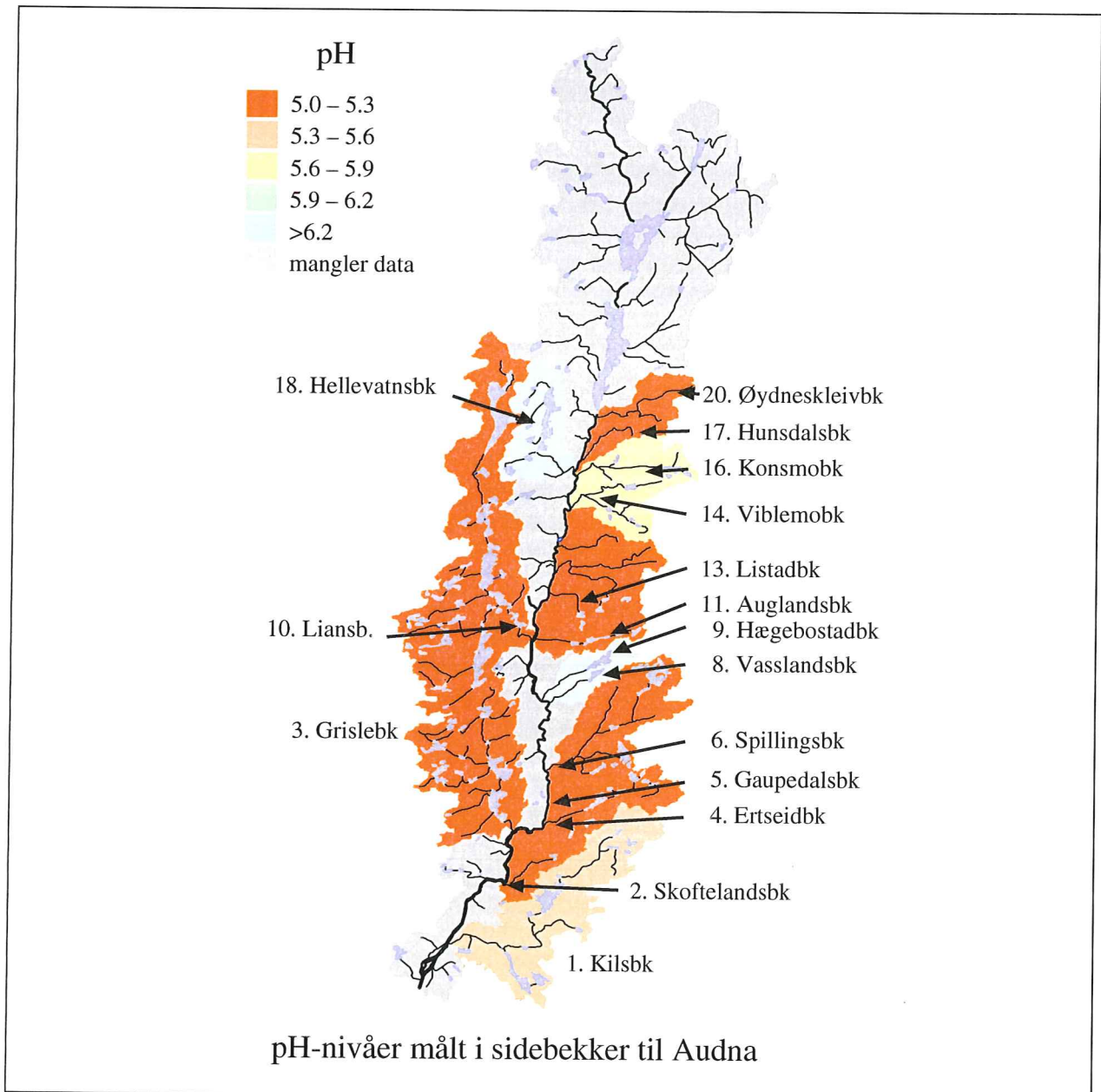


Revidert kalkingsstrategi for Audnavassdraget i Vest-Agder



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Revidert kalkingsstrategi for Audnavassdraget i Vest-Agder	Løpenr. (for bestilling) 4273-2000	Dato August 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-20042	Sider Pris 38 75,-
Forfatter(e) Kaste, Øyvind Kroglund, Frode <i>Enge, Espen (eget firma)</i>	Fagområde Kalking	Distribusjon
	Geografisk område VAG	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Vest-Agder	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Audnavassdraget er kalket med to doserere siden 1985. Forsøk med merket laksesmolt har vist svært liten tilbakevandring etter kalking, og det er observert høye konsentrasjoner av aluminium (Al) på gjellene til laks og sjøaure som er fanget i elva. En hypotese er at forholdene kan skyldes at Al fra sure sidebekker kan danne giftige blandsoner i hovedelva. For å forsøke å redusere faren for dette, er det utarbeidet et forslag til revidert kalkingsstrategi for vassdraget. Av nye tiltak foreslås det bygget to nye doseringsanlegg, samt iverksatt omfattende innsjøkalking i Trylandsvassdraget og Grislevassdraget. Med de tiltakene som er foreslått er det beregnet et årlig behov for i underkant av 2400 tonn kalksteinsmel. Dette fordeler seg med omlag 1700 tonn på doserere og 675 tonn på innsjøkalking i Trylands- og Grislevassdraget. I tillegg kommer eksisterende småprosjekter rundt om i vassdraget, tilsvarende omlag 100 tonn kalksteinsmel og 150 tonn skjellsand årlig.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vassdrag Sur nedbør Anadrom fisk Kalking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Watercourse Acid rain Anadromous fish Liming
--	--


Øyvind Kaste
Prosjektleder


Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 82-577-3901-4


Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

Revidert kalkingsstrategi for Audnavassdraget i Vest-Agder

Forord

Forsøk med merket laksesmolt har vist svært liten tilbakevandring etter kalking, og det er observert høye Al-konsentrasjoner på gjellene til laks og sjøaure som er fanget i elva. På bakgrunn av dette ble det arrangert et fagmøte på Vigeland den 7.10.99 mellom DN, Fylkesmannen, i Vest-Agder, kommunene, rettighetshavere og involverte forskningsmiljøer. Møtet konkluderte med at dagen kalkingsstrategi sannsynligvis ikke var tilstrekkelig til å redusere forekomsten av giftig Al til akseptable nivåer for den sårbare laksesmolten. Som et resultat av dette møtet, tok forvaltningen initiativ til å utarbeide en revidert kalkingsstrategi for Audna, og NIVA ble bedt om å utarbeide et prosjektforslag på dette. Forslaget ble sendt Fylkesmannen i Vest-Agder den 16.12.99 og forslaget ble godkjent 3.3.00.

Terje Nøst (NINA) og Bjørn Barlaup (LFI) takkes for å ha stilt kjemiske og biologiske data samt diverse vassdragsopplysninger til disposisjon. Takk rettes også til Svein Haugland (Fylkesmannen i Vest-Agder), Edgar Vegge (Lindenes kommune), Dag Ekeland (Audnedal kommune) for å ha bidratt med opplysninger om eksisterende kalking, hydrologiske og kalkingstekniske forhold.

Egdar Vegge har loddet opp innsjøer i Trylands- og Grislevassdraget, samt tatt vannprøver fra de sammen sjøene. Espen Enge (eget firma) har analysert vannprøvene, utarbeidet dybdekart, foretatt simuleringer av innsjøkalking i Trylandsvassdraget og Grislebekken samt skrevet notatet i Vedlegg A.

Kontaktperson hos Fylkesmannen har vært Svein Haugland

Grimstad, august 2000

Øyvind Kaste

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn og mål	8
1.2 Områdebeskrivelse	9
1.3 Dagens kalkingsstrategi	11
2. Vannkjemisk og biologisk vurdering	12
2.1 Vannkjemisk i hovedelva 1995-1999	12
2.2 Vannkjemisk mellom Ytre Øydnevatn og Tryland	12
2.3 Vannkjemisk i sidebekkene	13
2.4 Samlet vannkjemisk vurdering	15
2.5 Biologi	16
2.6 Oppsummering – identifisering av mulige problemområder	18
3. Forslag til revidert kalkingsstrategi	19
3.1 Vannkjemisk mål	19
3.2 Forslag til tiltak	20
4. Beregning av kalkbehov ved foreslått strategi	22
4.1 Ny doserer nedstrøms Ytre Øydnevatn	22
4.2 Kalking av Trylandsvassdraget og Grislevassdraget	22
4.3 Kalking av andre sidevassdrag på anadrom strekning	23
4.4 Forslag til endret kalkdosering ved eksisterende anlegg	23
4.5 Samlet kalkbehov ved foreslått kalkingsstrategi	24
5. Referanser	24
Vedlegg A. Vurdering av kalking i Trylandsvassdraget og Grislebekken	26
Vedlegg B. Dybdekart, arealkurver og volumkurver	32
Vedlegg C. Vannprøver fra mai 2000	38

Sammendrag

Audnavassdraget (456 km²) er kalket siden 1985 med to doserere (Stedjan og Tryland), som er plassert hhv. oppstrøms- og midt i den 30 km lange lakse- og sjøaureførende delen av elva. Forsøk med merket laksesmolt har vist svært liten tilbakevandring etter kalking, og det er påvist høye konsentrasjoner av aluminium (Al) på gjellene hos stedegen smolt. Både økt feilvandring hos laks samt høye gjelle-Al konsentrasjoner kan skyldes at Al i vassdraget foreligger på en uorganisk monomer form som lar seg akkumulere på gjeller og luktorgan på tross av relativt høy pH i elva. Slike Al-former forekommer bl.a. i blandsoner mellom den kalkede hovedelva og sure sidebækker. For å redusere omfanget og effektene av blandsoner i Audna, er det utarbeidet en revidert kalkingsstrategi for vassdraget.

Problemer i forhold til ønsket måloppnåelse

Vannkjemiske overvåkingsdata viser at elva i perioder ikke avsyres tilstrekkelig på strekningen mellom Ytre Øydnevatn og innløpet av Trylandsvassdraget. Reduksjonen i pH-verdi var vanligvis inntil 0.4 pH-enheter, men reduksjoner på inntil én pH-enhet er registrert. Basert på kunnskapen om faktorer som innvirker på utbredelsen av blandsoner er det rimelig å anta at områdene nedstrøms de fleste av sidebækkene til Audna i større eller mindre grad er påvirket av blandsoner. Nedstrøms Tryland vil arealene som er påvirket av blandsoner være mindre enn oppstrøms Tryland på grunn av høyere pH i elva, og dermed raskere avgiftning av Al. De siste årene har pH nedstrøms Tryland vist en tendens til nedgang, noe sannsynligvis har økt omfanget av blandsonene også her. Basert på nedslagsfeltenes areal og vannkjemiske data synes Trylandsvassdraget, Grislebekken samt bækkene sør for Hægebostadbekken å være de viktigste enkeltkildene for Al-transport til Audna.

For å holde bedre kontroll vannkvaliteten på den øvre del av den anadrome strekningen i tiden framover, anbefales det at de vannkjemiske stasjonene ved utløpet av Ytre Øydnevatn(L3) og oppstrøms Tryland (L4) inkluderes i overvåkingsprogrammet igjen.

Svakheter med dagens kalkingsstrategi

pH målet for den anadrome strekningen er ikke alltid nådd i de mest kritiske periodene for laks i de senere årene. Det kan pekes på flere svakheter med dagens kalkingsstrategi som mulig årsak til dette:

- Stedjan-anlegget kan ikke gi stabil vannkvalitet på hele strekningen ned mot Tryland, fordi vannføringen ut av Ytre Øydnevatn under flom vil være dempet og forsinket i forhold til sidebækkene som kommer inn i elva ned mot Tryland.
- Tryland-vassdraget er regulert og vannføringen er derfor ikke alltid proporsjonal med vannføringen i de andre sidevassdragene.
- Flere store og sure sidevassdrag på den anadrome strekningen er ukalket, eller ubetydelig kalket.

Forslag til endringer i kalkingsstrategien:

1. Dagens doseringsanlegg ved Stedjan beholdes, og det doseres for å avsyre vassdraget til og med utløpet av Ytre Øydnevatn.
2. Det foreslås etablert en ny doserer i Konsmo-området, for å kunne ta høyde for dynamikken mellom hovedelva og flompregete sidevassdrag på strekningen ned mot Tryland. Anlegget foreslås plassert i hovedelva, men med styring etter vannføringen i et nærliggende sidevassdrag.
3. Tre innsjøer pluss enkelte mindre vann i Trylandsvassdraget samt fem innsjøer i Grislevassdraget foreslås kalket.

4. Dagens kalkdoseringsanlegg ved Tryland beholdes, men med en mer optimalisert styring etter vannføring og pH.
5. Det foreslås etablert en kalkdoserer i ett eller flere av sidevassdragene nedstrøms Tryland, primært Spillingsbekken. Det kan legges opp til vår-dosering for å beskytte smolten, eller eventuelt helårsdrift dersom en ønsker å tilgjengeliggjøre bekken(e) for sjøaure.

Det vil generelt være positivt å avsyre størst mulig andel av den sure tilrenningen før den når den anadrome strekningen av hovedelva. Kalking av innsjøer høyt oppe i sidevassdragene bør derfor vurderes i forhold til kalking. Med forbehold om middeldyp og teoretisk oppholdstid, kan kalking av innsjøer høyt oppe i Hunsdalsbekken, Auglandsbekken, Spillingsbekken, Erseidbekken og Kilsbekken vurderes. Terrengkalking av mindre felter, for eksempel Gaupedalsbekken eller Skoftelandsbekken, bør også vurderes som et alternativt tiltak.

Vannkvalitetsmål

Dagens pH-mål på den lakseførende strekningen i Audna varierer avhengig av tid på året; 15/2-31/3: pH 6.2, 1/4-31/5: pH 6.4, 1/6-14/2: pH 6.0. På grunn av alle de sure sidevassdragene som kommer inn på den anadrome strekningen er det sannsynligvis ikke tilrådelig å redusere pH-målet i smoltutvandringsperioden fra 6.4 til 6.2, slik som i Mandalsvassdraget. Her er de største sidevassdragene på anadrom strekning kalket med egen doserer, slik at faren for giftige Al-blandsoner i hovedelva er redusert. Etter en tids drift med ny kalkingsstrategi i Audna kan det eventuelt vurderes å redusere pH-målet med 0.1 pH enhet om våren.

Beregnet kalkbehov ved foreslått strategi

Med de tiltakene som er foreslått ovenfor er det beregnet et årlig behov for i underkant av 2400 tonn kalksteinsmel. Dette fordeler seg med omlag 1700 tonn på doserere og 675 tonn på innsjøkalking i Trylands- og Grislevassdraget. I forbindelse med oppkalking av Sundsvatn (Trylandsvassdraget), trengs det omlag 145 tonn ekstra kalksteinsmel det første året. I tillegg til disse tallene kommer eksisterende småprosjekter i vassdraget, tilsvarende omlag 100 tonn kalksteinsmel og 150 tonn skjellsand årlig.

Summary

Title: Revised liming strategy for River Audna in Vest-Agder County.

Year: 2000

Author: Kaste, Ø., Kroglund, F. & Enge, E.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3901-4

River Audna has been limed since 1995 by means of two lime dosers. Despite the long-lasting liming project, there has been very low return of labelled smolts of stocked Atlantic salmon, and the fish seems to accumulate large amounts of Al on their gills while staying in the river water. One hypothesis is that Al from acid tributaries creates poisonous mixing-zones with unstable Al-species in the main river. In an attempt to reduce the presence of such mixing-zones, we here propose a revised liming strategy for River Audna.

In addition to the existing lime dosers and liming of small tributaries by property owners and voluntary organizations, the revised liming strategy includes the establishment of two new lime dosers, plus extensive lake liming in two large tributaries; Trylandsvassdraget and Grislevassdraget. To achieve the water quality targets, near 2400 tonnes of powdered limestone (NK3) is needed each year – about 1700 tonnes dispersed by dosers and 675 tonnes for lake liming.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og mål

Audnavassdraget (456 km²) er kalket siden 1985 med to doserere plassert hhv. oppstrøms- og midt i den 30 km lange lakse- og sjøauførende delen av elva. Overvåkingen av vannkjemi i vassdraget har vist at pH i den kalkede delen av hovedelva stort sett har tilfredsstilt de mål som er satt for kalkingen (Nøst 1999). Basert på fiskeundersøkelser er det likevel reist tvil om vannkvalitetsforbedringen har vært tilstrekkelig til å tillate full reetablering av en stedegen laksebestand. Tvilen er begrunnet i:

- Laksesmolt fra Ims som settes ut i Audna vender i svært liten grad tilbake til Audna etter sjøopphold (Hansen et al. 1997).
- Det er påvist høye gjelle-Al konsentrasjoner hos stedegen smolt (Barlaup et al. 1999)

Både økt feilvandring hos laks samt høye gjelle-Al konsentrasjoner kan skyldes at Al i vassdraget foreligger på en uorganisk monomer form som lar seg akkumulere på gjeller og luktorgan på tross av relativt høy pH i elva. Det er i renneforsøk påvist en nær sammenheng mellom uorganisk monomert Al og Al-konsentrasjonen på gjellevev og luktorgan. Tilstedeværelse av uorganisk monomert Al etter kalking kan skyldes:

- Dagens pH-mål er ikke tilstrekkelig til å avgifte Al raskt nok
- Tilførsel av Al fra sure sidebekker kan danne blandsoner i hovedelva med ustabile tilstandsformer av Al

Basert på renneforsøk utført i Suldalsvassdraget og i Mandalsvassdraget (Logåna) er det påvist at avgiftingshastigheten¹ til Al er avhengig av pH (Kroglund et al. 1998ab). Ved pH 6.2 i Logåna og ved pH 6.4 i Suldalslågen var vannet avgiftet innen 30 minutter fra pH-heving. Avgiftingshastigheten er også påvirket av temperatur (Lydersen 1990) og vil skje senere ved 2-4°C (elvetemperatur i mars-april) enn ved 6-10°C (elvetemperatur i mai-juni). Basert på erfaringene fra ulike renneforsøk, samt på bakgrunn av smoltkvalitet målt i Mandalsvassdraget våren 1999, bør det fastlagte pH-målet for Audna være tilfredsstillende.

Langs den anadrome strekningen av Audna er det imidlertid en rekke sure sidevassdrag som alle bidrar med Al. Det er sannsynlig at den etablerte kalkingsstrategien ikke forhindrer stor forekomst og utbredelse av giftige blandsoner i hovedelva (Åtland & Barlaup 1996, Nøst 1999, Rosseland et al. 1992). Blandsoner er derfor en mulig årsak til at fiskeresponsene etter kalking har vært svakere enn forventet. Forekomsten av blandsonene kan reduseres ved å endre kalkingsstrategien.

Målet med denne rapporten har vært å:

- Identifisere mulige problemområder for vannkvaliteten i elva
- Foreslå en revidert kalkingsstrategi på basis av dette
- Beregne kalkdoser og -mengder for nye tiltaksområder, samt rekalkulere kalkbehovet ved eksisterende kalkdoseringsanlegg

¹ Avgiftning: Omdanning av akkumulert til ikke-akkumulert Al.

1.2 Områdebeskrivelse

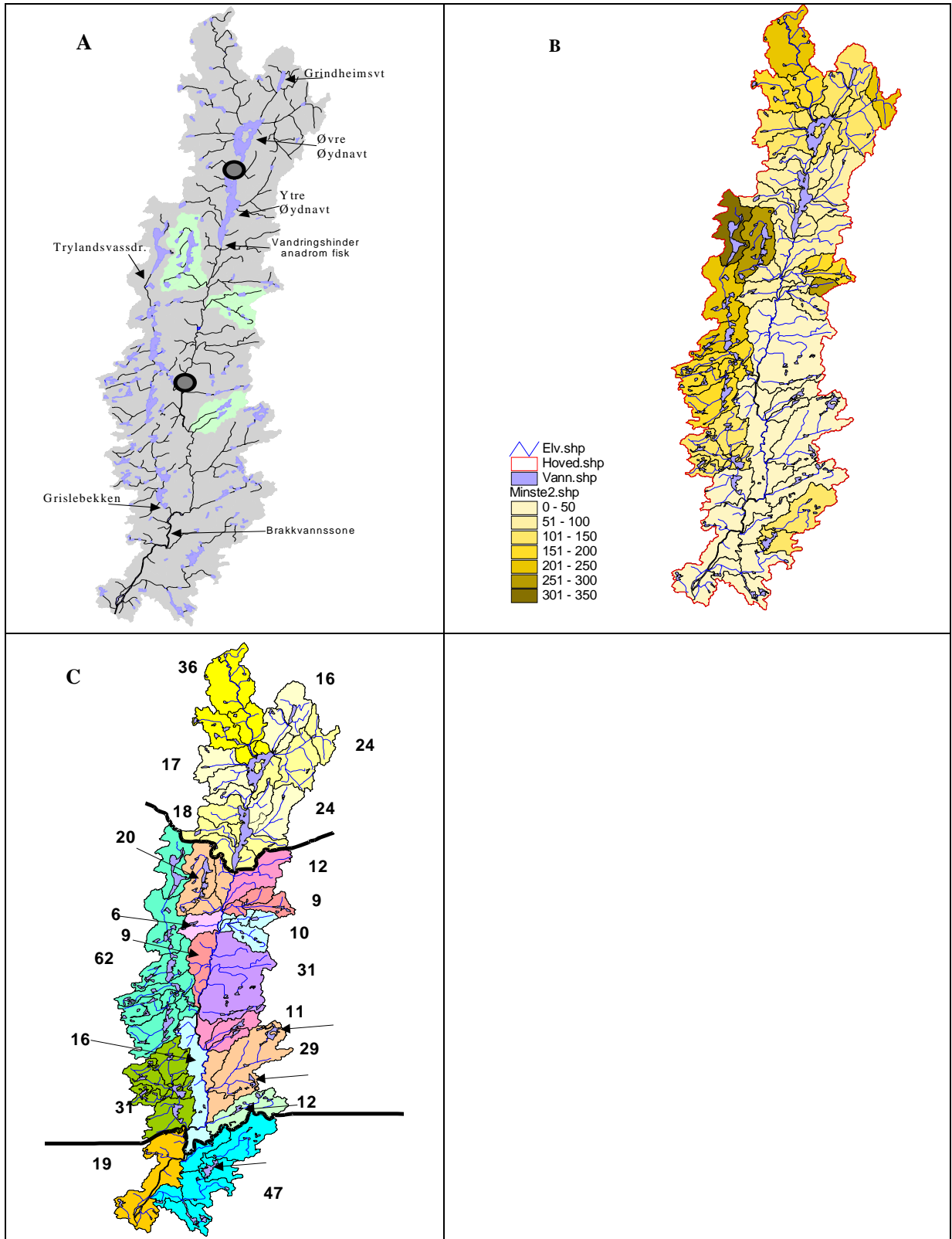
Audna har sitt utspring i Grindheimsvatn øverst i Audnedalen, renner gjennom Øvre- og Ytre Øydnevatn og munner ut i Sniksfjorden like øst for Lindesnes-halvøya. Av elvas lengde på ca. 55 km er strekningen på ca. 30 km fra brakkvannsområdet ved Oftenes til utløpet av Ytre Øydnevatn lakseførende. Elva er i hovedsak jevnt fallende med få stryk. Partiet fra Tryland til Gislefoss er sterkt strykpåvirket. Middelvannføringen ved utløpet er ca. 20 m³/s.

Audna kan karakteriseres som en lavlandselv, hvor det meste av vassdraget ligger lavere enn 100 m over havet (**figur 1**). Områder høyere enn 100 m, men lavere enn 300 m finnes i Trylandsvassdraget (vest for hovedelva) samt området fra Ytre Øydnevatn og nordover. Basert på at det er liten høydeforskjell innen vassdraget er det rimelig å anta at det ikke vil være vesentlige forskjeller i tidspunkt for snøsmelting mellom indre og ytre deler. Spesifikk avrenning varierer i området 40-50 l/s/km² og øker generelt med høyde over havet.

De relativt store innsjøbassengene i Øvre- og Ytre Øydnevatn medfører at avrenningen fra disse områdene ikke er synkron med avrenning fra delfelt med få innsjøer. Felter uten innsjøer er i hovedsak lokalisert på østsiden av Audna. Innsjøene vil dempe og forsinke avrenningstoppene, men på den annen side opprettholde avrenning lenge etter at nedbørsepisoden har avtatt. Denne effekten vil kunne forsterkes etter langvarige tørkeperioder, da det vil kunne ta enda lengre tid før innsjøene fylles opp og bidrar med vann til det nedenforliggende vassdraget. Under slike forhold vil hovedbidraget med vann til Audna kunne komme fra sidebekkene på østsiden av hovedelva.

Tabell 1. Nedbørfelt og tilsig i ulike vassdragsavsnitt. I kolonnen lengst til høyre er det midlere vannføringsbidraget fra de enkelte sidebekkene estimert.

St. nr	Lokalitet	Nedbørfelt	Tilsig	Akk. N	Akk. T	T-bidrag
		km ²	mill m ³ /år	km ²	mill m ³ /år	%
L1	Stedjan-doserer	90.0	133.1	90.0	133.1	
L3	Ut Y. Øydnevatn	134.9	198.4	134.9	198.4	
14	Øydneskleivb	9.0	12.8	143.9	211.1	6
13	Hellesvatnsb	16.2	24.8	160.1	236.0	12
12	Hunsdalsb	9.1	12.9	169.2	248.8	5
11	Konsmob	9.7	13.8	178.9	262.6	6
10	Viblemob	15.0	21.1	193.9	283.7	8
9	Trylandsvassdraget	60.6	95.0	254.5	378.7	33
	Diffust Y-Øydnev -Tryland	39.0	55.8	293.5	434.5	15
L5	Tryland-doserer	293.5	434.5	293.5	434.5	
8	Auglandsb	6.0	8.4	299.5	443.0	2
7	Hægebostadb	5.2	7.1	304.8	450.0	2
6	Vasslandsb	3.0	4.0	307.8	454.0	1
5	Spillingsb	22.0	28.4	329.8	482.4	6
4	Mæreslandsb (Erseidbk)	11.8	14.8	341.5	497.2	3
3	Grisleb	30.8	42.8	372.3	540.0	9
2	Skoptelandsb	5.7	7.1	378.0	547.2	1
1	Kilsbekken	34.4	42.6	412.4	589.8	8
	Diffust Tryland-utløp sjøen	43.9	55.3	456.3	645.0	9
	Utl sjøen	456.3	645.0	456.3	645.0	



Figur 1. (A) Kartskisse over innsjøer og vannstrenger i Audnavassdraget. Kalkingsanleggene er antydnet med sirkel, kalkede sidebekker med grønt felt. Kalking i Trylands- og Grislevassdraget er ikke inkludert. (B) høyeste punkt innen minsteenheter angitt med farger. (C) Aggregerte minsteenheter. Tallene angir størrelsene i km². Tykke streker indikerer hhv. brakkvannssone og øvre grense for anadrom strekning.

1.3 Dagens kalkingsstrategi

Kalkingsstrategien for Audna ble utarbeidet før problematikken omkring Al-blandsoner ble kjent. Basert på datidens (1985) kunnskap om kalking ble det valgt å plassere to kalkdoserere i hovedelva. Kalkdosereren ved Stedjan, oppstrøms Ytre Øydnevatn, skulle sørge for at vannkvaliteten i Ytre Øydnevatn var god og at innsjøen bidro med vann av god og stabil vannkjemi til Audna. Kalkingsanlegget ved Tryland hadde til hensikt å avgifte vanntilførsler fra sidebekkene nedstrøms Ytre Øydnevatn. I tillegg er det noe innsjøkalking og bekkkalking i deler av vassdraget (**Tabell 2**). Lokalisering av doserere og kalkede innsjøer er vist i **Figur 1a**. I følge Miljøkalk DA ble det i 1999 dosert 2330 tonn NK3-kalk fra de to anleggene i Audna, fordelt med 1250 på Stedjan og 1080 på Tryland. Nedbørmengdene i 1999 lå en del over normalen (119% på Bjelland og 141% på Hægebostad-Skeie), slik at kalkforbruket i et normalt avrenningsår vil være noe lavere.

I de senere årene er kalkingsstrategien modifisert noe ved at det er installert pH-styring på kalkingsanlegget ved Tryland. Det ble etablert pH-sensorer i inntaksbrønnen like oppstrøms anlegget, samt på østsiden av elva ca. 2 km nedstrøms anlegget. Doseren skal styres etter pH oppstrøms og vannføring, men med mulighet for korrigering dersom pH-nedstrøms faller under et bestemt målnivå. I og med at inntaksbrønnen i perioder kan være sterkt influert av grunnvann med høyere pH enn hovedelva, har anlegget i for en stor del vært styrt av nedstrøms-pH samt vannføring (Dag Ekeland, pers. medd.).

Frem til og med 1999 er det benyttet kalk av NK3 type ved de to anleggene. I 2000 er det iverksatt forsøk med dosering av malt skjellsand (skjellmel) ved begge anleggene. Skjellmelet har en noe større finfraksjon, har noe høyere CaCO₃-innhold (93% i forhold til 86% for NK3) og større løselighet (antatt 77% i forhold til 70% for NK3²). Dette har i en overgangsperiode ført til problemer i forhold til utdosering (klogging i silo) og overfølsomhet i ”feedback”-mekanismen mellom Tryland-anlegget og pH-signalet nedstrøms (Dag Ekeland, pers. medd.)

Tabell 2. Kalking av sidevassdrag i 1999. Basert på opplysninger fra Fylkesmannen i Vest-Agder, samt Dag Ekeland, pers. medd. x angir kalking uten at mengde NK3 eller skjellsand er kjent.

L.nr.	Vassdragsavsnitt:	Lokaliteter:	Kalk, NK3 tonn	Sjellsand tonn
	Oppstrøms Stedjan:			120
18	Hellevatnsbekken	Hellevatn	30	30
16	Konsmobekken	Rendlevatn, Mosvatn		x
12	Trylandsvassdraget	Barstadvatnet, Stølevatn, Grøntjørn, Bronevatn, Svartevatnet, Gusevatnet, Undelandsvatnet	69	6
9	Hægebostadbekken	Bjåstadvatn	x	
8	Vasslandsbekken	Vasslandsvatn	x	
3	Grislebekken:	Lauvvatn, Krokevatn	x	
1	Kilsbekken	Grundelandsvatn, Fasselandsvatn		x

² Estimer for oppløsning i elv er usikre, men det er antatt at den relative forskjellen mellom kalktypene gir et forholdsvis godt bilde av oppløsningsegenskapene. Kalkoppløsning i elv vil variere i forhold til flere faktorer, blant annet graden av turbulens (viktig), pH i vannet og temperatur.

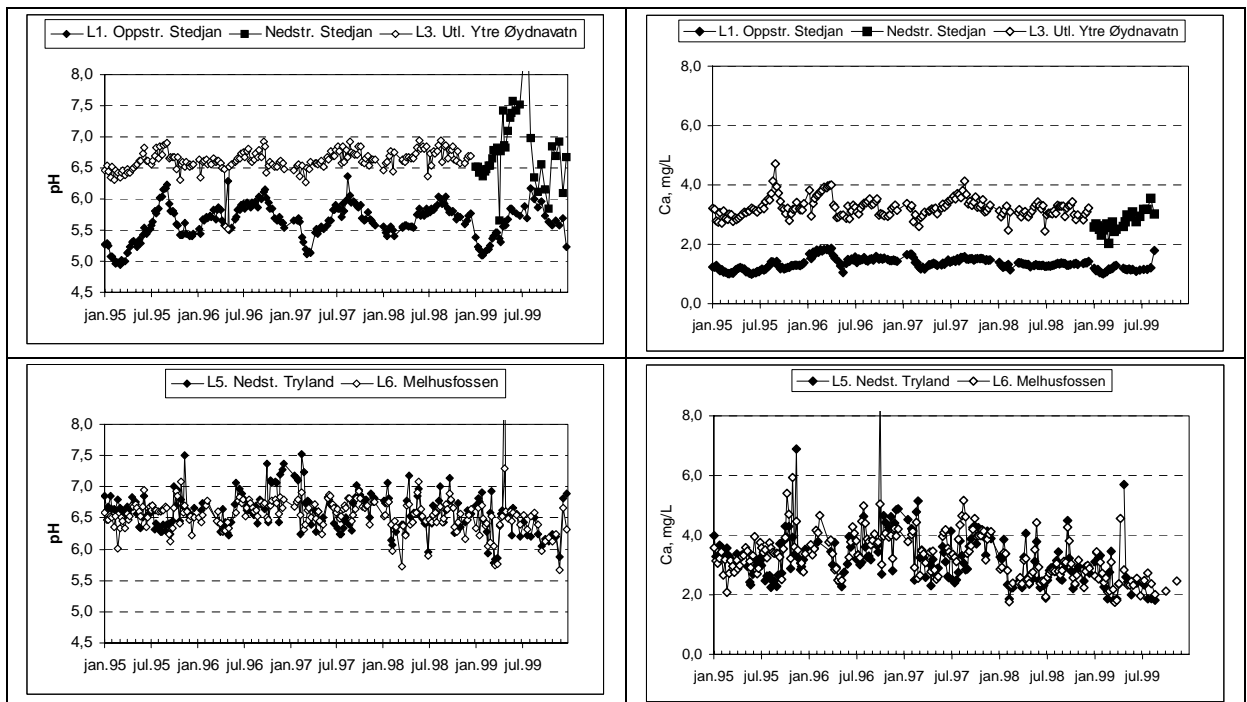
2. Vannkjemisk og biologisk vurdering

2.1 Vannkjemisk i hovedelva 1995-1999

Det er tydelige årstidssvingninger i pH oppstrøms Stedjan, med pH ned mot 5.0 om vinteren og våren (**Figur 2**). I 1999 ble det opprettet en vannkjemikontroll-stasjon før innløpet i Ytre Øydnevatn og overvåkingsstasjonen i utløpet (L3) ble samtidig kuttet ut.

Det ble registrert store pH-variasjoner nedstrøms Stedjan sommeren 1999, noe som sannsynligvis falt sammen med lav vannføring og relativ høy fotosyntese-aktivitet i elva. Kalsium-konsentrasjonene som ble målt på samme tid var ikke spesielt høye (**Figur 2**), slik at det trolig ikke dreier seg om overdosering fra kalkingsanlegget.

Kalsiumkonsentrasjonene målt i perioden 1995-1999 indikerer at kalkdoseringen er noe redusert de siste to årene. Som følge av dette er det registrert relativt mange episoder med pH lavere enn 6.0 nedstrøms Tryland og ved Melhusfossen de siste årene. Dette indikerer at vannkvaliteten i perioder kan ha vært skadelig for laksen i elva, og at det er behov for å vurdere mulige forbedringer i kalkingsstrategien og driften av de eksisterende doseringsanleggene.

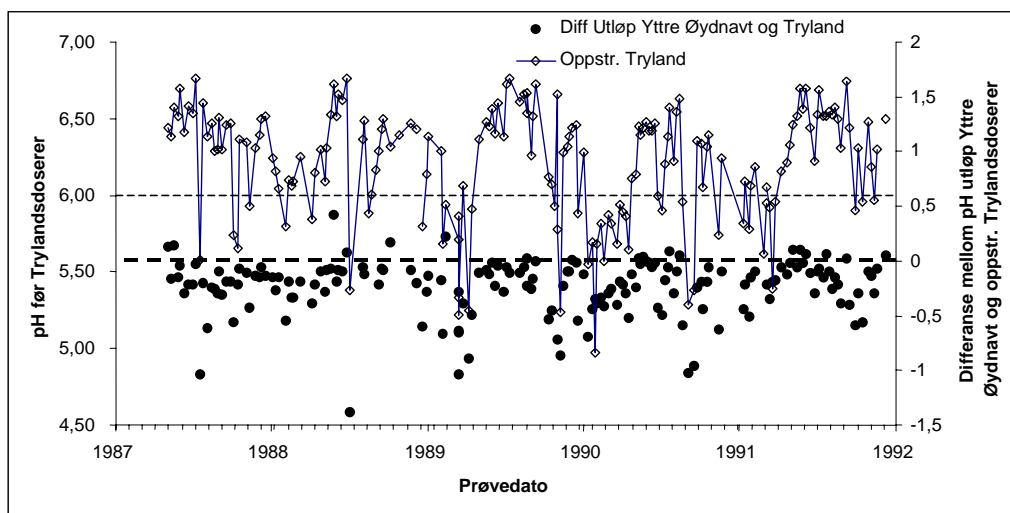


Figur 2. pH og kalsium-konsentrasjon i ulike deler av Audna. Data fra NINA

2.2 Vannkjemisk mellom Ytre Øydnevatn og Tryland

Frem til 1995 ble pH målt både ved utløpet av Ytre Øydnevatn (L3) samt før kalkdosereren ved Tryland (L4). pH-målinger t.o.m 1991 er presentert i **Figur 3**. I perioden 1987 til 1992 var pH oppstrøms Tryland ofte lavere enn pH 6.0. Reduksjonen i pH-verdi var normalt i størrelsesorden inntil 0.4 pH-enheter, men reduksjoner på inntil 1 pH-enhet er også registrert. Dette underbygger antagelsene om at vannbidrag fra sidebekker i perioder vil påvirke og vil kunne dominere vannkvaliteten mellom Ytre Øydnevatn og Tryland. Både den generelle pH-

reduksjonen og pH-nivået i de verste episodene er tilstrekkelig til å påvirke laksens generelle helsetilstand. Varigheten av dårlig vannkvalitet fremkommer ikke fra datasettet, men det antas at kraftige forsuringsepisoder hadde relativt kort varighet – fra timer til noen få døgn. pH-reduksjonen var tilstrekkelig stor til å ha kunnet påvirke yngelproduksjon, overlevelse og smoltutviklingen i de øverste delene av Audna.

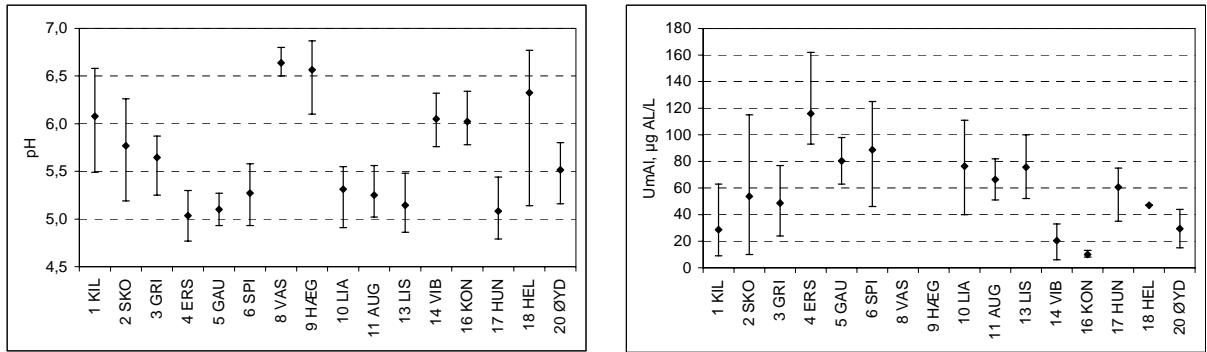


Figur 3. pH-verdier oppstrøms innløpet av Trylandsvassdraget (L4), samt pH-differanse mellom utløp Ytre Øydnevatn og stasjon L4.

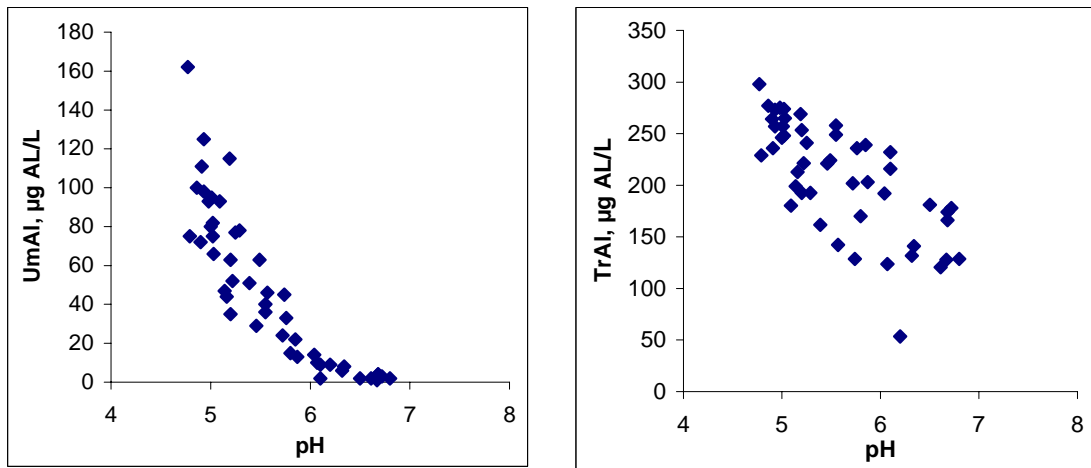
2.3 Vannkjemi i sidebekkene

pH og konsentrasjonene av uorganisk monomert Al (UmAl), som er den giftige Al-fraksjonen for fisk, varierte betydelig mellom de ulike tilløpsbekkene til Audna. Basert på pH, synes tre nivåer å være fremtredende; bekker i området 5.0 til 5.5, mellom 5.5 og 6.0 og bekker med pH høyere enn 6.1 (**Figur 4**). Bekkene med de laveste pH-nivåene inneholdt $>60 \mu\text{g Al/L}$, mens bekker i pH-intervallet 5.5 til 6.0 hadde UmAl-konsentrasjoner mellom 30 og $60 \mu\text{g Al/L}$. UmAl-konsentrasjonen i bekkene med høy pH var lavere enn $30 \mu\text{g Al/L}$.

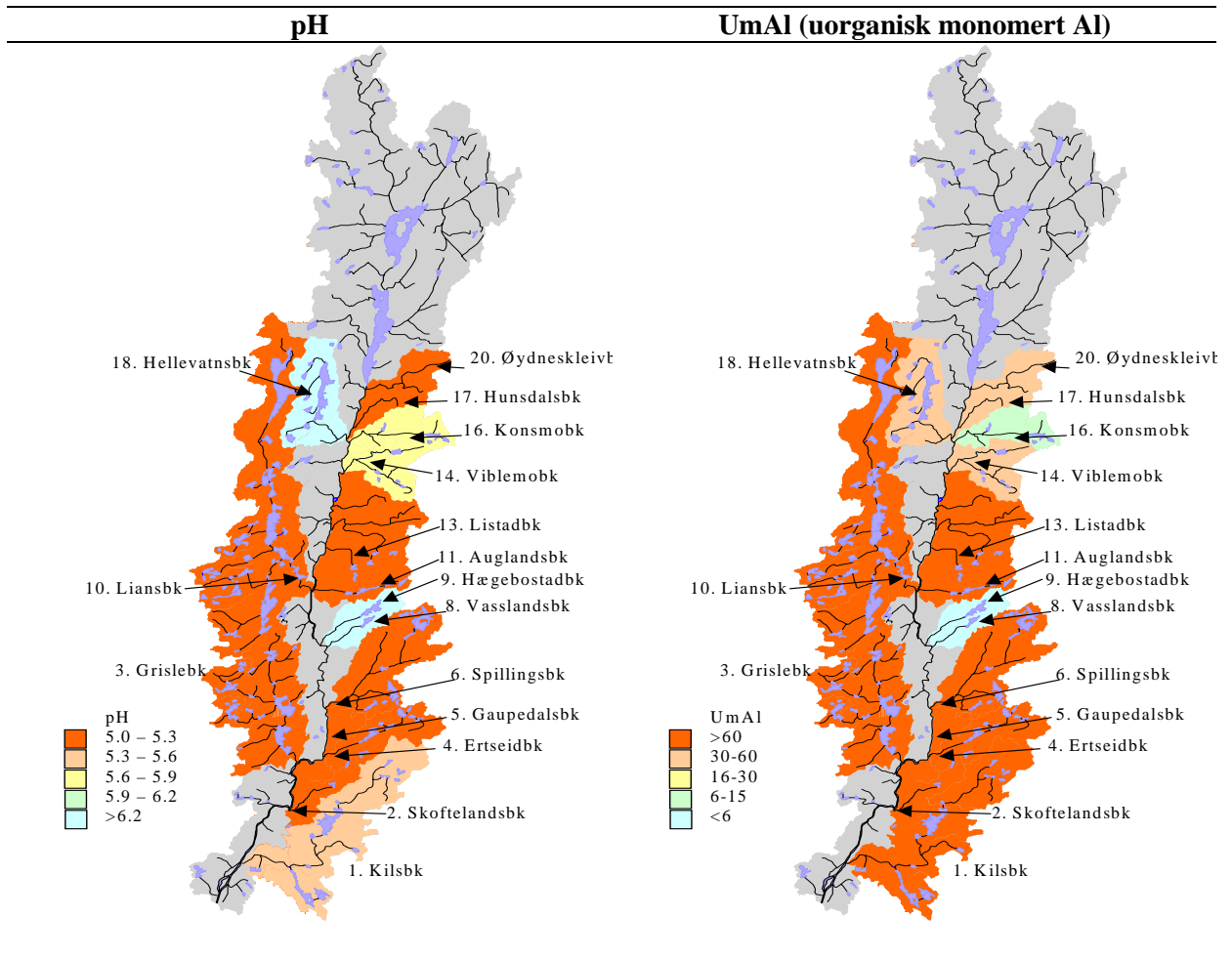
Det var en nær sammenheng mellom pH og UmAl i bekkene basert på 3 prøvetakinger utført i 16 sidebækker til Audna. Det forelå også en negativ sammenheng mellom pH og TrAl. Dette kan tolkes som at økt H^+ konsentrasjon bidrar til å mobiliserte Al til vassdraget, og at transporten er proporsjonal med pH. Sammenhengene er vist i **Figur 5**. Mer Al forelå på uorganisk monomer form når pH avtok. Plassering av bekkene med pH nivåer er illustrert i **Figur 6**. I illustrasjonene er det valgt å fokusere på minimum pH og maksimum UmAl for å illustrere verst tenkelig forhold. Variasjonsbredden i målingene for den enkelte bekk fremgår av **Figur 4**.



Figur 4. pH og uorganisk monomert Al (UmAl) i sidebækker til Audna i basert på fire prøver fra hver stasjon innsamlet vår-98, høst-98, vår-99 og høst-99. Figurene angir middelværdier samt maksimumsverdier. Data fra NINA.



Figur 5. Forhold mellom pH og uorganisk monomert Al (UmAl) samt totalt reaktivt Al (TrAl) i sidebækker i til Audna i 1998 og 1999. Data fra NINA.



Figur 6. pH og uorganisk monomert Al (UmAl) i sidevassdrag nedstrøms Ytre Øydnevatn.

2.4 Samlet vannkjemisk vurdering

Innblanding av surt vann med Al i kalka elver vil skape blandsoner, eller områder nedstrøms samløpet hvor vannkvaliteten vil være preget av ustabil Al-kjemi. Al vil etterhvert endre tilstandsform fra giftige til ikke-giftige former, men prosessen er avhengig av temperatur og pH. Reasjonshastigheten tiltar med økende temperatur og økende pH. I forsøk er det påvist at uorganisk monomert Al omdannes sent og ufullstendig ved pH verdier lavere enn 6.2. Dette innebærer at Al vil være giftig, selv timer etter innblanding av surt vann i kalket vann. Store arealer nedstrøms samløpet kan derfor ha dårlig vannkvalitet på tross av høy pH i elva. Når vannprøver sendes inn til fraksjonering av Al vil konsentrasjonen av giftige tilstandsformer til Al kunne underestimeres (Lydersen et al. 1994; Kroglund et al. 2000ab)

pH-reduksjonen fra Ytre Øydnevatn til Tryland sannsynliggjør at dette området er påvirket av blandsoner. Ettersom pH i store deler av året var henimot 6.0, er det videre sannsynlig at arealet påvirket av giftig tilstandsformer til Al vil være stort, uten at dette vil fremkomme i den generelle vannkjemiske overvåkingen. I perioder varierte pH mellom 5.5 og 6.0. Dette representerer sannsynligvis vannkvaliteter som i seg selv er utilfredsstillende for fiskebestandene, muligens også for forsurningsfølsomme invertebrater. Ettersom prøvetakingsstasjonen oppstrøms Tryland ble nedlagt i 1994 er det vanskelig å evaluere den vannkjemiske måloppnåelsen for dette vassdragsavsnittet etter 1994. pH- og kalsium-data fra Ytre Øydnevatn og nedstrøms Tryland de senere år tyder imidlertid ikke på at forholdet har

endret seg. For å holde kontroll med dette i tiden framover, anbefales det at de vannkjemiske stasjonene ved utløpet av Ytere Øydnevatn(L3) og oppstrøms Tryland (L4) inkluderes i overvåkingsprogrammet igjen.

Basert på kunnskapen om faktorer som innvirker på utbredelsen av blandsoner er det rimelig å anta at områdene nedstrøms de fleste sidebekkene til Audna i større eller mindre grad er påvirket av pågående polymerisering av Al. Den romlige utbredelsen av en blandsoner i elva vil avhenge av pH og temperatur (Kroglund et al., 2000ab). Dette innebærer at utbredelsen vil være stor om vinteren og våren som følge av lav temperatur, samt stor når pH i hovedvassdraget er lavere enn 6.2. Størrelsen til blandsonen vil også være avhengig av mengden Al som tilføres vassdraget. Tilførsler med høye konsentrasjoner Al vil bidra til store blandsoner, mens lave konsentrasjoner vil gi små arealer.

Oppstrøms Tryland har det sannsynligvis vært suboptimal vannkvalitet med jevne mellomrom helt siden kalkingen startet i 1985. Nedstrøms Tryland vil arealene påvirket av blandsoner være mindre enn oppstrøms Tryland på grunn av høyere pH og dermed raskere avgiftning av Al. De siste årene har pH nedstrøms Tryland vist en tendens til nedgang, noe som vil øke omfanget av blandsonene. Viktige blandsoner vil sannsynligvis foreligge nedstrøms Trylandsvassdraget og Grislebekken, samt nedstrøms Erseidbekken og Spillingsbekken. Hægebostadbekken og Vasslandsbekken bidrar sannsynligvis ikke til blandsoner ettersom pH i disse bekkene er høy, samtidig som nedslagsfeltene til bekkene er små. Både Auglandsbekken og Listadbekken vil bidra til blandsoner, mens Viblembekken og Konsmobekken synes å ha god vannkvalitet.

Basert på størrelsene til nedslagsfeltene synes Trylandsvassdraget, Grislebekken samt bekkene sør for Hægebostadbekken å bidra med det vesentligste av Al til Audna. Dersom vann fra disse kildene ble avgiftet før vannet ble blandet inn i Audna vil vann fra 132 av det 258 km² store feltet mellom brakkvannsonen og Ytre Øydnevatn bidra med godt vann til Audna. Av restarealet på 126 km² har ca 40 km² relativt akseptabel vannkvalitet basert på 4 prøvetakinger utført av NINA i 1998 og 1999.

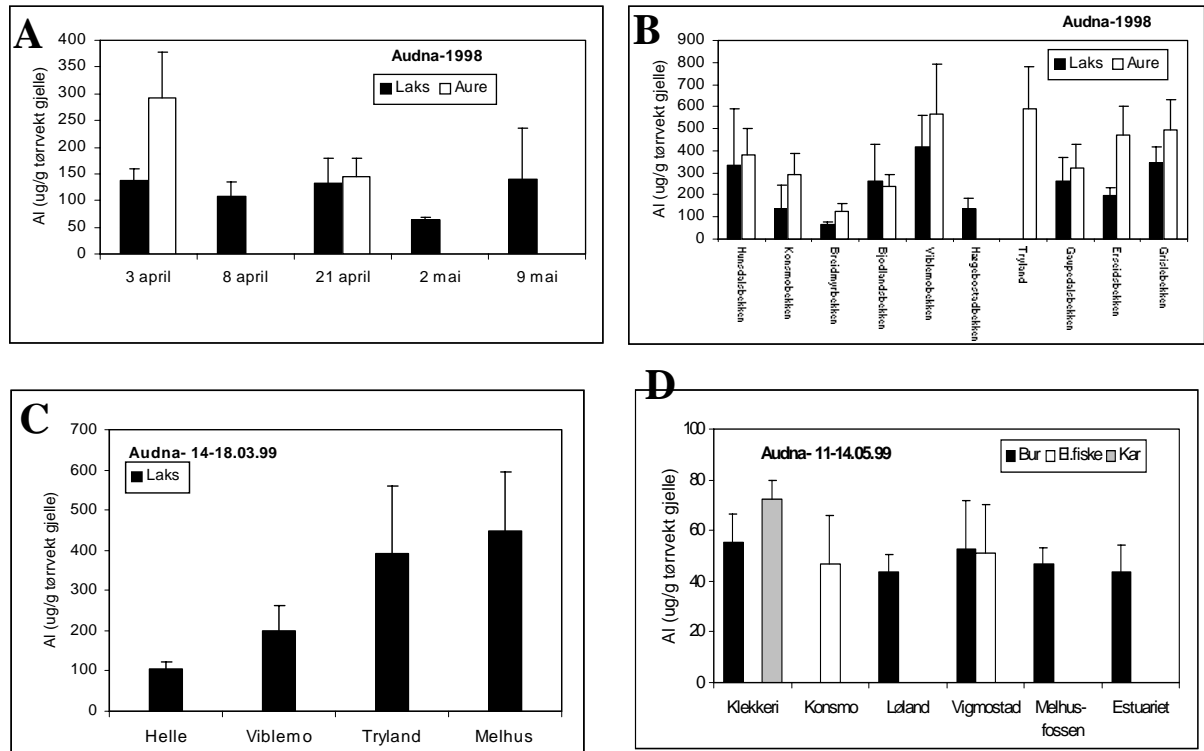
2.5 Biologi

Det biologiske målet, reetablering av biologisk mangfold, ble oppnådd etter igangsettelse av kalkingen av Audna (Barlaup et al. 1999). Laksefangstene i vassdraget har økt og mange forsureningsfølsomme invertebrater har rekolonisert vassdraget. På tross av de positive resultatene er det påvist en rekke responser som ikke var forventet og som kan tolkes som uheldige.

I overvåkingsprogrammet for fisk er det registrert økende tettheter av lakseyngel. Tettheten har variert fra år til år, men var lavere de siste to årene enn i perioden forut. Årsaken til denne år til år variasjonen er ikke klarlagt, og fangstdataene er ikke splittet på enkeltstasjoner slik at det lar seg gjøre å undersøke om dårlig vannkvalitet kan være en medvirkende årsak til variasjonen. Det er sannsynlig at vannkvaliteten i Audna, slik den er tolket i forutgående kapittel om vannkjemisk, vil kunne påvirke laksens helsetilstand (Staurnes et al. 1995, Kroglund og Staurnes 1999, Rosseland og Kroglund 2000).

Konsentrasjonene av Al på gjeller er undersøkt i 1998 og 1999 (Barlaup et al. 2000). Prøver tatt til ulike tidspunkt ved Melhusfossen våren 1998 tyder på relativt høye gjelle-Al konsentrasjoner (**Figur 7a**). Bakgrunnsverdien for Audna er ikke fastlagt, men ettersom vassdraget ikke er turbid, men moderat humøst, er det sannsynlig at konsentrasjoner høyere enn 100 µg Al/g gjelle tørrvekt skyldes akkumulering av Al med opphav i forsurening og blandsoner. I upåvirkete vassdrag settes grensen før akkumulering til 10 µg Al/g gjelle TV (Rosseland et al. 2000). Høye konsentrasjoner av Al på gjellene forekom en rekke steder i

vassdraget (**Figur 7b**). Prøver tatt våren 1999 tyder på at konsentrasjonen av gjelle-Al økte nedover i Audna, etterhvert som flere sidebekker ble blandet inn. Dette understøtter at vassdraget sannsynligvis er sterkt påvirket av blandsoner. Konsentrasjonene tidlig på våren lå på nivåer som tidligere er vist å gi forstyrrelser på saltvannstoleranse, uten at det nødvendigvis påvises fysiologiske skader (Kroglund et al. 1998ab, 1999a, 2000ab). I mai var konsentrasjonene mer moderate, sannsynligvis som følge av avsluttet snøsmelting og at vannbidraget fra sidevassdragene avtok.



Figur 7. Al-konsentrasjoner på fiskegjeller i Audna 1998 og 1999. Data fra Barlaup et al. (2000)

Det er rapportert om svært dårlig gjenfangst av Carlinmerket laksesmolt³ etter utsetting i Audna. Årsaken til den dårlige gjenfangsten er ikke avklart, selv om utsettingene har pågått over mange år. I forsøk utført med akkumulering av Al på ulike organer er det påvist at Al akkumuleres både på gjellevev og i luktorganet til fisk (Salbu et al. 2000). En alternativ hypotese til dårlig gjenfangst av laks i Audna er at blandsonene forårsaker akkumulering av Al på luktvev og dermed hemmer preging til vassdraget. Denne pregingen er nødvendig for at fisken skal finne veien tilbake etter sjøvannsoffholdet. Nabovassdrag, med større sommervannføring, vil dessuten kunne virke tiltrekkende på Audnalaksen. Det er ikke foretatt fysiologiske eller histologiske undersøkelser av utsatt smolt i Audna som kan bekrefte eller avkrefte disse hypotesene.

Forekomsten av forsuringfølsomme bunndyr har tiltatt etter kalking (Barlaup et al. 1999). Samtlige kalkede elvestrekninger har i dag invertebrater som tidligere var ekskludert fra vassdraget som følge av forsuring. På lokaliteten oppstrøms Tryland avviker likevel forekomsten av invertebrater i forhold til det som påtreffes på andre kalkede lokaliteter. Sammenholdt med målt vannkjemi samt data på fiskegjeller, kan det ikke utelukkes at vannkvaliteten på denne stasjonen er suboptimal for invertebrater.

³ Produsert ved NINAs forskningsstasjon på Ims

2.6 Oppsummering – identifisering av mulige problemområder

pH målet for den anadrome strekningen er ikke alltid nådd i de mest kritiske periodene for laks i de senere årene. Det kan pekes på flere svakheter med dagens kalkingsstrategi som mulig årsak til dette:

- Stedjan-anlegget kan ikke gi stabil vannkvalitet på hele strekningen ned mot Tryland, fordi vannføringen ut av Ytre Øydnevatn under flom vil være dempet og forsinket i forhold til sidebekkene som kommer inn i elva ned mot Tryland.
- Tryland-vassdraget er regulert og vannføringen er derfor ikke alltid proporsjonal med vannføringen i de andre sidevassdragene.
- Flere store og sure sidevassdrag på den anadrome strekningen er ukalket, eller ubetydelig kalket.

3. Forslag til revidert kalkingsstrategi

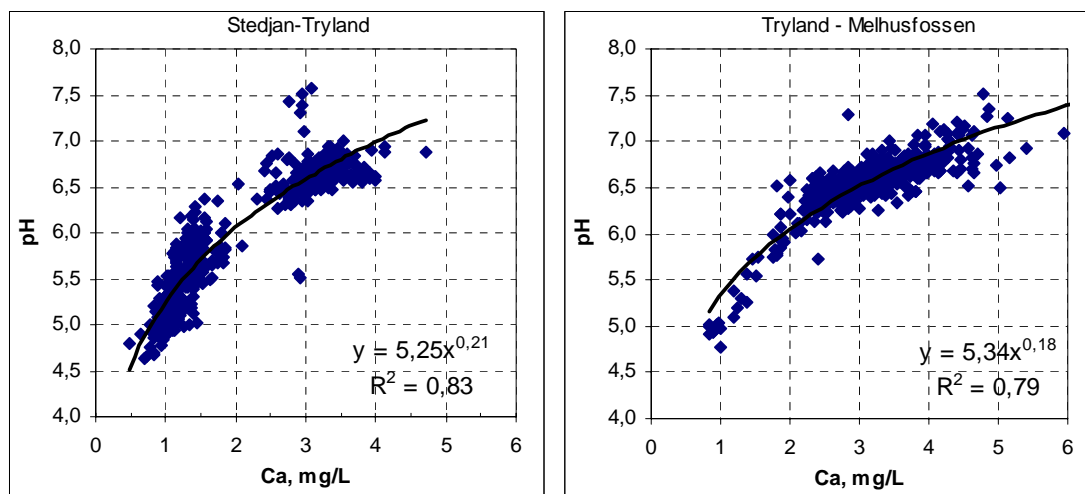
3.1 Vannkjemisk mål

Hensikten med kalkingen er å avgifte Al ved å heve pH. Mens pH øker umiddelbart etter tilførsel av kalk, vil Al avgiftes saktere. I renneforsøk er det påvist at Al avgiftes innen 30 minutter ved pH 6.3-6.4, mens avgiftingen kan ta mange timer eller dager ved pH-nivåer under 6.2. Nedstrøms kalkingsanlegg og nedstrøms sure sidebekker vil det dermed alltid være et område hvor Al ikke er i likevekt med pH. Størrelsen på dette arealet vil avhenge av pH, temperatur, mengde Al som tilføres vassdraget, samt fortykning.

Vannhastighet på stedet har stor innflytelse på blandsonerearealet. Dersom man antar en gjennomsnittlig vannhastighet i Audna på 1 km/time vil vannet i elva bruke ca. 30 timer fra Ytre Øydnevatn til elvemunningen. Innenfor dette vassdragsområdet er det 13 større sidebekker, og hvis bekkene var jevnt fordelt langs elvestrengen ville det være ca 2.5 km mellom hver bekk. Dersom vann fra sidebekkene ikke er avgiftet innen 3 timer vil hele Audna da være påvirket av blandsoner. Store deler av året vil dette ikke være tilfellet på grunn av lavt vannbidrag fra sidebekkene. Store sidevassdrag som bidrar med mye vann og Al vil forringe vannkvaliteten i deler av hovedelva uten at den vannkjemiske forringelsen trenger å gi seg uttrykk i hverken pH eller målt konsentrasjon av uorganisk monomert Al.

Dagens pH-mål på den lakseførende strekningen i Audna varierer avhengig av tid på året; 15/2-31/3: pH 6.2, 1/4-31/5: pH 6.4, 1/6-14/2: pH 6.0. På grunn av alle de sure sidevassdragene som kommer inn på den anadrome strekningen er det sannsynligvis ikke tilrådelig å redusere pH-målet i smoltutvandringsperioden fra 6.4 til 6.2, slik som i Mandalsvassdraget. Her er de største sidevassdragene på anadrom strekning kalket med egen doserer, slik at faren for giftige Al-blandsoner i hovedelva er redusert. Etter en tids drift med ny kalkingsstrategi i Audna kan det eventuelt vurderes å redusere pH-målet med 0.1 pH enhet om våren.

Beregning av kalkbehov basert på oppgitte pH-mål kan gjøres på flere måter: (1) Utføre titreringsanalyser på naturlig elvevann, (2) bruke erfaringstall fra titreringsanalyser foretatt på tilsvarende vannkvaliteter andre steder, eller (3) dersom mye vannkjemidata fra vassdraget; bruke empirisk sammenheng mellom pH og kalsium i vannet. I denne rapporten har vi benyttet sistnevnte metode, se **Figur 8**.



Figur 8. Kalsium/pH-forholdet ved overvåkningsstasjoner i Audna 1995-1999. Venstre side viser strekningen f.o.m. Stedjan til Tryland, høyre side viser strekningen f.o.m. Tryland t.o.m. Melhusfossen.

Som det framgår av figuren er det en viss spredning av målinger omkring kurvetilpasningene. Den empirisk sammenhengen gir likevel et brukbart uttrykk for det gjennomsnittlige kalkbehovet i elva. Den relativt lange oppholdstiden i Ytre Øydnevatn (ca. 0.5 år) og pH-styringen ved Tryland-anlegget vil ytterligere bidra til å dempe usikkerheten i forhold til feildosering. Ca/pH-forholdet på de to vassdragsavsnittene i Figur 8 er praktisk talt identisk i pH-intervallet 5.0-6.5, og det er derfor benyttet samme kalkbehov for hele vassdraget. Basert på dette forholdet, kan pH-målene for Audna dermed gjøres om til følgende kalsium-mål:

15/2-31/3:	2.3 mg/L	(pH 6.2)
1/4-31/5:	2.7 mg/L	(pH 6.4)
1/6-14/2:	2.0 mg/L	(pH 6.0)
Årssnitt:	2.2 mg/L	

Basert på overvåkingsdata fra vassdraget (**Figur 2**) kan en anta en bakgrunnskonsentrasjon av Ca på 1.3 mg/L for hovedelva. Dette inkluderer lokale bekkekalkingsprosjekter og eksisterende kalking av småsjøer. Med bakgrunn i dette kan det anslås følgende gjennomsnittlige kalkbehov for å oppnå de ulike målnivåene:

	Ca-behov (mg/L)	CaCO ₃ -behov (mg/L)
pH 6.2	1.0	2.50
pH 6.4	1.4	3.50
pH 6.0	0.7	1.75
Årssnitt	0.9	2.25

Det beregnede kalkbehovet for Audna ligger blant de laveste verdiene som ble målt ved titreringsanalyser i den øvre delen av Lygna i 1998 (Kaste 1999). Her ble det beregnet et CaCO₃-behov på 2.0-2.8 mg/L for å nå pH 6.00. Vannkvaliteten i denne delen av Lygna er imidlertid surere og inneholder mer humus enn Audna, og det er derfor rimelig å anta at kalkbehovet skal være noe lavere i Audna enn i de øvre delene av Lygna.

3.2 Forslag til tiltak

Basert på de hydrologiske og vannkjemiske forholdene i Audna foreslås det en del endringer i kalkingsstrategien i vassdraget:

1. Dagens doseringsanlegg ved Stedjan foreslås opprettholdt for å avsyre vassdraget til og med utløpet av Ytre Øydnevatn. Dette betyr at en kan redusere på kalkdosene i forhold til dagens. En hovedbegrunnelse for å beholde anlegget, er at det vi bidra til å stabilisere aluminimskjemien før vannet når den anadrome strekningen i elva. Dette kan også oppnås ved kalking av Ytre Øydnevatn direkte, men da kan det være fare for surt vann i utløpet i vintre med permanent isdekke. I følge lokalkjente legger det seg vanligvis is på Ytre Øydnevatn under normale vinterforhold.
2. Det foreslås etablert en ny doserer i Konsmo-området, for å kunne ta høyde for dynamikken mellom hovedelva og flompregete sidevassdrag på strekningen ned mot Tryland. Nøyaktig beliggenhet må fastslås etter befaring. For å sikre god innblanding av kalken, bør anlegget stå ved hovedelva, men styres etter vannføringen i et nærliggende sidevassdrag. Anlegget skal avsyre all tilrenning på strekningen mellom Ytre Øydnevatn og utløpet av Trylandsvassdraget.
3. Trylandsvassdraget og Grislebekken foreslås avsyret ved hjelp av innsjøkalking.

4. Dagens kalkdoseringsanlegg ved Tryland beholdes, men med en mer optimalisert styring etter vannføring og pH. Vannførings- og pH-oppstrøms signalene bør hentes fra et sted i elva som er mer representativ enn dagens inntaksbrønn som er sterkt grunnvannspåvirket.
5. Sidevassdragene fra øst på strekningen Tryland-Melhusfossen bidrar i perioder med mye vann som kan forårsake områder med pågående Al-polymerisering. For å motvirke dette, foreslås det etablert en kalkdoserer i ett eller flere av disse sidevassdragene. Høyest prioritet har Spillingsbekken, som er en av de største og sureste sidebekkene på denne strekningen. Det er sannsynligvis tilstrekkelig å dosere om våren for å beskytte smolt og smoltutgang under varierende hydrologiske forhold, men dersom en også ønsker å tilgjengeliggjøre bekken(e) for sjøaure bør helårsdrift vurderes. For å kompensere for sur tilrenning fra andre sidevassdrag på strekningen bør det legges opp til en viss overdosering.

Dersom det ikke lar seg gjøre å etablere en ekstra doserer jfr. pkt. 5, er det sannsynligvis mulig å kompensere noe for avrenning fra sure sidevassdrag ved å gjøre vannføringsstyringen ved Tryland mer følsom for hydrologien i sidevassdragene. Dette kan sannsynligvis oppnås ved å etablere en vannføringssensor i et nærliggende sidevassdrag og kople dette med vannføringssignalet fra hovedelva. Av disse to løsningene anbefales imidlertid en ekstra doserer jfr. pkt. 5.

Det vil generelt være positivt å avsyre størst mulig andel av den sure tilrenningen før den når den anadrome strekningen av hovedelva. Kalking av innsjøer høyt oppe i sidevassdragene bør derfor vurderes i forhold til kalking. Med forbehold om middeldyp og teoretisk oppholdstid, kan kalking av innsjøer høyt oppe i Hunsdalsbekken, Auglandsbekken, Spillingsbekken, Erseidbekken og Kilsbekken vurderes. Terrengkalking av mindre felter, for eksempel Gaupedalsbekken eller Skoftelandsbekken, bør også vurderes som et alternativt tiltak.

4. Beregning av kalkbehov ved foreslått strategi

Beregningene ovenfor er gjort på grunnlag av empirisk sammenheng mellom kalsium og pH i elva. Usikkerheten i en slik tilnæringsmåte ligger først og fremst i anslaget av naturlig kalsiumkonsentrasjon før kalking, samt spredningen omkring kurvetilpasningen mellom kalsium og pH (Figur 8). Det er beregnet kalkbehov som kalksteinsmel (NK3) og skjellmel. NK3-kalken er antatt å inneholde 86% CaCO_3 og ha en momentanoppløsning på omkring 70%, mens skjellmelet er antatt å inneholde 93% CaCO_3 og ha en momentanoppløsning på omkring 77% (S. Haugland, pers. medd.)

4.1 Ny doserer nedstrøms Ytre Øydnevatn

Doserer:	Nedstrøms Y. Øydnevatn		
Strategi:	Kalking av lokalfelt mellom utløp Y. Øydnevatn og utløp Trylandsvassdraget til anbefalt målnivå for den anadrome strekningen		
Tilslig ved anlegg:	211.2	mill	$\text{m}^3/\text{år}$
Tilslig som skal avsyres :	141.1	mill	$\text{m}^3/\text{år}$
Doser (gjennomsnitt):			
CaCO_3 -dose ved anlegg:	1.47	g/m^3	
NK3-dose ved anlegg:	2.45	g/m^3	
Skjellmel-dose ved anlegg:	2.05	g/m^3	
Max doseringskapasitet (NK3)	34	tonn/døgn	
NK3-behov	515	tonn/år	
Skjellmel-behov	435	tonn/år	

4.2 Kalking av Trylandsvassdraget og Grislevassdraget

Det er utført simuleringer på kalking av innsjøer i disse to vassdragsgrenene, med utgangspunkt i at pH skal være minst 6.0 ved utløpene til Audna. Resultater og omtale av disse simuleringene er gitt i **Vedlegg A**. Simuleringene er basert på bruk av kalksteinsmel av typen VK3. Denne inneholder nær 100% CaCO_3 og har trolig noe bedre løselighet enn NK3-kalk på tross av at de to kalktypene består av omlag samme kornfordeling (E. Enge, pers. medd.). For å lette sammenligning med dagens kalkforbruk i Audna er kalkmengdene omregnet til antatt NK3-behov⁴.

Kort oppsummert trengs det om lag 605 tonn NK3-kalk til oppkalking av tre sjøer i Trylandsvassdraget og 460 tonn til årlig vedlikeholdskalking. I Grislebekken trengs det hver år om lag 215 tonn til kalking av fem sjøer. Den årlige vedlikeholdskalkingen i Trylandsvassdraget og Grislebekken er anslått til kr. 590 000,- (**Vedlegg A**).

For å jevne ut vannkvaliteten i de nedre delene av Trylandsvassdraget over året, anbefales det i tillegg kalking av enkelte små sjøer i de øvre delene av nedbørfeltet. En del av disse kalkes allerede i dag. Ved innsjøkalking kan det ofte være et problem med akkumulering av surt vann i det øverste vannlaget under isen om vinteren og våren, noe som fører til forsuring av nedenforliggende bekke- og elvestrekninger. Denne problemstillingen er også aktuell ved kalking i Audnavassdraget, i og med at de fleste av innsjøene som ligger litt inne på heiene vanligvis har isdekke om vinteren (O. Torland, pers. medd.). I Trylandsvassdraget vil dette neppe bli noe stort problem, i og med vann fra reguleringsmagasinene tappes fra luker som

⁴ Omtrentlig omregningsfaktor: $\text{VK3} / 0.86 = \text{NK3}$

ligger flere meter under vannoverflaten (omkring laveste regulert vannstand). I Grislevassdraget er faren for forsuringsepisoder under isen trolig større, men kalking av flere innsjøer i serie (jfr. **Vedlegg A**) kan muligens bidra til å dempe problemet. Den eneste måten å unngå dette helt, vil imidlertid være å etablere en doserer mellom Røsstadvatn og Grislevatn.

4.3 Kalking av andre sidevassdrag på anadrom strekning

Doserer:	Spillingbekken	
Strategi:	Kalking av tilsig fra Spillingbekken og Erseidbekken til anbefalt målnivå på den anadrome strekningen (helårskalking)	
Tilsig ved anlegg:	28.4	mill m ³ /år
Tilsig som skal avsyres :	43.2	mill m ³ /år
Doser (gjennomsnitt):		
CaCO ₃ -dose ved anlegg:	3.50	g/m ³
NK3-dose ved anlegg:	5.80	g/m ³
Skjellmel-dose ved anlegg:	4.90	g/m ³
Max doseringskapasitet (NK3)	10	tonn/døgn
NK3-behov	165	tonn/år
Skjellmel-behov	140	tonn/år

Dersom det legges opp til kun kalking i smoltifiseringsperioden om våren, vil kalkbehovet reduseres til om lag 65 tonn/år. De 100 tonnene som skal spres i resten av året kan da doseres ut ved Tryland-anlegget. Dette vil ikke få følger for maksimal doseringskapasitet ved noen av anleggene.

4.4 Forslag til endret kalkdosering ved eksisterende anlegg

Doserer:	Stedjan	
Strategi:	Kalking av tilsig til og meg utløpet av Ytre Øydnevatn til pH 6.0 hele året:	
Tilsig ved anlegg:	133.1	mill m ³ /år
Tilsig som skal avsyres :	198.4	mill m ³ /år
Doser (gjennomsnitt):		
CaCO ₃ -dose ved anlegg:	2.53	g/m ³
NK3-dose ved anlegg:	4.20	g/m ³
Skjellmel-dose ved anlegg:	3.55	g/m ³
Max doseringskapasitet (NK3)	23.0	tonn/døgn
NK3-behov	560	tonn/år
Skjellmel-behov	470	tonn/år

Doserer:	Tryland
Strategi:	Kalking til anbefalt målnivå på den anadrome strekningen (minus tilsiget fra Spillingbekken og Erseidbekken)
Tilsig ved anlegg:	434.5 mill m ³ /år
Tilsig som skal avsyres :	124.5 mill m ³ /år
Doser (gjennomsnitt):	
CaCO ₃ -dose ved anlegg:	0.66 g/m ³
NK3-dose ved anlegg:	1.10 g/m ³
Skjellmel-dose ved anlegg:	0.90 g/m ³
Max doseringskapasitet (NK3)	30.0 tonn/døgn
NK3-behov	475 tonn/år
Skjellmel-behov	400 tonn/år

4.5 Samlet kalkbehov ved foreslått kalkingsstrategi

Samlet for tiltakene kan det anslås et årlig behov for i underkant av 2400 tonn NK3-kalksteinsmel (**Tabell 3**). I tillegg til disse tallene kommer eksisterende småprosjekter i vassdraget, tilsvarende omlag 100 tonn NK3-kalksteinsmel og 150 tonn skjellsand årlig (**Tabell 2**).

Tabell 3. Beregning av årlig kalkbehov ved foreslåtte tiltak, beregnet som NK3-kalksteinsmel. Tallene for Trylandsvassdraget og Grislebekken er omregnet fra VK3 til NK3 jfr. avsnitt 4.2.

Delprosjekt	Kalkbehov, NK3 (tonn/år)
Doserer, Stedjan	560
Doserer, N. Y. Øydnevatn	515
Innsjøkalking, Trylandsvassdr.	460*
Innsjøkalking, Grislebekken	215
Doserer, Tryland	475
Doserer, Spillingbekken	165
SUM	2390

*) Gjelder årlig vedlikeholdskalking. Oppkalkingen av vannmassene i Sundsvatn medfører et ekstra-behov på ca. 145 tonn NK3 det første året.

5. Referanser

- Barlaup et al. 2000. Audna. Fisk. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. DN-notat i trykk.
- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S-E. & Sundt, R.C. 1999. Audna. Fisk. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1994-4, 132-134.
- Hansen, L.P., Staurnes, M., Fugelli, K. & Haraldstad, Ø. 1997. Overlevelse og vandring av laks utsatt som smolt i Audna og Lygna. - NINA Oppdragsmelding 469: 1-17.

- Kaste, Ø. 1999. Lygna. Vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1994-4, 153-155.
- Kroglund, F. & Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci.56; 2078-2086.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Håvardstun, J., Rosseland, B. O., Salbu, B. & Kvellestad, A. 1998b. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparrr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. – NIVA-rapport 3815-98, 64 s.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Lucassen, E., Salbu, B. & Åtland, Å. 1998a. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen - NIVA-rapport 3970-98,102s.
- Kroglund, F., Berger, H.M., Lande, A., Kaste, Ø., Johansen, M.B., & Håvardstun, J. 1999. Status for vann- og smoltkvalitet i Otra, Vest-Agder våren 1999. NIVA-rapport LNR 4158-99; 40s.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 2000b. Time and pH-dependant detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers, Submitted to “Acid rain, 2000”; Water, Air, and Soil Pollut.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E.C.H.E.T. 2000a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. Submitted to “Acid rain, 2000”; Water, Air, and Soil Pollut.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. Nordic Hydrol, 21: 195-204.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Pettersen, N., Riise, M., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1994. The importance of “in situ” measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. J. Ecol. Chem.3, 357-365.
- Nøst, T. 1999. Audna. Vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1994-4, 129-132.
- Rosseland, B.O. & Kroglund, F. 2000. Hvordan var de norske laksestammene før forureningen og vil de kunne bli som før f.eks. ved hjelp av kalking. Manuskript levert til Nordisk kalkingsseminar, Falun, 1999.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992a. The mixing zone between limed and acid river waters: Complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environm. Pollut. 78 (1).
- Rosseland, B.O., Kroglund, F., Staurnes, M., Hindar, K. & Kvellestad, A.. 2000. The super-sensitivity of the Atlantic salmon smolt stage prohibit strategic use of genetic tolerance to acid water in management programmes. Submitted to “Acid rain, 2000”; Water, Air, and Soil Pollut.
- Salbu, B., Teien, H-C., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 2000. Formation of transient polymeric aluminium species in mixing zones water and the subsequent deposition of aluminium on fish gills. 4th International Conf. on speciation of trace elements, Wisthler, Canada, June 25-30. (Submitted: Journal of Environmental Monitoring).
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. Water, Air, and Soil Pollut. 85: 347-352.
- Åtland, Å. & Barlaup, B.T. 1996. Avoidance behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry in waters of low pH and elevated aluminium concentration: laboratory experiments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 53 (8): 1827-1834.

Vedlegg A. Vurdering av kalking i Trylands- vassdraget og Grislebekken

Notat av Espen Enge, juni 2000.

Det er utført simuleringer på kalking av Trylandsvassdraget og Grislebekken i Audna. Målet er at disse vassdragene skal ha minst pH 6.0 ved innløpet til Audna.

A.1 Datagrunnlag

De større innsjøene er loddet opp av Edgar Vegge (Lindesnes Kommune). Dybdekartene er tegnet i forbindelse med dette prosjektet (**Vedlegg B**). For de andre innsjøene er middeldyp antatt. Innsjøarealene er stort sett beregnet av NVE og Fylkesmannen i Vest-Agder. Resten av innsjøarealene, samt alle nedslagsfelter er målt i forbindelse med dette prosjektet. Spes. avløp er 51.8 l/s pr. km² ved vannmerket Brådlandsvatn (VM 555), nederst i Trylandsvassdraget. Selv om avløpet antagelig varierer noe innen Trylandsvassdraget, er det valgt å benytte dette avløpet for alle vannene/feltene⁵.

Det finnes ikke vannmerke i Grislebekken. Derimot ligger vannmerket Lona (VM 1025) rett sør for Grislebekken (Qs=44.4 l/s pr. km²). Det er derfor valgt å benytte middelveidien av disse vannmerkene (Qs=48.1 l/s pr. km²) som spes. avløp for Grislebekken. For enkelte av innsjøene foreligger en del vannkjemi. Det ble også hentet 5 prøver i forbindelse med dette prosjektet (**Vedlegg C**). For innsjøene med mye data er det benyttet middelveidier av disse, evt. av seinere år. For noen vann forelå kun vannprøvene som her ble samlet inn, og disse ble benyttet direkte. I vann uten data, er det benyttet verdier fra nærliggende innsjøer. Titrèrurvekonstantene er tabell-verdier basert på "pH fra før første kalking" og farge. En samlet oppstilling av alle grunnlagsdata er vist i **Tabell A1 og A2**.

Tabell A1. Trylandsvassdraget. Verdier i *kursiv* er antatt. Kjemiske verdier for Krosstjern er middel av flere målinger. pH_o og ApH er titrèrurvekonstanter basert på tilgjengelig vannkjemi.

innsjø	Q	Areal	M-dyp*	pH(før)	Ca(før)	Farge	Titrèrurve	
	m ³ /s	km ²	m		mg/l	mg Pt/l	pH _o	ApH
Lelandsvatn	0,89	1,119	8	4,8	1,0	24	3,3	1,6
Sundsvatn	0,58	1,83	14	4,8	0,5	15	3,4	1,6
Hestvatn	1,11	0,373	8	4,8	0,5	20	3,4	1,6
Bergvatn	1,18	0,168	5	4,8	0,5	20	3,4	1,6
Eptevatn	1,68	1,026	7	4,9	0,6	20	3,5	1,5
Brådlandsv.	2,99	0,307	8	5,1	0,9	25	3,8	1,4
Krosstj.	3,08	0,16	5	5,1	0,9	25	3,8	1,4

*) For regulerte vann, er middeldyp gitt i forhold til et volum tilsvarende halvfyllt magasin.

A.2 Resultater og vurderinger

Kalkmengdene for Trylandsvassdraget er vist i **Tabell A3** og Grislebekken i **Tabell A4**. Kalkingen er forsøkt konsentrert i de øvre deler av vassdragene. Så langt som mulig er det

⁵ Nedslagsfeltet til Brådlandsvatn som her ble beregnet (57.7 km²) avviker noe fra NVE's tall (59.3 km²).

forsøkt å unngå et unaturlig høyt pH-nivå. Dette målet ble for enkelte lokaliteter kun delvis oppfylt.

Tabell A2. Grislebekken. Verdier i kursiv er antatt. Understreket verdi er middel av flere målinger. pH_o og ApH er titrérkurvekonstanter basert på tilgjengelig vannkjemi.

innsjø	Q	Areal	M-dyp	pH(før)	Ca(før)	Farge	Titrérkurve	
	m ³ /s	km ²	m		mg/l	mg Pt/l	pH _o	ApH
Røsstadv.	1,00	0,64	14,2	<u>5,3</u>	<u>1,4</u>	22	4,2	1,3
Grislev.	1,40	0,68	15,2	<u>5,3</u>	<u>1,4</u>	20	4,2	1,3
Risdalsv.	0,24	0,25	5	5,1	0,9	25	3,8	1,4
Døblev.	0,12	0,30	5	5,1	0,9	25	3,8	1,4
Livåtn	0,19	0,25	5	5,1	0,9	25	3,8	1,4
Krokev.	0,03	0,13	3	5,1	0,9	25	3,8	1,4

Tabell A3. Kalkmengder (VK3) for Trylandsvassdraget, 1. kalking (år 00) og 2. kalking (år 01). Fra rapportgenerator for beregning av totale kostnader av kalking.

LOKALITET	*.sim	SPRDN	INNSJØ	TILLØP	PRIS		
TOT.KOST.		B/H	t kalk	t kalk	kr/t	mill. kr	
Bergvatn	00!bergv.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Braadlandsv	00!braad.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Eptevatn	00!eptev.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Hestvatn	00!hestv.sim	1	40.0	0.0	1150	0.046	
Krosstjern	00!kross.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Lelandsv.	00!lelan.sim	1	180.0	0.0	940	0.169	
Sundsvatn	00!sunds.sim	1	300.0	0.0	916	0.275	
SUM/MIDDEL:			520.0	0.0	942	0.490	
Rapport laget: 10.06.2000							
LOKALITET	*.sim	SPRDN	INNSJØ	TILLØP	PRIS		
TOT.KOST.		B/H	t kalk	t kalk	kr/t	mill. kr	
Bergvatn	01!bergv.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Braadlandsv	01!braad.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Eptevatn	01!eptev.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Hestvatn	01!hestv.sim	1	40.0	0.0	1150	0.046	
Krosstjern	01!kross.sim	1	0.0	0.0	0	0.000	
Lelandsv.	01!leland.sim	1	180.0	0.0	940	0.169	
Sundsvatn	01!sunds.sim	1	175.0	0.0	942	0.165	
SUM/MIDDEL:			395.0	0.0	962	0.380	
Rapport laget: 10.06.2000							

Kostnadene er estimert på følgende måte:

$$\text{Tonnpris-hel. (kr/t)} = 135 * \text{Avstand (km)} + 1700$$

$$\text{Tonnpris-båt (kr/t)} = [10800/\text{Mengde (t)}] + 880$$

Tabell A4. Kalkmengder (VK3) for innsjøer i Grislebekken, 1. kalking (år 00) og 2. kalking (år 01). Fra rapportgenerator for beregning av totale kostnader av kalking.

LOKALITET	*.sim	SPRDN B/H	INNSJØ t kalk	TILLØP t kalk	PRIS kr/t	TOT.KOST. mill. Kr
Døblevatn	00!døble.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Grislevatn	00!grisle.sim	1	0.0	0.0	0	0.000
Krokevatn	00!kroke.sim	2	5.5	0.0	1903	0.010
Livatn	00!livatn.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Risdalsvatn	00!risdal.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Røsstadvatn	00!røss.sim.sim	1	135.0	0.0	960	0.130
SUM/MIDDEL:			185.5	0.0	1143	0.212
Rapport laget: 04.06.2000						
LOKALITET	*.sim	SPRDN B/H	INNSJØ t kalk	TILLØP t kalk	PRIS kr/t	TOT.KOST. mill. Kr
Døblevatn	01!døble.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Grislevatn	01!grisle.sim	1	0.0	0.0	0	0.000
Krokevatn	01!kroke.sim	2	4.5	0.0	1902	0.009
Livatn	01!livatn.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Risdalsvatn	01!risdal.sim	1	15.0	0.0	1600	0.024
Røsstadvatn	01!røss.sim	1	135.0	0.0	960	0.130
SUM/MIDDEL:			184.5	0.0	1139	0.210
Rapport laget: 04.06.2000						

Trylandsvassdraget:

Justert for nedtapping, har kun Sundsvatn en oppholdstid som kan gi kalkingen en viss varighet. Imidlertid utgjør Sundsvatn bare 19% av vannføringen ut av Krosstjørn, så det må overdoseres kraftig i Sundsvatn dersom dette skal sikre vannkvaliteten i Krosstjørn. Dette er lite realistisk. Allerede med foreslått strategi ligger pH-verdiene i Sundsvatn relativt høyt (**Tabell A5, Figur A1**).

Lelandsvatn har relativt lang oppholdstid ved fullt magasin (0.5 år), men en oppholdstid på grensen for innsjøkalking ved ½ magasin (0.3 år). Her er magasinutfyllingen av stor betydning for kalkingens varighet. Det er vanskelig å holde vannkvaliteten akseptabel for aure (pH>5.5) selv i selve Lelandsvatn (**Tabell A5, Figur A1**). Hestvatn har kort oppholdstid, antagelig ca. 0.1 år, men er likevel tatt med pga. beliggenhet høyt oppe i vassdraget. Eptevatn har en oppholdstid på 0.14 år ved ½ magasin. Innsjøene nedstrøms har oppholdstider på < 0.05 år. Kalking i Eptevatn synes derfor å være lite optimalt.

Det er også vurdert kalking av andre innsjøer i hovedstrengen, men disse har for kort oppholdstid til at kalking er har noen hensikt. Enkelte mindre innsjøer på fjellet bør imidlertid vurderes tatt med (Gusevatn, Stølevatn/Viggjamstadvatn, Kråkevatn/Sandvatn, Homevatn, Undelandsvatn og Barstadvatn). Disse er ikke simulert pga. mangel på data. Av disse anbefales særlig Kråkevatn/Sandvatn tatt med. I magasineringsperioder (Eptevatn/Lelandsvatn) er restfeltet nedstrøms disse ukalket. En kan ikke se bort i fra at store sure flommer kan gå nærmest ukalket gjennom nedstrøms-innsjøene. Kråkevatn/Sandvatn ligger i dette feltet.

Samlet vurdering for Trylandsvassdraget blir derfor at det ikke er mulig å oppnå ønsket pH med mindre det overdoseres kraftig i bl.a. Sundsvatn og Lelandsvatn. Inkludering av mindre innsjøer oppe på fjellet kan bedre vannkvaliteten ut av vassdraget noe. Det bemerkes at

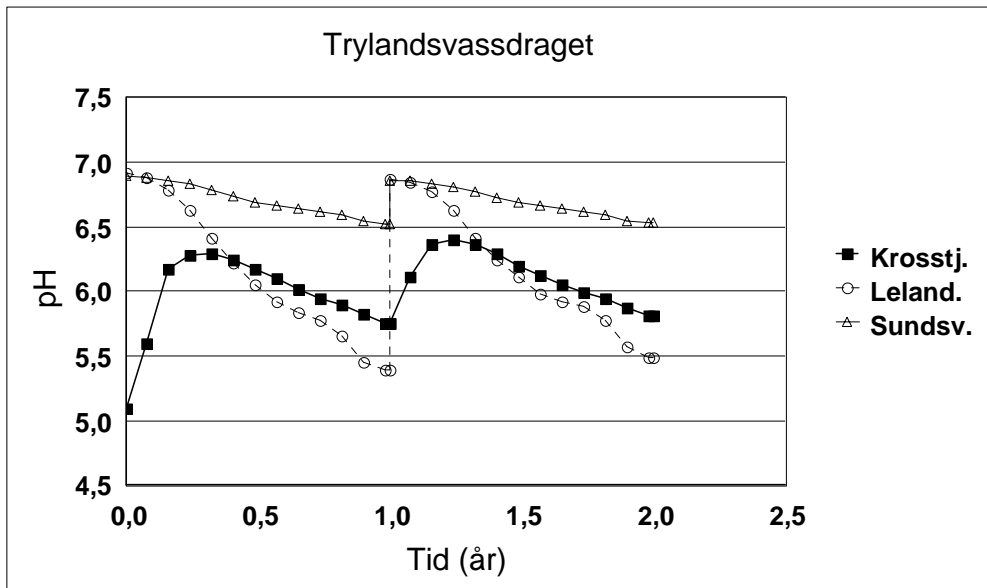
reguleringen representerer et usikkerhetsmoment i simuleringene. Kalkingseffekten kan både forsterkes eller svekkes alt etter tappestrategien til de forskjellige magasinene.

Grislebekken:

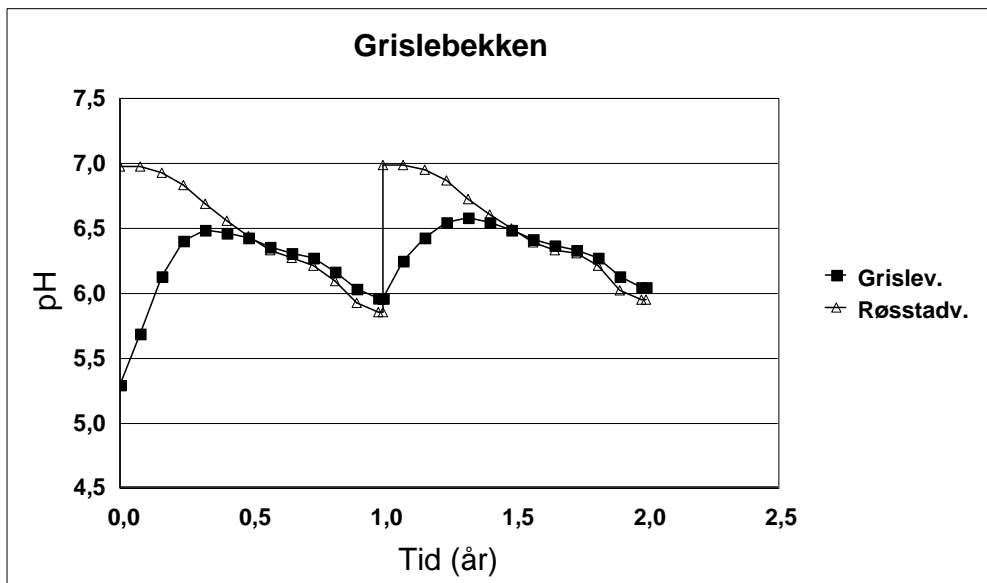
Kalking av Røsstadvatn og enkelte av innsjøene oppstrøms gir ønsket pH i utløpet av Grislevatn (**Tabell A5, Figur A2**). Utelates innsjøene oppstrøms Røsstadvatn, synker pH-verdiene nedstrøms ca. 0.2 pH-enheter. Samlet vurdering for Grislebekken blir dermed at ønsket kalkingsmål kan oppnås med den foreslåtte strategien.

Tabell A5. Simulert vannkvalitet for direkte og indirekte kalkede vann i Trylandsvassdraget og Grislebekken felt.

FILNAVN (*sim)	INNSJØ	Vannføring (m3/s)	pH-verdier etter (TID, ÅR)					
			0	0.25	0.50	0.75	1.0	2.0
00!bergv.sim	Bergvatn	0.070	4.80	6.53	6.29	6.20	6.09	5.54
00!braad.sim	Braadlandsv	0.419	5.10	6.33	6.15	5.96	5.77	5.40
00!eptev.sim	Eptevatn	0.501	4.90	6.07	6.05	5.95	5.83	5.41
00!hestv.sim	Hestvatn	0.529	6.86	6.51	6.31	6.24	6.13	5.58
00!kross.sim	Krosstjern	0.089	5.10	6.28	6.17	5.95	5.76	5.40
00!lelan.sim	Lelandsv.	0.890	6.92	6.63	6.06	5.78	5.39	4.88
00!sunds.sim	Sundsvatn	0.580	6.89	6.83	6.69	6.62	6.52	6.09
01!bergv.sim	Bergvatn	0.070	6.09	6.55	6.30	6.22	6.12	5.60
01!braad.sim	Braadlandsv	0.419	5.77	6.42	6.17	6.02	5.81	5.43
01!eptev.sim	Eptevatn	0.501	5.83	6.21	6.07	5.97	5.86	5.44
01!hestv.sim	Hestvatn	0.529	6.88	6.52	6.32	6.25	6.14	5.61
01!kross.sim	Krosstjern	0.089	5.76	6.40	6.20	5.99	5.81	5.42
01!leland.sim	Lelandsv.	0.890	6.87	6.63	6.11	5.89	5.49	4.90
01!sunds.sim	Sundsvatn	0.580	6.86	6.81	6.69	6.62	6.53	6.11
SUM / MIDDELVERDIER		6.155	6.04	6.48	6.26	6.12	5.95	5.49
Rapport laget: 28.05.2000								
FILNAVN (*sim)	INNSJØ	Vannføring (m3/s)	pH-verdier etter (TID, ÅR)					
			0	0.25	0.50	0.75	1.0	2.0
00!døble.sim	Døblevatn	0.120	6.58	6.39	5.94	5.70	5.49	5.16
00!grisle.sim	Grislevatn	0.400	5.30	6.41	6.43	6.27	5.96	5.41
00!kroke.sim	Krokevatn	0.030	6.55	6.45	6.12	5.95	5.69	5.21
00!livatn.sim	Livatn	0.160	6.66	6.31	5.69	5.52	5.36	5.14
00!risdal.sim	Risdalsvatn	0.240	6.66	6.09	5.34	5.27	5.19	5.11
00!røss.sim	Røsstadvatn	0.450	6.98	6.84	6.44	6.21	5.86	5.38
01!døble.sim	Døblevatn	0.120	6.63	6.44	6.05	5.79	5.55	5.17
01!grisle.sim	Grislevatn	0.400	5.96	6.55	6.49	6.33	6.05	5.42
01!kroke.sim	Krokevatn	0.030	6.58	6.47	6.14	5.96	5.69	5.21
01!livatn.sim	Livatn	0.160	6.68	6.35	5.74	5.56	5.39	5.15
01!risdal.sim	Risdalsvatn	0.240	6.67	6.12	5.36	5.29	5.20	5.11
01!røss.sim	Røsstadvatn	0.450	6.99	6.87	6.50	6.31	5.95	5.39
SUM / MIDDELVERDIER		2.801	6.52	6.44	6.02	5.85	5.61	5.24
Rapport laget: 04.06.2000								



Figur A1. Simulerte pH-verdier i noen sentrale vann i Trylandsvassdraget. Pga. lang oppholdstid er vannkvaliteten relativt stabil i Sundsvatn, mens den varierer en del i Lelandsvann. Krosstjørn har også relativt stabil vannkvalitet, men har noe lavere pH-verdier enn ønskelig.



Figur A2. Simulerte pH-verdier i Grisle- og Røstadvatn. Kort oppholdstid gir Røstadvatn store pH-variasjoner over året, til tross for at noe av kalkingeffekten er førsøkt forsinket ved tilløpskalking. Også korte oppholdstider kan danne grunnlag for stabil vannkvalitet dersom flere innsjøer ligger i serie. Dette er grunnen til at Grislevatn likevel har relativt stabil og god vannkvalitet.

Alternative strategier:

Dersom det kan aksepteres konstant høye pH-verdier i Sundsvatn, og relativt høy dosering også i Lelandsvatn, er et pH-mål på 6.0 mulig å oppnå i Krosstjørn.

Simuleringer på 1. gangskalking viste at dersom kalkmengden i Sundsvatn økes fra 300 til 385 t, og i Lelandsvatn fra 180 til 215 t, vil pH-verdiene i Krosstjørn bli 6.0-6.4 over året. Sundsvatn blir liggende stabilt på pH 6.7-7.0, og Lelandsvatn vil variere mellom 5.5-7.0.

Det må imidlertid påpekes at pH-verdiene selv i hovedstrategien for Sundsvatn, ble liggende ganske høyt (pH=6.5-6.9). Det må også minnes på at det er et stort ukalket restfelt mellom Sundsvatn og Tryland, som potensielt kan skape forsuringsepisoder, uavhengig av hvor høy pH'en er i Sundsvatn. Her vil tappestrategien av magasinene være av stor betydning.

Vedlegg B. Dybdekart, arealkurver og volumkurver

Dybdekart, arealkurver og volumkurver er utarbeidet av Espen Enge, basert på målinger foretatt av Egdar Vegge, Lindesnes kommune. Dybdekartene er basert på et relativt begrenset antall punktmålinger, og må derfor ikke betraktes som eksakte. Det finnes partier i de fleste av innsjøene hvor dybdeforholdene er usikre. Magasinene var delvis nedtappet da innsjøene ble opploddet. Dette er forsøkt tatt hensyn til ved tegningen av kartene, men vil likevel forårsake en viss usikkerhet.

Tabell B1. Arealkurver

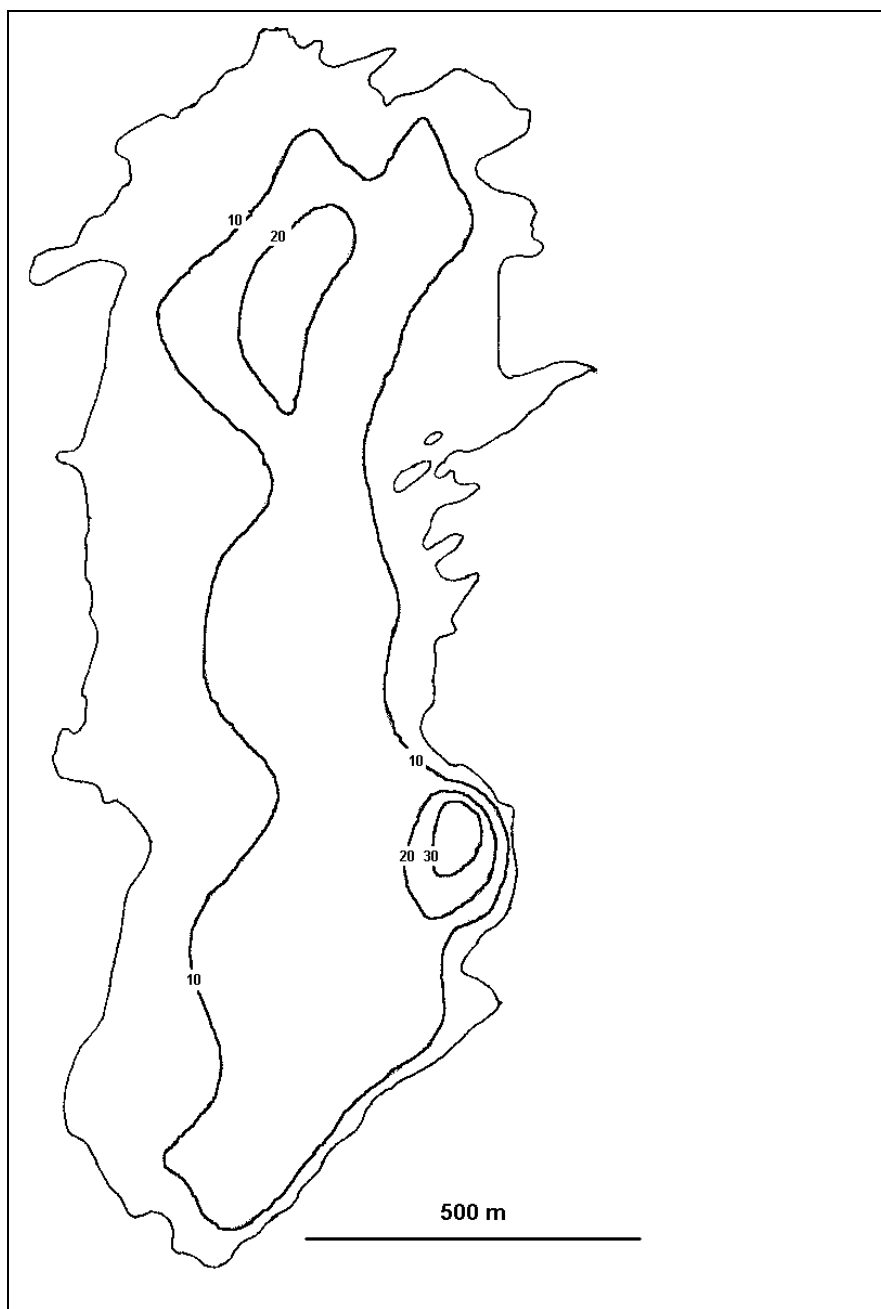
DYP m	Sundsv. km ²	Eptev. km ²	Lelandsv. km ²	Røsstadv. km ²	Grislev. km ²
0	1,830	1,026	1,119	0,640	0,680
10	1,172	0,488	0,598	0,337	0,399
20	0,494	0,050	0,145	0,172	0,215
30	0,223	0,005	0,025	0,073	0,078
40	0,097	0	0	0,007	0
50	0,010	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0

Tabell B2. Volumkurver

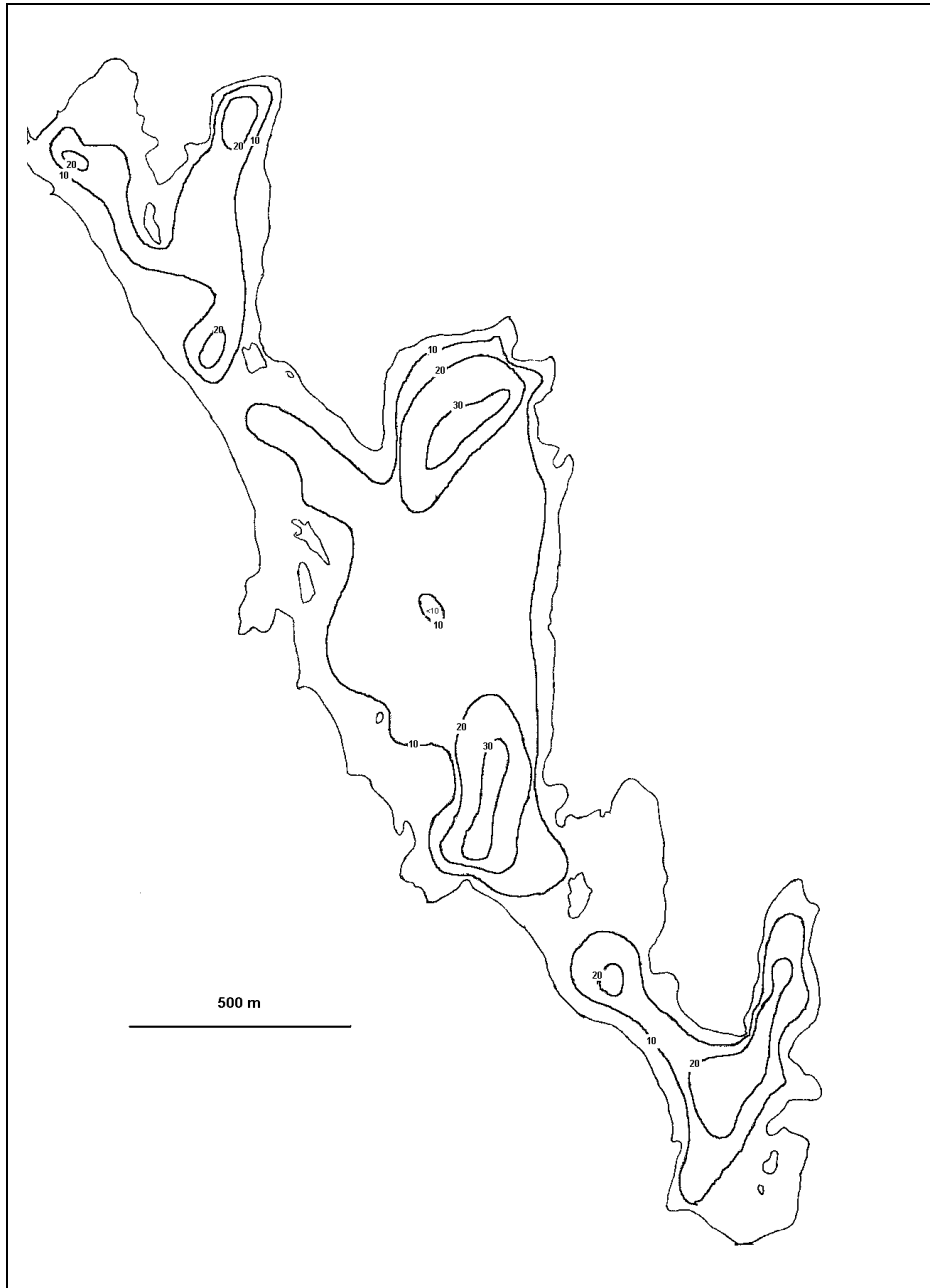
DYP m	Sundsv. Mm ³	Eptev. Mm ³	Lelandsv. Mm ³	Røsstadv. Mm ³	Grislev. Mm ³
0	29,10	10,56	13,27	9,09	10,32
10	14,09	2,99	4,68	4,21	4,93
20	5,76	0,30	0,97	1,66	1,86
30	2,18	0,03	0,12	0,44	0,39
40	0,58	0	0	0,04	0
50	0,05	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0



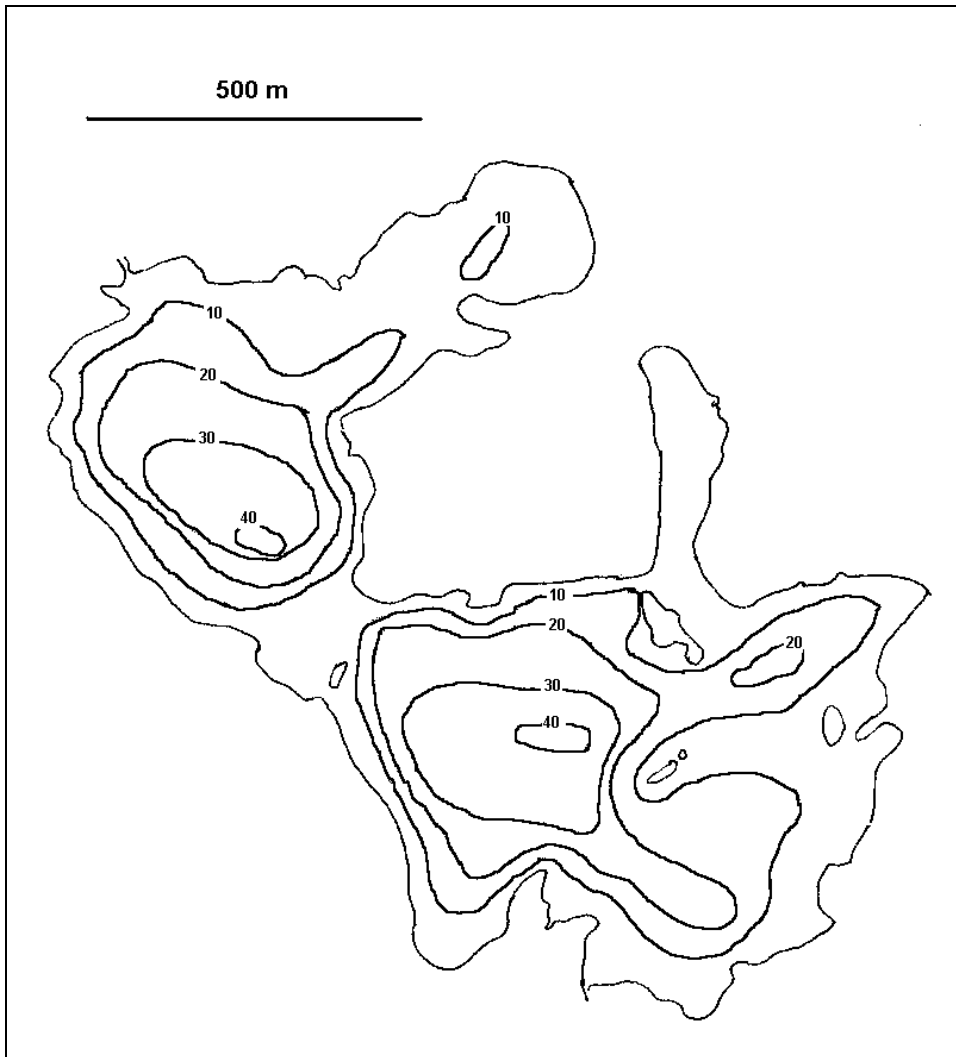
Figur B1. Dybdekart, Sundsvatn



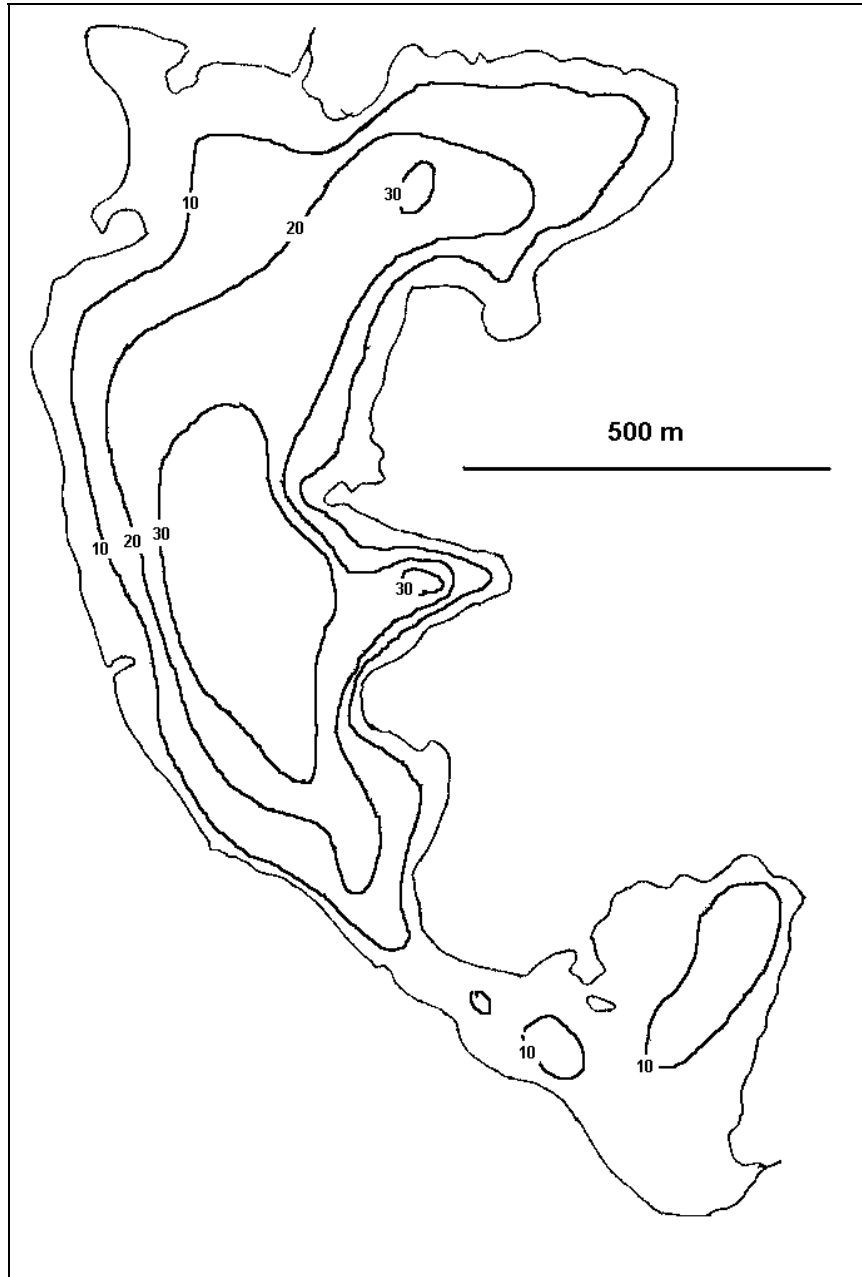
Figur B2. Dybdekart, Eptevatn.



Figur B3. Dybdekart, Lelandsvatn. Merk: Kartorienteringen er ikke N-S



Figur B4. Dybdekart, Røssadvatn



Figur B5. Dybdekart, Grislevatn

Vedlegg C. Vannprøver fra mai 2000

Vannprøver samlet inn av Edgar Vegge, Lindesnes kommune, og analysert av Espen Enge.

LOKALITET	dato	pH	Kond. μS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe μekv./l	Ca mg/l	Al mg/l
SUNDSVATN	10.05.2000	4,8	35,2	15	-11	0,5	0,17
EPTEVATN	10.05.2000	4,9	38,5	20	-6	0,6	0,16
LELANDSVATN	12.05.2000	4,8	48,1	24	-9	1,0	0,21
RØSSTADVATN	11.05.2000	5,1	50,5	22	2	1,4	0,16
GRISLEVATN	11.05.2000	5,0	52,3	20	4	1,3	0,19